MIĘDZYNARODOWA MONOGRAFIA NAUKOWA

J. A. Mażajski – Rosja
A. N. Rokoczyński – Ukraina
A. A. Wołczek – Białoruś
O. P. Mieszyk – Białoruś
J. Jeznach – Polska

POLESIE
ŚRODOWISKO, MELIORACJE

Tom 3. POLESIE POLSKIE

BIAŁORUŚ – UKRAINA – POLSKA – ROSJA
Brześć – Równe – Warszawa – Riazań
2020

Е58
УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6
П77

Redakcja naukowa monografii:

J. A. Mażajski – Rosja
A. N. Rokoczyński – Ukraina
A. A. Wołczek – Białoruś
O. P. Mieszyk – Białoruś
J. Jeznach – Polska

Redakcja tomu:

Danuta Urban
Radosław Dobrowolski
Jerzy Jeznach

Recenzenci:

Lubos Jurik – Słowacki Uniwersytet Rolniczy w Nitrze, Słowacja
Victor Moshinskyi – Narodowy Uniwersytet Gospodarki Wodnej i Zarządzania Zasobami Naturalnymi, Równe, Ukraina
Krzysztof Ostrowski – Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Czesław Przybyła – Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

POLESIE – Środowisko, Melioracje – międzynarodowa monografia naukowa,
4 tomy pod redakcją naukową:
J. A. Mażajski – Rosja, A. N. Rokoczyński – Ukraina,
A. A. Wołczek – Białoruś, O. P. Mieszyk – Białoruś, J. Jeznach – Polska

Projekt okładki – Katarzyna Jeznach, z wykorzystaniem fotografii Andrzeja Różyckiego

Monografia została przygotowana na podstawie syntezy wyników wielu lat badań i doświadczeń czołowych naukowców i specjalistów z zakresu gospodarki wodnej i rekultywacji terenu w aspektach: naturalnym, historycznym, społeczno-ekonomicznym, konstrukcyjnym, technologicznym, środowiskowym, ekonomicznym i innych, a także w zakresie rekultywacji i zagospodarowania Polesia Białorusi, Ukrainy, Polski i Rosji.

Monografia poświęcona jest glebie, technologii, hydrologii i środowisku, projektom rekultywacji terenu, a także aranżacji wykorzystania potencjału zasobów naturalnych i ocen środowiskowch oraz efektywności ekonomicznej rekultywacji terenów Polesia.

Praca przeznaczona jest dla specjalistów w dziedzinie gleboznawstwa, ochrony przyrody, gospodarki wodnej, produkcji rolniczej, naukowców, doktorantów i studentów odpowiednich specjalności.

ISBN 978-83-7583-945-6 (Tom 3)
ISBN 978-5-00077-738-1 (całość)

978-83-7583-945-6
9 788375 839456

УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6
© Autorzy rozdziałów wskazani w treści tomu 3 monografii, 2020
© Brzeski Państwowy Uniwersytet Techniczny, Brześć (Białoruś), 2020
© Narodowy Uniwersytet Gospodarki Wodnej i Zarządzania Zasobami Naturalnymi, Równe (Ukraina), 2020
© ВНИИГиМ im. A. N. Kostiakowa (Federacja Rosyjska), 2020
© Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie (Polska), 2020

INTERNATIONAL SCIENTIFIC PUBLICATION

Edited by
J. A. Mażajski – Russia
A. N. Rokoczyński – Ukraine
A. A. Wołczek – Belarus
O. P. Mieszyk – Belarus
J. Jeznach – Poland

ENVIRONMENTAL ENGINEERING IN POLESYE

Book 3. POLISH POLESYE

BELARUS – UKRAINE – POLAND – RUSSIA
Brest – Rivne – Warsaw – Ryazan
2020

Е58
УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6
П77

Edited by:

Yury Mazhayskiy, Doctor of Science in Agriculture, Professor (Russia);
Anatoliy Rokochynskiy, Doctor of Engineering Science, Professor (Ukraine);
Aliaksandr Volchak, Doctor of Science in Geography, Professor (Belarus);
Aleh Meshyk, Ph.D. in Engineering Science, Associate Professor (Belarus);
Jerzy Jeznach, Doctor of Engineering Science, Professor (Poland).

Volume Editor:
Danuta Urban
Radosław Dobrowolski
Jerzy Jeznach

Reviewers:
Lubos Jurik – Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovakia
Victor Moshinskyi – National University of Water Management and Nature Resources Use Rivne, Ukraine
Krzysztof Ostrowski – Agricultural University in Kraków
Czesław Przybyła – Poznań University of Life Sciences

Environmental Engineering in Polesye: International Scientific Monograph: in 4 books / edited by Yu. Mazhayskiy, A. Rokochynskiy, A. Volchak, A. Meshyk, J. Jeznach. Ryazan: Meshchersk office of VNIIGiM of A. N. Kostiakov.

The monograph summarizes the results of long-term research and experience of leading scientists and experts in the area of land reclamation and water management in Belarus, Ukraine, Poland, and Russia. It presents such aspects of land reclamation and natural resource management in Polesye region as natural, historical, social, economic, constructional, technological, environmental, etc.

Wolumen focuses on an assessment of natural resources potential of Polesye in terms of environmental engineering and solving current problems in sensible environmental management of the region.

The book might be of interest for scientists, undergraduate students, Master's Degree and Ph.D. students and other experts in the areas of ecology, environmental management, land reclamation, water management, and agriculture.

It is only the authors, who are responsible for the contents, adequacy and quality of the data used.

ISBN 978-83-7583-945-6 (Volume 3)
ISBN 978-5-00077-738-1 (complete)

978-83-7583-945-6

УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6

© Authors of the chapters named in Volume 3 of the monograph, 2020
© Brest State Technical University (Belarus), 2020
© National University of Water and Environmental Engineering (Rivne, Ukraine), 2020
© VNIIGiM of A. N. Kostiakov (Russia), 2020
© Warsaw University of Life Sciences – SGGW (Poland), 2020

МЕЖДУНАРОДНАЯ НАУЧНАЯ МОНОГРАФИЯ

Ю. А. Мажайски – Россия
А. Н. Рокочинский – Украина
А. А. Волчек – Беларусь
О. П. Мешик – Беларусь
Е. Езнах – Польша

ПРИРОДООБУСТРОЙСТВО ПОЛЕСЬЯ

Том 3. ПОЛЬСКОЕ ПОЛЕСЬЕ

БЕЛАРУСЬ – УКРАИНА – ПОЛЬША – РОССИЯ
Брест – Ровно – Варшава – Рязань
2020

Е58
УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6
П77

Под общей научной редакцией:
Ю. А. Мажайского, доктора сельскохозяйственных наук, профессора (Россия)
А. Н. Рокочинского, доктора технических наук, профессора (Украина)
А. А. Волчека, доктора географических наук, профессора (Беларусь)
О. П. Мешика, кандидата технических наук, доцента (Беларусь)
Е. Езнаха, доктора технических наук, профессора (Польша)

Составители:
Данута Урбан
Радослав Добровольский
Ежи Езнах

Рецензенты:
Любош Юрик – Словацкий сельскохозяйственный университет в Нитре, Словакия
Виктор Мошинский – Национальный университет водного хозяйства и природопользования г. Ровно, Украина
Криштоф Островский – Сельскохозяйственный университет в Кракове
Чеслав Пшибыла – Университет естественных наук в Познани

Природообустройство Полесья: Международная Научная Монография: в 4 кн. / под общ. науч. ред. Ю. А. Мажайского, А. Н. Рокочинского, А. А. Волчека, О. П. Мешика, Е. Езнаха. – Варшава: Варшавский Университет Естественных Наук – SGGW, 2020. – Кн. 3, 984 ст: Польское Полесье

ISBN 978-83-7583-945-6 (Кн. 3)
ISBN 978-5-00077-738-1 (общ.)

Монография подготовлена на основе обобщения результатов многолетних исследований и производственного опыта ведущих ученых и специалистов водохозяйственно-мелиоративного профиля о природных, исторических, социально-экономических, конструктивных, режимно-технологических, экологических, экономических и других аспектах мелиорации и обустройства зоны Полесья Беларуси, Украины, Польши и России.

Томы посвящены почвенным, режимно-технологическим, гидрологическим и экологическим аспектам мелиораций, а также обустройству, использованию природно-ресурсного потенциала и оценке эколого-экономической эффективности мелиорации Полесья.

Предназначается для специалистов в области почвоведения, охраны природы, водного хозяйства, аграрного производства, научных работников, аспирантов и студентов соответствующих специальностей, землепользователей всех форм собственности.

Ответственность за содержание и достоверность представленных материалов несут авторы.

ISBN 978-83-7583-945-6 (Кн. 3)
ISBN 978-5-00077-738-1 (общ.)

978-83-7583-945-6

УДК 631.62(438.42)
ББК 40.6

© Авторы разделов, указанные в оглавлении тома 3 монографии, 2020
© Брестский государственный технический университет (Республика Беларусь), 2020
© Национальный университет водного хозяйства и природопользования (Ровно, Украина), 2020
© ВНИИГиМ им. А. Н. Костякова (Российская Федерация), 2020
© Варшавский Университет Естественных Наук – SGGW (Республика Польша), 2020

Wprowadzenie

Polesie to unikalny kompleks naturalny i terytorialny, który znajduje się na terenie czterech krajów: Białorusi (południowe regiony Brześcia i Homla), Ukrainy (prawobrzeżne i lewobrzeżne Polesie, w zależności od podziału administracyjnego z wyróżnieniem pięciu regionów fizjograficznych: Wołyń, Równe, Żytomierz, Kijów, Czernihów i Sumy), Rosji (Briańsk-Zizdrinske Polesie) i Polski (region Lublina, Dolina Bugu i Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, znane jako Polesie Lubelskie lub Polesie Zachodnie). Łączna powierzchnia Polesia wynosi około 130 tysięcy km².

Dzisiaj ludzkość zmaga się z problemem rozwiązania wielu pilnych problemów. Do priorytetowych należą demografia, woda, energia, zasoby żywności, w warunkach zmieniających się warunków klimatycznych, które mają charakter globalny. Problem żywności zawsze istniał, jest nadal aktualny. Jego rozwiązanie należy do kategorii problemów międzypaństwowych i wynika ze stanu ekologicznego terenu, energii, wody, zasobów gleby w kontekście zmian klimatycznych.

Głównym ograniczającym wskaźnikiem produkcji rolnej w tej strefie jest przede wszystkim nadmierne uwilgotnienie. Gwarantowane plony możliwe są tylko w oparciu o zdobycze nauki dotyczące naturalnych kompleksów, optymalnego wykorzystania pojemności gleby, wody, klimatu, topografii i roślinności, a to może być realizowane tylko w trakcie zrównoważonych, kompleksowych melioracji.

Systemy melioracyjne, podobnie jak inne systemy techniczne, nie zawsze mają pozytywny wpływ na środowisko. Jak pokazuje doświadczenie wielu krajów, wynika to z faktu, że przy projektowaniu i budowie systemów nie zawsze przyjęto zgodność z warunkami środowiskowymi. Dzisiaj systemy melioracyjne często pozostawiono rolnikom.

Biorąc pod uwagę wyniki wielu lat badań naukowych oraz praktyczne doświadczenie naukowców i praktyków z różnych krajów, melioracje gruntów były i są głównym warunkiem zapewnienia zrównoważonego rozwoju rolnictwa, w tym Polesia.

Dlatego w niniejszej monografii przedstawiono tak różnorodne i niejednorodne badania naukowe, zagadnienia i aspekty melioracji Polesia. Wszyscy są zgodni, że poprawa melioracji gruntów oraz zarządzania stosunkami wodno-powietrznymi poprzez kompleks środków organizacyjnych, ekonomicznych, agrotechnicznych, rekultywacyjnych i hydrotechnicznych gwarantuje zrównoważone plony roślin.

J. A. Mażajski – Rosja, A. N. Rokoczyński – Ukraina, A. A. Wołczek – Białoruś, O. P. Mieszyk – Białoruś, J. Jeznach – Polska

Część I

POLESIE POLSKIE

1. POLSKIE BADANIA TORFOWISK POLESIA

Anna Ostromęcka-Lewak

1.1. Historia Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami[1]

Działanie Stacji Błotnej „Czemerne" na Polesiu Wołyńskim, w widłach rzek Horyń i Słucz, powstałej w zaborze rosyjskim w latach 1912-1914, przerwała I wojna światowa. Placówkę, związaną organizacyjnie z Centralnym Uniwersytetem Doświadczalnym w Mińsku, powołano w związku z planowaną akcją osuszania bagien polesko-wołyńskich, finansowaną przez rosyjskie ministerstwo rolnictwa a prowadzoną przez generała Żylińskiego (Polaka).

Pięcioletni okres istnienia Stacji ograniczył się do przeprowadzenia prac melioracyjnych osuszających około 20 ha torfowiska „Czemerne", wybudowania 3 domów mieszkalnych, 2 budynków gospodarczych, skompletowania biblioteki oraz zakupu znacznej ilości inwentarza do upraw polowych i badań naukowych.

W 1919 r. zmarł pierwszy dyrektor Stacji Lew Kuźniecki. Stacja uległa całkowitej dewastacji. Pozostała na jej terenie jedynie mogiła dyrektora L. Kuźnieckiego, obecnie uzupełniona pomnikiem (zdjęcie poniżej).

Po odzyskaniu przez Polskę niepodległości, na podstawie Rozporządzenia Prezydenta Rzeczypospolitej z 22.09.1922 r., opracowano wytyczne i program Izb Rolniczych w dziedzinie melioracji rolnych. W Warszawie powołano Komisję Naukowych Badań Ziem Wschodnich, a w Brześciu nad Bugiem – Biuro Melioracji Polesia.

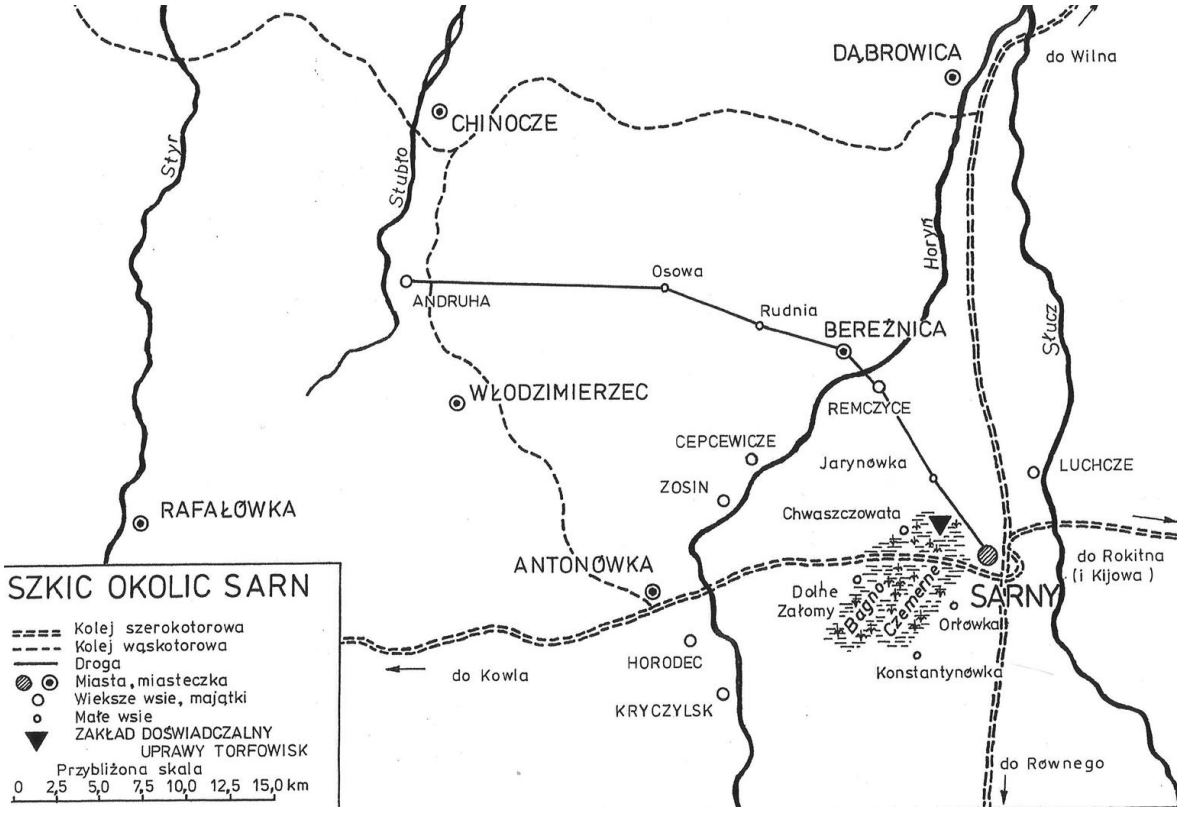
[1] Fragment książki Anny Ostromęckiej-Lewak *Śladami Ostromęckich herbu Pomian.* Warszawa 2019.

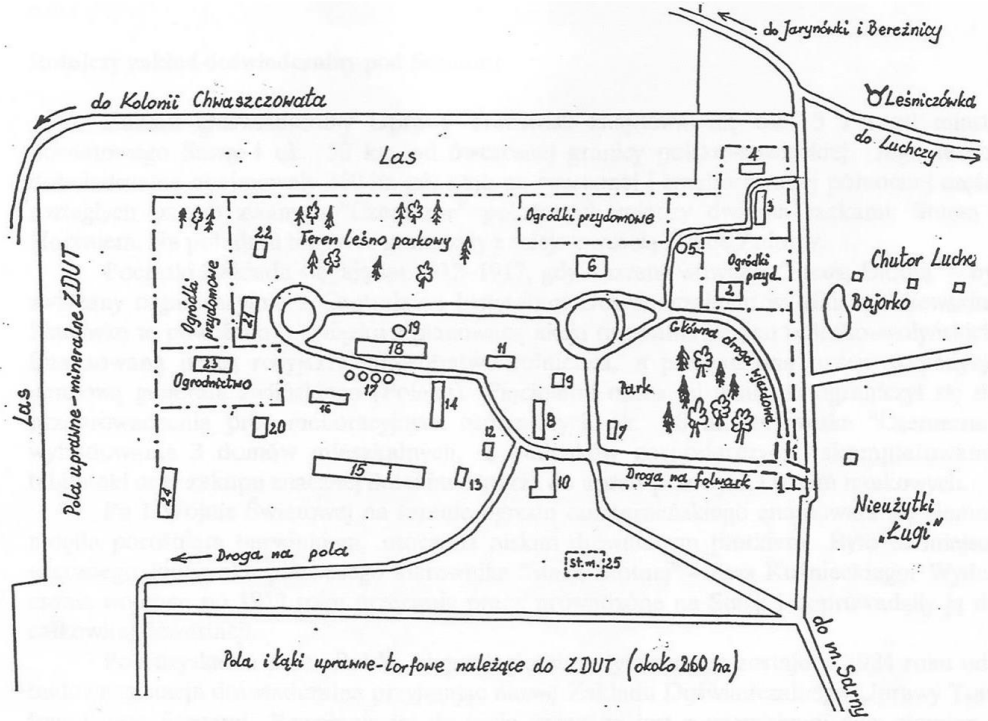
Inicjatorami odbudowy stacji doświadczalnej pod Sarnami byli ziemianie z powiatu sarneńskiego: Szczęsny Potocki – właściciel Capcewicz nad Horyniem, ówczesny prezes Towarzystwa Rolniczego w Sarnach, oraz Bronisław Jaxa-Chamiec, właściciel Andruhy nad rzeką Stubło.

W 1924 r. stacja przyjęła nazwę **Zakład Doświadczalny Uprawy Torfowisk pod Sarnami** (ZDUT), a pierwszym i długoletnim dyrektorem Zakładu został inż. Bronisław Jaxa-Chamiec. Miał on odpowiednie przygotowanie zawodowe, ukończone studia w Studium Rolniczym Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie i w Wyższej Szkole Melioracji Rolnych w Wiedniu.

Teren Zakładu znajdował się około 3 km od miasta powiatowego Sarny i około 50 km od granicy polsko-sowieckiej. Obejmował około 260 ha pól i łąk częściowo osuszonego torfowiska niskiego „Czemerne", na którym znajdowały się pola doświadczalno-produkcyjne oraz ferma pokazowa i zabudowania (szkic okolic Sarn).

Pierwsze doświadczenia polowe rozpoczęto w 1925 r., a około 1935 r. Zakład posiadał wszelkie cechy wzorcowego gospodarstwa. Dysponował czteroma działami fachowymi: Rolniczym (obejmującym też prace ogrodnicze i pracownię chemiczno-fizjologiczną), Hydrotechnicznym (melioracyjnym), Łąkarskim (z ochroną roślin), Zootechnicznym, oraz laboratoriami, stacją meteorologiczną i działem gospodarczo-administracyjnym. (plan wg T. Przyborowskiego).





Szkic ZDUT pod Sarnami wykonany z pamięci
przez T. Przyborowskiego

LEGENDA

1 – Brama wjazdowa do Zakładu
2 – Budynek mieszkalny (Mataszewscy, Świętochowscy)
3 – Czworak (Bielowscy, Świdzińscy, Ostromęcki ...)
4 – Czworak wybudowany w latach 1938–39 dla pracowników obsługi (tu mieszkali też uciekinierzy z Polski centralnej)
5 – Lodownia
6 – Tzw. "duży dom" – sala konferencyjna, biblioteka (do 1939 r.), mieszkanie służbowe dyr. Chamca i mieszkanie dra Załęskiego
7 – Tzw."biały domek" – przechowalnia próbek laboratoryjnych traw i roślin
8 – Laboratorium do przeprowadzania analiz chemicznych
9 – Budynek mieszkalno–administracyjny
10 – Budynek wybudowany w 1938 r. – dyrekcja, administracja, pracownie działowe
11 – Mleczarnia
12 – Waga wozowa
13 – Magazyny gospodarcze
14 – Obora stara na 60 stanowisk
15 – Obora nowa i stajnia (wybudowana w 1938 r.)
16 – Chlewnia
17 – Silosy wieżowe
18 – Stodoła
19 – Kierat
20 – Magazyn zbożowy
21 – Stołówka i mieszkanie Przyborowskich
22 – Budynek jednorodzinny
23 – Budynek mieszkalny z cieplarnią (wybudowany w 1939 r., poprzednio w tym miejscu stały inspekty)
24 – Stodoła polna
25 – Stacja meteorologiczna

Zakład był finansowany przez Wołyńską Izbę Rolniczą, Ministerstwo Rolnictwa, wspomagany przez Państwowy Bank Rolny i Sejmik Sarneński oraz przychodami ze sprzedaży płodów własnych. Z czasem ZDUT stał się nie tylko poważną placówka naukową, przenoszącą doświadczenia do praktyki produkcyjnej wykorzystania nieużytków bagiennych Wołynia i Polesia oraz podnoszenia kultury rolnej tych ziem, ale również ośrodkiem kultury i oświaty dla miejscowej ludności.

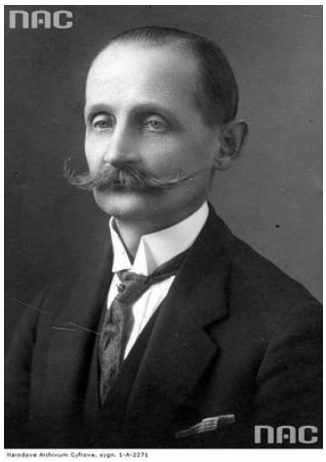
Do zespołu pracowników ZDUT w latach 1924-1939 należeli:

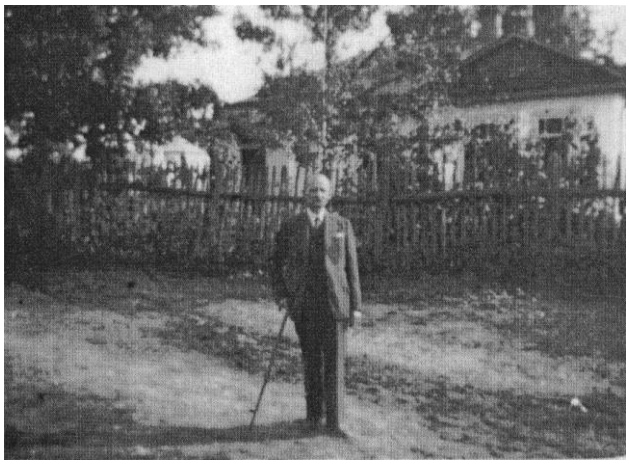
1. **Dyrektorzy: inż. Bronisław Jaxa-Chamiec** (1924-1936),
   inż. Witold Sławiński (1937-1939).
2. **Dział Rolny: doc. dr Bolesław Świętochowski** – kierownictwo naukowe, badania chemiczne i biochemiczne gleb torfowych, mechaniczna uprawa gleb torfowych, doświadczenia odmianowe, uprawowe i nawozowe (do 1937 r.; po wojnie profesor WSR we Wrocławiu) oraz **dr Jan Grzymała** (1937-1943; po wojnie profesor SGGW w Warszawie), Maria Boczkowska, H. Suchecka, Wacław Ostaszewski, Maria Ostaszewska, Maria Zienkiewiczówna-Świętochowska, Kazimiera Antczakówna-Niewiadomska, Witold Niewiadomski (1934-1939; po wojnie profesor WSR w Olsztynie), Maria Ostromęcka (po wojnie IUNG w Bydgoszczy i SGGW w Warszawie), B. Wojciechowski (po wojnie samodzielny pracownik naukowy w IUNG we Wrocławiu), inż. Bezpalczew, Bogusław Krygier, G. Kijak (profesor Akademii Rolniczej w Dublanach), dr Włodzimierz Tymrakiewicz (po wojnie profesor WSR we Wrocławiu).
3. **Dział Hydrotechniczny(melioracyjny): doc. dr Stanisław Bac** (1926-1936; po wojnie profesor WSR we Wrocławiu), **dr inż. Jerzy Ostromęcki** (1934-1943; po wojnie profesor SGGW w Warszawie), Jerzy Michalski, M. Bujalski.
4. **Dział Łąkarski: inż. Witold Michalski** (1927-1931; po jego śmierci w 1931 r. kierownictwo objął **dr Juliusz Załęski** (do 1939 r.; po wojnie nie wrócił z Londynu do kraju), inż. Henryk Kern (1929-1932; po wojnie profesor, kierownik katedry WSR w Lublinie i Olsztynie), inż. Feliks Zawistowski, Borys Demiańczuk (po wojnie Akademia Nauk Rolniczych ZSRR w Naukowo-Badawczej Stacji Zagospodarowania Bagien pod Sarnami).
5. **Dział Zootechniczny: inż. Stefan Mataszewski**, kierownik działu do 1937 r. (po wojnie samodzielny pracownik naukowy IMUZ w Warszawie), Jan Kielanowski (po wojnie samodzielny pracownik naukowy w Instytucie Fizjologii w Jabłonnie), H. Sienkiewicz, Tadeusz Świdziński (po wojnie pracownik Instytutu Zootechniki w Balicach), Gapanowicz, T. Przęczek, Z. Przęczkowa.
6. **Dział Gospodarczo-Administracyjny: kierownik Wacław Przyborowski** (1926-1940), Cyryl Bielowski – księgowy.

Z Zakładem współpracowały różne instytucje związane z rolnictwem i wyższe uczelnie: Politechnika we Lwowie, Uniwersytet im. Jana Kazimierza we Lwowie, Akademia

Rolnicza w Dublanach, Politechnika Warszawska, Uniwersytet im. Stefana Batorego w Wilnie, Państwowy Instytut Naukowy Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

Częstymi gośćmi byli: prof. Stanisław Turczynowicz (dwa zdjęcia poniżej),



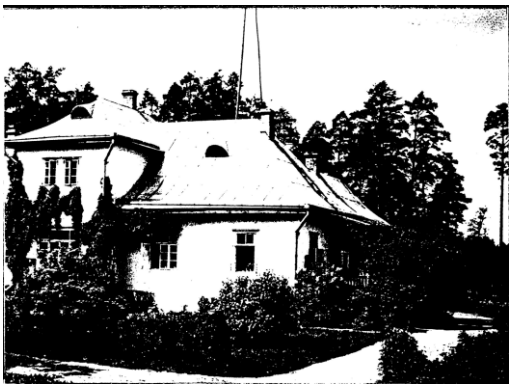


prof. Jan Tomaszewski – wybitny gleboznawca, prof. Stanisław Kulczyński, dr Dezydery Szymkiewicz, W. Staniewicz, M. Czaja, Z. Golonka, Stanisław Tołpa (po wojnie profesor Katedry Botaniki WSR we Wrocławiu). Przyjeżdżali indywidualnie bądź na organizowane w Zakładzie zjazdy i konferencje (poniżej zdjęcie z kursu łąkarskiego w 1933 r.).

Z gości zagranicznych odwiedzali Zakład naukowcy z Anglii, Niemiec, USA. Przybyła nawet komisja ekspertów do spraw wodnych Ligi Narodów.

Pracownicy ZDUT powołali w 1933 r. Stowarzyszenie Łąkarzy i rozpoczęli wydawanie kwartalnika „Łąka i Torfowisko" oraz czasopisma „Roczniki Łąkowo-Torfowe".

Stefan Mataszewski



Dom S. Mataszewskiego

Inż. Stefan Mataszewski absolwent Akademii Rolniczej w Taborze (Czechy), w ZDUT pod Sarnami badał wartość gleb torfowych do celów hodowlanych, przeprowadzał doświadczenia pastwiskowe, a także badał wartości użytkowe miejscowych ras bydła i trzody chlewnej. Poza zajęciami zawodowymi namiętnie fotografował. Szkoły w Czemernem nie było. Nauczaniem początkowym zajmowała się Matuszewska, potem Jadwiga Przyborowska, wreszcie matematyki uczył inż. Jerzy Ostromęcki (zdjęcie poniżej).

Inż. Bronisław Jaxa-Chamiec (1887-1945). Zakład na Czemernem stał się pasją życiową Bronisława Chamca i jego umiłowanym dziełem. Pragnął rozszerzenia uzyskanych w nim doświadczeń na całe Polesie i Wołyń oraz zamiany 4 milionów hektarów nieużytków

bagiennych w tereny wysoko produktywne. Od 1924 do1936 r. B. Chamiec pełnił funkcję dyrektora ZDUT.

Dom dyrekcji

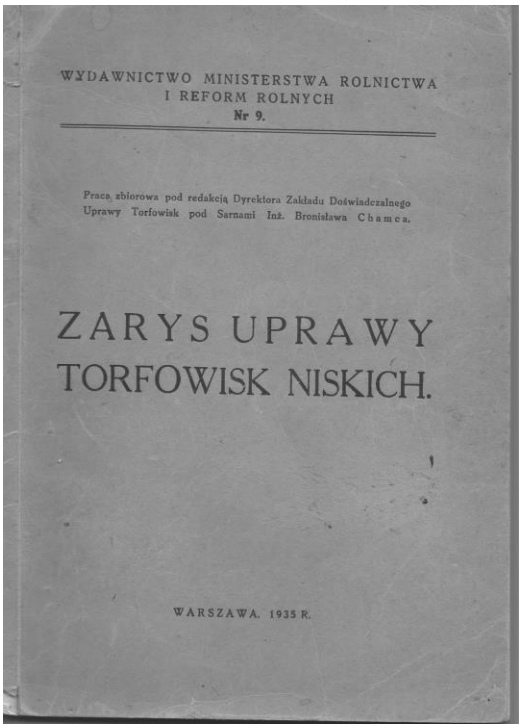
Pracownie

Stołówka

W 1935 r., na 10-lecie Zakładu, ukazało się opracowanie zbiorowe pod redakcją dyrektora Bronisława Chamca „Zarys uprawy torfowisk niskich", dokumentujące wyniki doświadczeń zespołu pracowników (zdjęcie okładki poniżej).

W 1936 r. Bronisław Chamiec przeszedł do pracy w Ministerstwie Rolnictwa i Reform Rolnych w Warszawie. Dyrekcję ZDUT objął inż. Witold Sławiński. W następnych latach odeszło z Zakładu wielu dotychczasowych pracowników: S. Bac, T. Świdwiński, B. Wojciechowski, J. Michalski, H. Kern, B. i M. Świętochowscy, W. i K. Niewiadomscy, a w 1938 r. Stefan Mataszewski.

Po wybuchu wojny w ZDUT pozostali: Przyborowscy, Grzymałowie, Ostromęccy, Załęscy, Kielanowski i B. Demiańczuk. W połowie października 1939 r. przybył sowiecki dyrektor Jaromienko z rodziną.

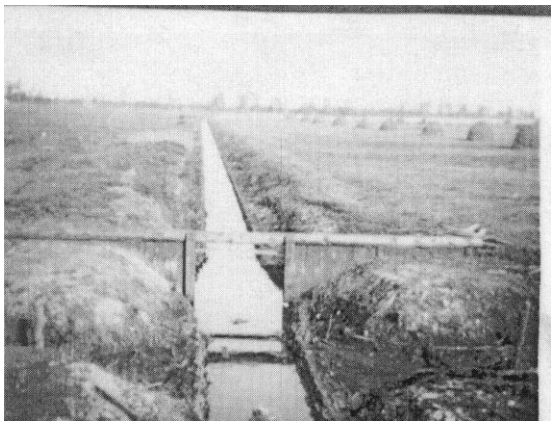


Po ataku Niemców 22 czerwca 1941 r. na Związek Radziecki do Zakładu sprowadzono z Królewca dyrektora Janerta. Zakład rozpoczął produkcję zboża, warzyw i tytoniu na potrzeby frontu.

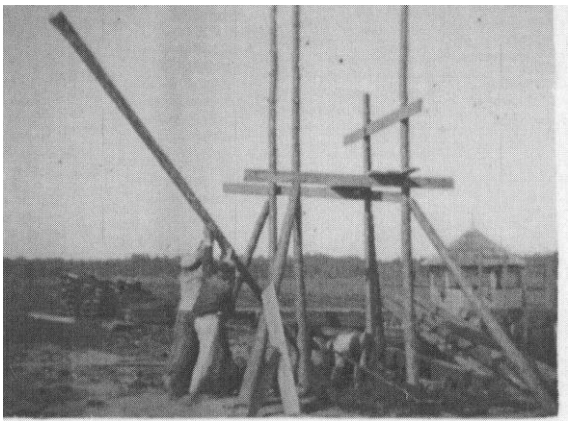
Dr Jerzy Ostromęcki (1909-1988) przebywał w Sarnach od 1934 do 1943 r. **P**rzyjechał do pracy w ZDUT tuż po skończonych studiach na Politechnice Warszawskiej z dyplomem inżyniera hydrotechnika. Najpierw był asystentem dr. Stanisława Baca, potem jego doktorantem (w 1936 r. obronił pracę doktorską na Politechnice Warszawskiej). Przez całe życie uważał późniejszego profesora Stanisława Baca za swojego mistrza i przyjaciela. Stanisławowi Bacowi zawdzięcza skierowanie swoich zainteresowań zawodowych na przyrodnicze podstawy melioracji.

W ZDUT pod Sarnami Jerzy Ostromęcki zajmował się budowlami melioracyjnymi na obszarach torfowisk, badaniem stosunków wodnych w glebach torfowych, odwadnianiem i osiadaniem torfowisk. W opracowaniu z 1935 r. „Zarys uprawy torfowisk" figurują w spisie publikacje inż. J. Ostromęckiego „Przyczynek do badań nad działaniem urządzeń melioracyjnych" oraz „Obserwacje nad biciem i wyciąganiem pali w torfowisku". Z 1937 r. pochodzi praca dr. Jerzego Ostromęckiego „Zarys metody określania rozstaw urządzeń melioracyjnych w torfowiskach".

Dr Stanisław Bac z żoną i pracownikami, 1933 r.
Od lewej: Jerzy Ostromęcki, Jerzy Michalski, NN, NN, Bogusław Krygier



Kanał



Budowla na rowach

Drenowanie krecie

W czerwcu 1939 r. do Sarn przybyła późniejsza żona Jerzego Ostromęckiego – Maria, świeżo upieczona absolwentka Wydziału Ogrodniczego SGGW w Warszawie. Pobrali się w czerwcu 1941 r., tuż przed wkroczeniem Niemców.

W końcu listopada 1943 r., gdy do Sarn zbliżał się front, Niemcy zarządzili ewakuację Zakładu. Zabrano pracowników, dobytek i dokumentację naukową i wywieziono w kierunku Prus Wschodnich. Ewakuowano rodziny Grzymałów, Ostromęckich i innych, transportem kolejowym przez Kowel, Białystok w okolice Chorzeli. Zakład ulokowano w pobliżu bagna „Szeroka Biel". Ojciec zatrudnił się jako robotnik rolny u gospodarza w Zarembach.

Jedenastego stycznia 1944 r. do Sarn wkroczyła Armia Czerwona. W Zakładzie podjął pracę przedwojenny pracownik Borys Demiańczuk.

Andrzej Łachacz

1.2. Polskie badania torfowisk Polesia przed drugą wojną światową i ich wpływ na rozwój wiedzy o torfowiskach

Wstęp

Po odzyskaniu przez Polskę niepodległości po I wojnie światowej przystąpiono do różnych długofalowych działań mających na celu modernizację państwa, a przede wszystkim scalenie w jeden organizm terenów trzech zaborów. W ramach tych działań powołano w 1928 r. Biuro Melioracji Polesia z siedzibą w Brześciu nad Bugiem. Już dawniej zwrócono uwagę na te największe w Europie obszary mokradeł. Zamiar ich melioracji należy wiązać z powszechnym w XIX w. i na początku XX w. przekonaniem o potrzebie rolniczego zagospodarowania torfowisk. Projekt melioracji Polesia był jednym z najambitniejszych zamierzeń inwestycyjnych w Polsce międzywojennej. Celem tych działań było ożywienie gospodarcze kresów wschodnich. Dodatkowo zebrano liczne informacje o środowisku przyrodniczymi, a także kulturowym tego dotychczas słabo znanego regionu [Obrębski 2007]. Zdecydowano, że prace melioracyjne poprzedzone zostaną szczegółowym rozpoznaniem warunków siedliskowych. Należy podkreślić, że główni badacze przed rozpoczęciem prac mieli możliwość zapoznania się z aktualnym stanem wiedzy torfoznawczej w czołowych wówczas ośrodkach naukowych Szwecji, Niemczech, Finlandii i Estonii. Badania naukowe prowadzone w ramach Biura Melioracji Polesia cechowały rozmach, kompleksowość oraz stosowanie najnowszych metod. Uzyskane wyniki daleko wykraczały poza potrzeby zwykłych prac melioracyjnych i znacznie poszerzyły wiedzę o fizjografii Polesia oraz o genezie torfowisk i funkcjonowaniu ekosystemów torfowiskowych. Wnioski wypracowane podczas tych badań nadal są aktualne i znacznie przyczyniły się do rozwoju wiedzy o torfowiskach.

Badania torfoznawcze prowadzone w ramach Biura Melioracji Polesia

Badania prowadzono na Polesiu, w regionie o największym udziale mokradeł w powierzchni geograficznej. Pod wieloma względami Polesie było obszarem specyficznym i unikatowym, nie tylko w skali przedwojennej Polski, lecz i Europy. Są to nizinne obszary położone przede wszystkim w dorzeczu Prypeci, odznaczające się znacznym udziałem

różnego typu mokradeł, poprzecinanych lasami oraz gęstą siecią rzek i na ogół płytkich jezior. Duża rzeka Prypeć (długość 775 km), prawy dopływ Dniepru, ma niewielki spadek, dlatego jej dopływy meandrują, tworzą rozlewiska i odnogi łączące się z sąsiednimi ciekami. Warunki naturalne nie były sprzyjające dla rozwoju rolnictwa, stąd też był to obszar o słabym zaludnieniu. Izolacja od sąsiednich ośrodków gospodarczych i kulturowych, rzadka sieć miast i dróg wpływała na ograniczenie zewnętrznych wpływów kulturowych, co na przestrzeni wieków doprowadziło do ukształtowania się charakterystycznej społeczności poleskiej, określanej jako Poleszuki [Obrębski 2007].

Geograf Wiktor Ormicki (1898-1941) tak opisał ten region [Ormicki 1929]: *Ów bezmiar wód, tajemniczo skłębionych, chaotyczne i pozornie bezładne pojawianie i zanikanie lasów, bogate przetkanie całości trawami, roślinnością wodną i formacją krzaczastą, wyciska na omawianym obszarze zupełnie szczególne piętno i nadaje mu charakter krainy jedynej w Europie. Polesie właściwe wraz z doliną Prypeci uważać można za ogromny naturalny Park Przyrody. Reprezentuje ono fizjo- i antropogeograficznie typ krainy dawno wymazanej z krajobrazu Europy (...).* Dalej trafnie charakteryzuje mokradła: *I tu, i tam panują błota, bagna, wody i mokradła, i tu, i tam zalega nietknięta do czasów ostatnich przez człowieka mroczna puszcza poleska, imponująca całą pierwotnością swą dziką krasą. Woda i las są elementami nadającymi życiu piętno. Dalszą osobliwością Polesia jest jego hydrografia. Na ogromnych obszarach woda stanowi element, nadający krajobrazowi znamię. Jak doniosłą jest jej rola, tego najlepszym dowodem lokalne słownictwo. Na określenie rozmaitych odmian błot i moczarów znajdują się w użyciu następujące ważniejsze nazwy: „bołoto", „suh", „berezina", „moch", „moczaryna", „łuh", „oles", „pław", „kaczajka" i „hało". Terminologja powyższa znajduje niezwykle ścisłe zastosowanie*. Rozważania na temat mokradeł konkluduje w następujący sposób: *(...) cóż dziwnego, że tem bardziej aktualnym i palącym jest problem meljoracyjny na Polesiu, krainie klasycznych błot (...).*

Problemem tym zajęli się energicznie pracownicy utworzonego w 1928 r. Biura Melioracji Polesia z siedzibą w Brześciu nad Bugiem. Badaniami kierował profesor Stanisław Kulczyński (1895-1975) z Uniwersytetu Jana Kazimierza w Lwowie, który mimo młodego wieku dał się już poznać jako wybitny botanik (florysta i fitosocjolog) (ryc. 1). Rozległy zakres badań torfowisk Polesia ostatnio przypomniał Żurek [2016], odnosząc się do obecnej interpretacji uzyskanych wówczas wyników dotyczących stratygrafii torfowisk. Na uwagę zwraca rozmach i intensywność prowadzonych prac, które realizowano w kilku grupach badawczych (geologiczna, hydrologiczna, torfowo-florystyczna, ekologiczna, gleboznawcza). Grupą torfowo-florystyczną kierował osobiście prof. Stanisław Kulczyński, a uczestniczyli

w niej m.in. Stanisław Tołpa (1901-1996), Włodzimierz Tymrakiewicz (1898-1975), Irena Dąbkowska (1901-1942?), Rudolf Wilczek (1903-1984). Badania terenowe trwały pięć i pół roku i w ich ramach scharakteryzowano 12 514 km^2 torfowisk, wykonując 2835 wierceń i 4357 zdjęć fitosocjologicznych [Żurek 2016].

Ryc. 1. Gipsowe popiersie Stanisława Kulczyńskiego autorstwa Balbiny Świtycz-Widackiej (1901-1972) eksponowane w Galerii Rzeźby Balbiny Świtycz-Widackiej na Uniwersytecie Warmińsko-Mazurskim w Olsztynie (w Kortowie przed aulą im. Profesora M. Kotera). Artystka przed wojną była związana z Polesiem – słynna rzeźba „Poleszuczka z dzieckiem" (Fot. A. Łachacz)

Znaczenie i unikalność badań torfowisk Polesia wynikały z kilku faktów:

- Kompleksowy charakter badań, które objęły nie tylko torfowiska, lecz także uwarunkowania geologiczne, geomorfologiczne i hydrologiczne.
- Objęcie badaniami torfowisk strefy klimatu bardziej kontynentalnego niż dotychczas badane torfowiska w zachodniej i północnej Europie.
- Badanie torfowisk strefy peryglacjalnej (torfowiska niskie dolinowe) i torfowisk wykształconych na zlądowiałych jeziorach krasowych.
- Prowadzenie badań w skali całej zlewni.

- Duży obszar o zróżnicowanej geologii i rzeźbie terenu.
- Podkreślenie roli hydrologii w rozwoju torfowisk, w tym różnego pochodzenia wód zasilających.
- Zastosowanie najnowszych wówczas metod badawczych, w tym analizy pyłkowej (palinologicznej) i analizy fitosocjologicznej Braun-Blanqueta, porządkowania danych fitosocjologicznych za pomocą diagraficznej metody Czekanowskiego.

Wyniki badań publikowano od 1929 r. w serii wydawniczej „Prace Biura Melioracji Polesia". Kulczyński opublikował wyniki badań stratygraficznych [Kulczyński 1930a], a następnie wydał obszerną pracę w dwóch tomach pt. „Torfowiska Polesia" [Kulczyński 1939, 1940], stanowiącą syntezę uzyskanych wyników. Praca ta została opublikowana także w języku angielskim [Kulczyński 1949] w stosunkowo dużym nakładzie 650 egzemplarzy i w ten sposób trafiła do nauki światowej.

Główne osiągnięcia naukowe

Wyniki badań torfowisk na Polesiu Prypeckim (dorzecze Prypeci) były ważnym głosem w trwającej wówczas dyskusji na temat przyczyn powstawania torfowisk. Na początku XX w. dominowała hipoteza niemieckiego uczonego Webera (Carl Albert Weber 1856-1931), który uważał, że powstawanie torfowisk związane jest z zalądowieniem zbiorników wodnych. Proces ten może zachodzić w wyniku wkraczania od brzegu w toń wodną zakorzenionych w dnie makrofitów lub w wyniku nasuwania się na otwartą taflę wodną pływającego kożucha (pła). O tym, który z tych sposobów zdominuje zarastanie zbiornika decyduje wiele warunków, m.in. głębokość zbiornika i żyzność wody. Ten sposób powstawania torfowisk określa się mianem terrestrializacji (niem. Verlandung). Drugi sposób to powstawanie złóż torfowych w wyniku zabagnienia pierwotnie suchych gruntów mineralnych, który określa się mianem paludyfikacji. W niektórych przypadkach inicjacja procesu torfotwórczego miała miejsce w zarastającym zbiorniku wodnym, lecz później roślinność torfotwórcza wkroczyła na otaczające mineralne grunty i obecnie większa część torfowiska pokrywa tereny niejeziorne. Kulczyński [1939, 1940, 1949], nie negując roli terrestrializacji w rozwoju torfowisk, podkreślił jednak, że w wielu przypadkach paludyfikacja lepiej wyjaśnia rozwój torfowisk. Kulczyński jako pierwszy wszechstronnie przeanalizował rolę zasilania wodnego w rozwoju torfowisk, co jest powszechnie uznawane w nauce, np. *The source water distinguishes mires primarily supplied by rainwater from*

mires supplied by a groundwater source. These fundamental mire characteristics were first discussed by Kulczynski (1949) [Heathwaite i in. 1993].

Kulczyński podkreślając dominującą rolę warunków hydrologicznych w rozwoju torfowisk, wykazał strefowość rozmieszczenia roślinności torfotwórczej. Na podstawie reakcji na zmiany poziomu wody wyróżnił immersyjne, emersyjne oraz dysaptyczne i kryptodysaptyczne zbiorowiska roślinne, które zilustrował rysunkami. Dodatkowo wyróżnił mozaikowe układy fitocenotyczne o nieruchomych warstwach (np. oles bagienny), które nazwał synaptycznymi [Kulczyński 1940, 1949].

Jednym z ważnych osiągnięć prac przeprowadzonych na Polesiu była klasyfikacja torfowisk. W celu zobiektywizowania podziału torfowisk Kulczyński zastosował matematyczną metodę Czekanowskiego (Jan Czekanowski; 1882-1965), która jest określana jako diagraficzna metoda różnic i podobieństw. Została ona opracowana do badań antropologicznych już w 1909 r., a szerzej udostępniona w 1913 r. i jest uznawana za prekursorkę metod taksonomicznych, obecnie powszechnie stosowanych w różnych dziedzinach nauki. Klasyfikacja torfowisk Kulczyńskiego uwzględniała przede wszystkim dominujące na Polesiu torfowiska niskie, które podzielono szczegółowo biorąc pod uwagę sposób zasilania wodą oraz szatę roślinną. Należy podkreślić, że była to pierwsza w świecie klasyfikacja torfowisk niskich, które we wcześniejszych opracowaniach traktowano marginalnie. Zasady tej klasyfikacji są akceptowane również obecnie.

Torfowiska wysokie na Polesiu zajmowały tylko ok. 10% powierzchni. Kulczyński podzielił je na torfowiska wysokie kontynentalne i torfowiska wysokie bałtyckie. Torfowiska kontynentalne dalej podzielił na fację leśną kępową, fację łąkową dolinkową, grzędowe, krasowe. Kulczyński [1949] był zaskoczony występowaniem torfowisk wysokich bałtyckich na Polesiu: *The discovery in Polesie of Baltic raised bogs, formed by Sphagnum fuscum, is a surprising thing from a phytogeographical point of view*. Analizując stratygrafię dominujących na Polesiu torfowisk wysokich typu kontynentalnego, Kulczyński zaproponował dla nich pokładowo-przemienny model wzrostu. Z kolei dla torfowisk wysokich typu bałtyckiego przyjął mechanizm regeneracji soczewkowej (*lenticular regeneration*). Należy uwzględnić, że hipoteza takiego wzrostu torfowisk zaproponowana przez Sernandera (Rutger Sernander; 1866-1944) i von Posta (Lennart von Post; 1884-1951), a następnie rozwinięta przez Osvalda (Hugo Osvald; 1892-1970) w tamtych czasach była jedyną powszechnie akceptowaną próbą wyjaśnienia mechanizmu wzrostu torfowisk. Obecne badania zarówno w Polsce, jak i na świecie wskazują, że w torfowiskach wysokich (wszystkich typów) przyrost torfu zachodzi w sposób pokładowo-przemienny (a nie na drodze

regeneracji soczewkowej) i w znacznej mierze uwarunkowany jest klimatycznymi zmianami stosunków wodnych [Herbichowa 1998, Charman 2002]. Oprócz dominującego wpływu klimatu na rozwój torfowisk wysokich, podkreśla się znaczenie czynników lokalnych. Kulczyński, mimo że nie był autorem hipotezy regeneracji soczewkowej, znacznie się przyczynił do jej rozpropagowania w świecie, zamieszczając w swojej monografii cztery rysunki (ryc. 3) ilustrujące wzrost torfowiska wysokiego. W ten sposób autorytet Kulczyńskiego, szeroka percepcja jego dzieła oraz rysunki o dużej sile wyrazu sprawiły, że nadmiernie łączony jest z hipotezą regeneracji soczewkowej. Trzeba podkreślić, że zagadnienie torfowisk wysokich zajmuje stosunkowo niedużo miejsca w monografii Kulczyńskiego [1949], a jej zasadnicze treści dotyczą hydrologii torfowisk, bilansu wodnego zlewni i oczywiście funkcjonowania torfowisk niskich dolinowych i nadal zachowują aktualność naukową.

Kulczyński [1949] na podstawie swoich badań doszedł do wniosku, że zbiorowiska olesowe wykazują znikomą zdolność torfotwórczą. Tezę tą zweryfikował Marek [1965], który na podstawie rozległych badań w całej Polsce wykazał, że w sprzyjających warunkach zbiorowiska te mogą akumulować torfy o znacznej miąższości. Taka opinia Kulczyńskiego wynika z objęciem badaniami olesowych torfowisk nadrzecznych tylko w regionie Polesia. Duże zróżnicowanie geograficzne zbiorowisk olesowych sprawia, że faktycznie w niektórych sytuacjach mają one spore zdolności akumulacji torfu.

Ostatnio poglądy Kulczyńskiego w kontekście alogenicznych i autogenicznych składowych zarastania jezior przeanalizował Kowalewski [2014]. Zwrócił on uwagę, że Kulczyński trafnie wyjaśnił wzrost torfowiska jak efekt wzrostu poziomu wody, a przyczyn tego wzrostu dopatrywał się w jej spiętrzeniu przez rośliny. Obecnie wzrost (wahania) poziomu wody jest wyjaśniany na drodze oddziaływań alogenicznych, w tym zmianami klimatu.

Wiele obiektów torfowych Polesia opracowano szczegółowo. Wyniki analiz próbek torfowych przedstawiono w postaci diagramów pyłkowych (których sposób prezentacji opracował S. Kulczyński) oraz podając skład botaniczny torfów. Na tej podstawie Kulczyński [1939] napisał: *Badania nad stratygrafią torfowisk dostarczają licznych dowodów na to, że porządek rozwojowy torfowisk odbiega nader często od schematu przewidzianego przez hipotezę zlądowacenia. Porządek rozwojowy torfowisk przybierać może wszystkie możliwe formy, nie wyłączając sukcesji idącej od torfowiska wysokiego do niskiego, a zatem sukcesji wręcz odwrotnej od tej, jaką przewiduje hipoteza zlądowacenia*. W tych słowach Kulczyński podważył hipotezę Webera.

Doświadczenie zdobyte podczas stratygraficznych badań torfowisk Polesia było impulsem do intensywnie rozwijanej po wojnie w Polsce kompleksowej analizy botanicznej torfów, z uwzględnieniem oprócz pyłków, sporomorfów, także owoców i nasion oraz makroszczątków [Grosse-Brauckmann 1986, Tobolski 2000]. W badaniach torfowisk Polesia bardzo aktywny był Stanisław Tołpa, który wykonał większość profili stratygraficznych zamieszczonych w pracy „Stratygrafia torfowisk Polesia", a także samodzielnie napisał kilka prac dotyczących torfowisk Polesia [Tołpa 1932a, 1932b, 1933, 1935]. Po wojnie kierował badaniami torfowisk realizowanymi w ośrodku wrocławskim [np. Tołpa 1958, 1960]. Prace nad genetyczną klasyfikacją torfów znalazły swoje podsumowanie w cenionym w nauce światowej opracowaniu [Tołpa i in. 1967].

Chociaż impulsem do badań torfowisk Polesia był zamiar ich odwodnienia i rolniczego wykorzystania, to Kulczyński [1930b] wcześnie zauważył, że nie wszystkie rodzaje torfowisk nadają się do zagospodarowania rolniczego i przedstawił plan ochrony dużych fragmentów Polesia w formie *parku natury na Polesiu*. Był to faktycznie projekt utworzenia parku narodowego, który obejmowałby ok. 6% całego Polesia. Wykazał, że zakrojone na szeroką skalę odwodnienie torfowisk Polesia nie znajduje uzasadnienia naukowego. Za racjonalne jedynie uznał rolnicze zagospodarowanie mad i towarzyszących im silnie zamulonych torfowisk nadrzecznych (bagna olszynowe). Odwodnienie torfowisk wysokich uznał za bezzasadne. Profesor Kulczyński na problemy ochrony przyrody Polesia patrzył kompleksowo i nowocześnie – nawet z obecnego punktu widzenia. Na tej podstawie można uznać go za prekursora racjonalnej ochrony torfowisk.

Wpływ badań poleskich na rozwój badań torfowych w Polsce

Profesor Stanisław Kulczyński po drugiej wojnie światowej był bardziej aktywny na polu organizacji nauki oraz w działalności politycznej, pełniąc ważne funkcje państwowe. W tym okresie napisał pracę o genezie węgla kamiennego [Kulczyński 1952] oraz na temat programu badań torfowych [Kulczyński 1958]. Jego uczniowie i współpracownicy prowadzili intensywne badania naukowe, szybko zyskując uznanie w świecie nauki i profesorskie etaty. Badania torfowisk Polesia były poligonem badawczym, na którym zdobywali doświadczenie młodzi naukowcy, których główna aktywność przypada na okres po II wojnie światowej. Niektórzy z nich dalej prowadzili badania torfów i torfowisk, jak np. Stanisław Tołpa, a inni po wojnie zmienili profil badań, np. Włodzimierz Tymrakiewicz – autor cenionej pracy

o stratygrafii torfowisk krasowych [Tymrakiewicz 1935] – zajął się badaniem flory segetalnej [Tymrakiewicz 1976].

Większość badaczy aktywnych podczas badań torfowisk Polesia po wojnie znalazła się we Wrocławiu, gdzie osiadł także prof. Kulczyński, jako organizator i pierwszy rektor Uniwersytetu i Politechniki [Mularczyk, Kuźniewski 2018]. W ten sposób we Wrocławiu powstał aktywny ośrodek badań torfowisk, kierowany przez profesora Stanisława Tołpę, który uważany jest obok profesora Stanisława Kulczyńskiego za twórcę polskiej szkoły torfoznawczej. Stanisław Tołpa zaangażował się później w badania nad leczniczymi właściwościami preparatu z torfów (preparat torfopochodny „Tołpa"). We Wrocławiu osiadł także prof. Bolesław Świętochowski (1895-1975), który przed wojną pracował w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami [Szymkiewicz, Świętochowski 1933], a po wojnie był uznanym autorytetem w zakresie uprawy roli i roślin. Jan Tomaszewski (1884-1967) w okresie międzywojennym znaczną część swojej aktywności naukowej poświęcił badaniom gleb hydrogenicznych Polesia [Tomaszewski 1938], a po wojnie był organizatorem i kierownikiem Katedry Gleboznawstwa we Wrocławiu.

Henryk Kern (1903-2004) pracował jako kierownik Działu Łąkarskiego w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami, a po wojnie tworzył Zakład Łąkarstwa w Wyższej Szkole Rolniczej w Olsztynie. Witold Marian Niewiadomski (1911-2005) przez kilka lat był asystentem w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami. Po wojnie pracował na Uniwersytecie i Politechnice Wrocławskiej i opracował zebrane na Polesiu wyniki dotyczące uprawy gleb torfowych, które przedstawił w pracy doktorskiej [Niewiadomski 1950]. Następnie napisał pracę o przyrodniczo-rolniczych uwarunkowaniach przyszłych prac melioracyjnych w dolinie Biebrzy [Niewiadomski 1954], lecz później zajmował się głównie agrotechniką, jako profesor najpierw Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie, a następnie Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie. Profesor Niewiadomski uważał Zakład Doświadczalny Uprawy Torfowisk pod Sarnami za „kuźnię profesorów".

W pracach na Polesiu Prypeckim uczestniczyło wielu badaczy. Byli to m.in. pracownicy Wydziału Rolno-Lasowego Politechniki Lwowskiej, Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami, Biura Melioracji Polesia. Na całe życie pozostali pod urokiem „czaru Polesia" – rozległych mokradeł, specyficznego krajobrazu i egzotyki tej kresowej krainy. Pięknie opisał te pionierskie badania Stanisław Tołpa [1936] w pracy popularnonaukowej pt. „Śladami łosia. Z wędrówek po Polesiu". Profesor Henryk Okruszko [2000] wspominał, że w powojennej Polsce szukali oni podobnych rozległych mokradeł i znaleźli je w postaci Bagien Biebrzańskich, gdzie wielu z nich przez lata przyjeżdżało na

badania naukowe. Z Polesiem związany był także profesor Hjalmar Uggla (1908-1983), który pracował jako inspektor Powiatowej Komisji Klasyfikacyjnej w Stolinie (wschodnie Polesie) w latach 1935-1938, a po wojnie organizował i kierował Katedrą Gleboznawstwa w Wyższej Szkole Rolniczej w Olsztynie. Na podstawie zebranego na Polesiu materiału napisał m.in. pracę o madach doliny rzeki Horyń [Uggla 1939]. Kontakt z bujną poleską przyrodą rozbudził zainteresowanie profesora szatą roślinną, a także glebami hydrogenicznymi, co znalazło odbicie w jego późniejszej działalności naukowej.

Z profesorem Kulczyńskim współpracował także Bronisław Szafran (1897-1968) – autor pierwszej w Polsce pracy z wykorzystaniem analizy pyłkowej [Szafran 1925]. Na Polesiu badał on stratygrafię torfowisk metodą palinologiczną, zajmował się florą mchów [Szafran 1930], a po wojnie jako pracownik Instytutu Botaniki PAN w Krakowie z sukcesem całkowicie poświęcił się briologii, w tym taksonomii mchów [Szafran 1957, 1961].

Wybitny botanik i ekolog roślin – profesor Politechniki Lwowskiej Dezydery Szymkiewicz (1885-1948) – na torfowisku Czemerne koło Sarn wykonał wiele badań dotyczących m.in. ekologii roślin oraz mikroklimatu odwodnionych torfowisk [Szymkiewicz 1931, Szymkiewicz, Świętochowski 1933]. Częstokroć miały one pionierski charakter, a wyniki opublikowane w języku francuskim na trwale weszły do nauki światowej.

Po II wojnie światowej główny obszar Polesia, gdzie prowadzono badania w ramach Biura Melioracji Polesia, znalazł się poza granicami Polski, ale wypracowane tam metody badań torfowisk były wykorzystywane w kraju. Zwrócono wówczas uwagę na Bagna Biebrzańskie jako największy obszar mokradeł w kraju. Tam też skupiono badania naukowe, początkowo mając w planach energetyczne wykorzystanie torfów, a później rolnicze wykorzystanie odwodnionych torfowisk. Jednak badania inspirowane potrzebami gospodarczymi (podobnie jak badania na Polesiu) doprowadziły do wniosków o celowości objęcia ochroną tych unikalnych w skali Europy mokradeł. Na Bagnach Biebrzańskich początkowo prowadzili badania przedstawiciele wrocławskiej szkoły torfoznawczej pod kierunkiem prof. S. Tołpy, a następnie także pracownicy Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach i Zakładu Doświadczalnego Biebrza oraz różnych uczelni. Jak zauważa Dembek [2000], w tych badaniach wykorzystywano wypracowane na Polesiu metody: *Klasyczne są prace Kulczyńskiego [1930, 1940], w których autor dokonał pionierskiej analizy hydrologii poszczególnych torfowisk w skali wielkiego regionu poleskiego. Praca ta stanowiła wzorzec sposobu myślenia dla wielu badaczy – torfoznawców powojennych [Tołpa 1960, Zawadzki 1964, Kukla 1965, Marek 1965, Pałczyński 1966]*. Kierunek hydrologiczny w badaniu torfowisk rozwijany był zwłaszcza w Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych

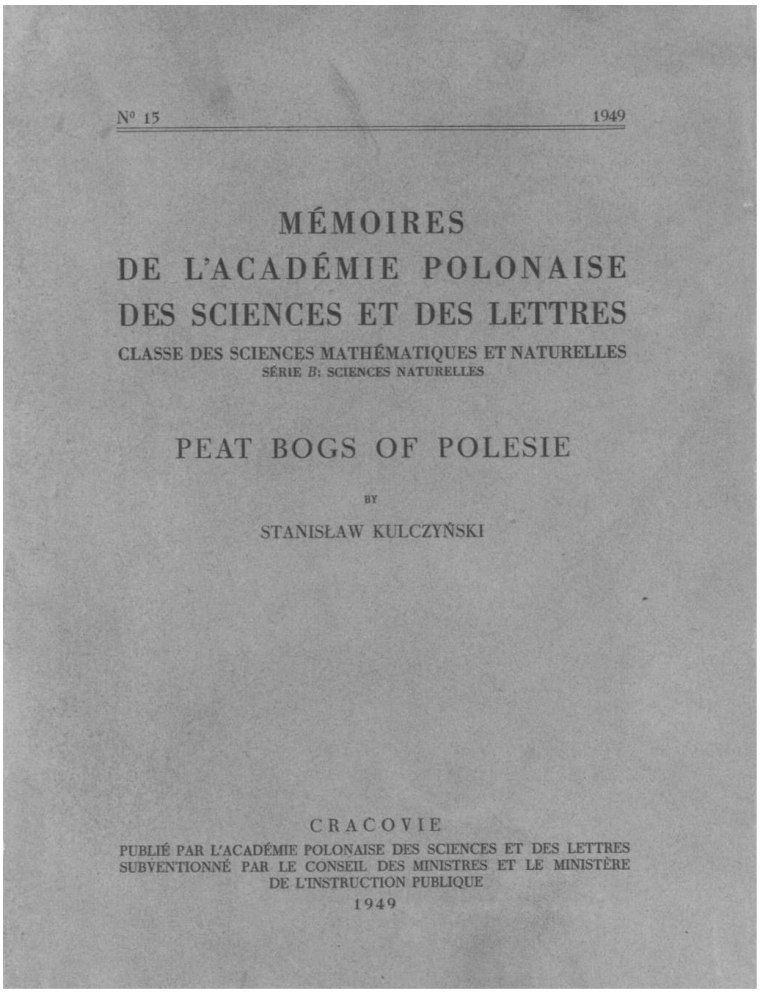
w Falentach [Okruszko 1983]. Rozwój metodologii badania dolinowych torfowisk niskich wypracowanego na Polesiu jest widoczny w pracach Oświta [1973] i Pałczyńskiego [1975].

Na wzór Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami (położonego na skraju torfowiska Czemerne w pobliżu miasta Sarny na południu Polesia), powołano w 1951 r. Rolniczy Zakład Badawczy „Biebrza", który zlokalizowano na torfowisku Kuwasy w środkowym basenie Biebrzy. Instytucja ta po zmianie nazwy na Zakład Doświadczalny Melioracji i Użytków Zielonych Biebrza weszła w skład Instytutu Melioracji i Użytków Zielnych w Falentach (obecnie Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach). Prowadzone tam badania dotyczyły wpływu odwodnienia gleb torfowych na ich rolnicze użytkowanie. Wiele uwagi poświęcono procesowi murszenia torfów.

Oddźwięk polskich badań na torfowiskach Polesia w nauce światowej

Monografia „Peat bogs of Polesie" (ryc. 2) od razu zyskała uznanie na świecie. Wynikało to z dużego ładunku informacji, znacznie poszerzających ówczesny stan wiedzy, a także z atrakcyjnej, logicznej i przekonywającej formy ich prezentacji. Kulczyński zastosował w niej metodę aksjomatyczną, prezentując na początku syntetyczny pogląd na rozpatrywany problem, a następnie przytaczał kolejne fakty uzasadniające jego przyjęcie [Mularczyk, Kuźniewski 2018]. Oprócz autora, pewną zasługę miał w tym również wybitny tłumacz na język angielski Witold H. Paryski (1909-2000), który przetłumaczył także inne fundamentalne polskie prace, głównie o tematyce przyrodniczej. Należy podkreślić, że jak na trudne warunki powojenne, monografia została wydana bardzo starannie na bezdrzewnym (a więc trwałym), gładkim papierze.

Książka zawiera liczne ilustracje w postaci 110 rysunków kreskowych. Niektóre z nich, zwłaszcza dotyczące zbiorowisk immersyjnych i emersyjnych (ryc. 3), są reprodukowane i publikowane również obecnie [np. Tobolski 2000, Ilnicki 2002, Żurek 2016]. W tym miejscu warto podkreślić, że wszystkie rysunki wykonał osobiście profesor Kulczyński, który wykazywał duże uzdolnienia artystyczne. W młodości pobierał profesjonalne lekcje rysunków i poważnie rozważał poświęcenie się działalności artystycznej, a później ilustrował nie tylko swoje prace (np. Szafer W., Kulczyński S., Pawłowski B. „Rośliny polskie", zawierająca 500 rysunków, niektóre tomy „Atlasu flory Polski"), ale także opracowania innych naukowców, np. obszerne podręczniki akademickie Dezyderego Szymkiewicza [Mularczyk, Kuźniewski 2018]. Na końcu książki na nienumerowanych stronach zamieszczono 46 czarno-białych fotografii ilustrujących różne aspekty szaty roślinnej torfowisk Polesia.



Nº 15 1949

MÉMOIRES
DE L'ACADÉMIE POLONAISE
DES SCIENCES ET DES LETTRES

CLASSE DES SCIENCES MATHÉMATIQUES ET NATURELLES
SÉRIE *B*: SCIENCES NATURELLES

PEAT BOGS OF POLESIE

BY

STANISŁAW KULCZYŃSKI

CRACOVIE

PUBLIÉ PAR L'ACADÉMIE POLONAISE DES SCIENCES ET DES LETTRES
SUBVENTIONNÉ PAR LE CONSEIL DES MINISTRES ET LE MINISTÈRE
DE L'INSTRUCTION PUBLIQUE

1949

Ryc. 2. Angielska wersja pracy podsumowującej badania torfowisk Polesia

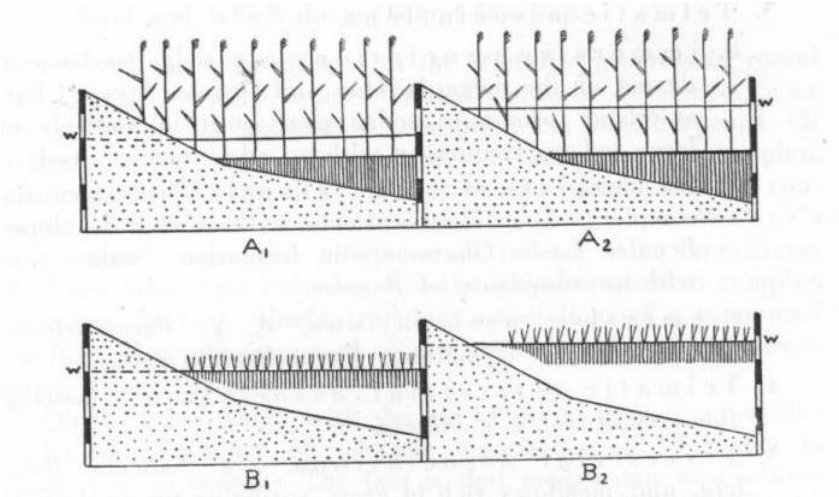


Fig. 100. Diagram of an immersive and an emersive association, and of their behaviour with regard to water-level oscillations. A. immersive association at low water (A_1) and at high water (A_2); B. emersive association at low water (B_1) and at high water (B_2); *w*. water-level.

Ryc. 3. Przykład rysunku z monografii Kulczyńskiego [1949] przedstawiającego reakcje immersyjnych i emersyjnych zbiorowisk roślinnych na wahania poziomu wody

Dane zawarte w książce „Peat bogs of Polesie" poszerzyły wiedzę o torfowiskach w zakresie ich geograficznego zróżnicowania, podziału, a zwłaszcza rozwoju dolinowych torfowisk niskich, co w literaturze angielskiej określane jest jako „theory of the valley bog". Wykazanie zależności rozwoju torfowisk od charakteru zasilających je wód nadal jest trwałym osiągnięciem naukowym. Kulczyński opracował całościową teorię rozwoju torfowisk na bazie zjawisk hydrologicznych, podkreślając znaczenie pionowego i poziomego ruchu wody. Woda przepływowa, nawet uboga w składniki biogenne, sukcesywnie dostarcza je roślinom, wpływając na skład botaniczny szaty roślinnej torfowisk, a tym samym na charakter deponowanych torfów. Założenia teorii Kulczyńskiego zostały przeanalizowane przez Okruszkę i Oświta [1992] pod kątem klasyfikacji torfowisk. Autorzy ci podkreślają aktualność tej teorii i jej przydatność w badaniach torfoznawczych.

Eggelsmann i in. [1993] tak opisują wkład Kulczyńskiego w zakresie hydrologicznych uwarunkowań rozwoju torfowisk: *Kulczynski (1949) for the Poles'ye mires suggested that the main control on fen water table oscillations is the size of the catchment in relation to the mire. Large catchments with long water-retention times produce a slowly oscillating water table in the fen and sustained water supply from the catchment often ensures that a high water table is maintained for long periods.*

Nadal aktualny jest dorobek Kulczyńskiego dotyczący podziału torfowisk opartego na hydrologii. Jak pisze Tobolski [2000]: *Pomimo różnych podstaw klasyfikacyjnych (na przykład Moore 1984 wymienia ich aż siedem), najczęściej autorzy, nawet najnowszych opracowań, powołują się na tradycyjny podział, wyróżniający trzy typy torfowisk. Podział ten opiera się na hydrologii, lecz wywołuje rozległe konsekwencje ekologiczne i petrograficzne, co już m.in. wyraźnie akcentował Kulczyński (1939, 1940, 1949).*

Jednym z zagadnień podjętych przez Kulczyńskiego [1949] był problem przekształcania się torfowisk dolinowych w torfowiska wysokie. Przejście między torfowiskami zasilanymi wodami płynącymi (rheophilic sensu Kulczyński 1949), obecnie określanymi jako minerotroficzne, a torfowiskami zasilanym wodami atmosferycznymi (ombriotroficznymi) nadal jest w sferze zainteresowań badaczy [np. Grosse-Brauckmann 1986, Charman 2002] i zwykle określane jako „the minerotrophic-ombrotrophic gradient".

Pionierski wkład Kulczyńskiego w rozwój wiedzy o torfowiskach został ostatnio podkreślony przez Joostena [2016]: *In parallel, again on the landscape scale, Kulczyński (1949) pointed out the importance of water movement, laying the foundations for a hydrological mire typology (see Bellamy 1972; Moore and Bellamy 1974; Ivanov 1981).*

This principle was developed further by Succow (1988; Succow and Lange 1984) and Joosten and Clarke (2002) to a system of hydro-genetic mire types (Table 2.3).

Wkład Kulczyńskiego w rozwój terminologii i klasyfikacji torfowisk został także zauważony przez Verry i Janssens [2011]: *Kulczynski (1949) also used three divisions for Polish mires – rehophilous or neidermoore, transition or ubergangsmoore, and ombrophilous or hochmoore. This was the first use of the term "transition". Earlier work was autecological in nature, while Kulczynski's work, which linked the terminology and classification of mires using the ontogenic, phytosociologic, and chemical approaches, was synecological in nature.* Joosten et al. [2017] piszą: *Kulczyński (1949) contributed to the development of a hydrological mire typology by pointing out the importance of water movement (cf. Bellamy 1972, Moore & Bellamy 1974).* Kotowski et al. [2017] piszą: *Kulczyński (1939, 1949) elaborated this system by combining genetic, vegetational, and chemical characteristics associating bogs with feeding by rainwater, transitional mires with feeding by mineral-poor ground, and fens with feeding by mobile groundwater or surface water.*

Wyniki polskich badań nad torfowiskami Polesia, a zwłaszcza monumentalne prace Kulczyńskiego [1939, 1940, 1949], na trwale weszły do dziedzictwa nauki światowej. Mimo upływu czasu nadal są analizowane i cytowane nie tylko przez Polaków, lecz także przez naukowców z całego świata [np. Joosten, Clarke 2002, Landschaftsökologische Moorkunde 2001, Rydin, Jeglum 2006]. W obszernej książce „Mires and peatlands of Europe" [2017] publikacje Kulczyńskiego przywoływane są ponad dwadzieścia razy.

Podsumowanie

Na wyniki polskich badań torfowisk Polesia należy patrzeć z perspektywy czasów, w których były realizowane. Ówczesne badania torfowisk koncentrowały się w północnej Europie i dotyczyły dominujących tam torfowisk wysokich. Wiedza o torfowiskach innych stref geograficznych była znikoma. Dlatego w torfowiskach Polesia próbowano dopatrzyć się zjawisk typowych dla torfowisk wysokich. Opracowana teoria rozwoju torfowisk na bazie procesów hydrologicznych w istotny sposób poszerzyła tą wiedzę. Ważne są uogólnienia dotyczące funkcjonowania torfowisk niskich. Są to pierwsze tego typu prace w nauce światowej. Główny badacz – profesor Stanisław Kulczyński – był botanikiem i stosował wypracowane przez tą naukę i właściwe dla swoich czasów metody. Jednak jako pierwszy wprowadził do badań torfowisk analizę stosunków hydrologicznych (sposobu zasilania wodą), co jest jego niekwestionowanym wkładem do wiedzy o torfowiskach. Profesor

Kulczyński w badaniach torfowisk przede wszystkim stosował metodę florystyczną i fitosocjologiczną. Wyniki opracowano, stosując nową wówczas metodę fitosocjologiczną Braun-Blanqueta (zaproponowaną w 1921 r.) oraz porządkując dane metodą diagramu Czekanowskiego, pierwotnie opracowaną do badań antropologicznych. W tym miejscu warto wspomnieć, że S. Kulczyński by entuzjastą matematycznego opracowywania wyników badań przyrodniczych, co w tamtych czasach było ewenementem [Mularczyk, Kuźniewski 2018]. W pracy dotyczącej zbiorowisk roślinnych Pienin [Kulczyński 1928] przedstawił pierwsze w świecie zastosowanie tej metody w naukach przyrodniczych oraz zaproponował wzór do określania podobieństwa zespołów roślinnych. W badaniach stratygraficznych do określania wieku torfów stosowano metodę analizy pyłkowej (później określoną jako palinologia), nową wówczas, gdyż pierwszą informację na jej temat przedstawił jej twórca szwedzki geolog Lennart von Post w 1916 r. [Tobolski, Żurek 2012].

Prace zespołu torfowego kierowanego przez prof. S. Kulczyńskiego cechuje wysoki poziom naukowy i nowatorstwo. Stanowią one istotny wkład w rozwój wiedzy torfowej na świecie. Analizowane i cytowane są również obecnie, chociaż współczesne metody badań torfowych są coraz bardziej kompleksowe, wykorzystujące metody biogeochemiczne, datowanie bezwzględne oraz datowanie oparte na obecności w torfach szczątków różnych grup roślin i zwierząt (*multi-proxy studies*) [Chambers et al. 2012].

Inny aspekt polskich badań torfowisk Polesia to możliwość pracy wielu młodych naukowców w wyjątkowo twórczym i sprawnym zespole na specyficznym, rozległym obszarze kresowym. W tych działaniach w pełni uwidoczniły się talent organizacyjny profesora Kulczyńskiego i jego demokratyczne poglądy na funkcjonowanie nauki [Mularczyk, Kuźniewski 2018]. Wykształcona tam kadra naukowa dała impuls do wszechstronnych badań torfów i torfowisk w okresie powojennym. Kształcąc swoich następców, przyczyniła się do rozwoju polskiej szkoły torfoznawczej.

Literatura

1. Chambers F.M., Booth R.K., De Vleeschouwer F., Lamentowicz M., Le Roux G., Manquoy D., Nichols J.E., van Geel B. 2012. Development and refinement of proxy-climate indicators from peats. Quaternary International 268: 21-33.
2. Charman D. 2002. Peatlands and environmental change. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 301.
3. Dembek W. 2000. Wybrane aspekty zróżnicowania torfowisk w młodo- i staroglacjalnych krajobrazach Polski wschodniej. Wydawnictwo IMUZ, Falenty, ss. 175.

4. Eggelsmann R., Heathwaite A.L., Grosse-Brauckmann G., Küster E., Naucke W., Schuch M., Schweickle V. 1993. Physical processes and properties of mires. [W:] Mires – process, exploitation and conservation. Heathwaite A.L, Göttlich Kh. (Eds), John Wiley & Sons, Chichester, 171-262.
5. Grosse-Brauckmann G. 1986. Analysis of vegetative plant macrofossils. [W:] Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology. Berglund B.E. (Ed.), John Wiley & Sons, Chichester, 591-618.
6. Heathwaite A.L., Göttlich Kh., Burmeister E.G., Kaule G., Grospietsch Th. 1993. Mires: definition and form. [W:] Mires – process, exploitation and conservation. Heathwaite A.L., Göttlich Kh. (Eds), John Wiley & Sons, Chichester, 1-75.
7. Herbichowa M. 1998. Ekologiczne stadium rozwoju torfowisk wysokich właściwych na przykładzie wybranych obiektów z środkowej części Pobrzeża Bałtyckiego. Wyd. Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, ss. 119.
8. Ilnicki P. 2002. Torfowiska i torf. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań, ss. 606.
9. Joosten H., Clarke D. 2002. Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group, International Peat Society, pp. 303.
10. Joosten H. 2016. Peatlands across the globe. [W:] Bonn A., Allott T., Evans M., Joosten H., Stoneman R. (Eds), Peatland restoration and ecosystem services: science, policy and practice. Cambridge University Press, Cambridge, 19-43.
11. Joosten H., Moen A., Couwenberg J., Tanneberger F. 2017. Mire diversity in Europe: mire and peatlands types. [W:] Joosten H., Tanneberger F., Moen A. (Eds), Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 5-64.
12. Kotowski W., Dembek W., Pawlikowski P. 2017. Poland. [W:] Joosten H., Tanneberger F., Moen A. (Eds), Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 549-571.
13. Kowalewski G. 2014. Alogeniczne i autogeniczne składowe zarastania jezior: hipoteza wahań poziomu wody. Studia Limnologica et Telmatologica, Monographiae 1, ss. 195.
14. Kulczyński S. 1928. Die Pflanzenassoziationen der Pieninen. Bulletin International de l'Académie Polonaise des Sciences et des Lettres, Sér. B, Suppl. II, (1927), 57-203.
15. Kulczyński S. 1930a. Stratygrafia torfowisk Polesia. Prace Biura Melioracji Polesia 1(2), 1-84.

16. Kulczyński S. 1930b. Park natury na Polesiu i jego stosunek do planu melioracji. (Odczyt wygłoszony na 12-tym Zjeździe dorocznym Państwowej Rady Ochrony Przyrody w Warszawie, w dniu 11 stycznia 1930 r.). Ochrona Przyrody 10, 45-52.
17. Kulczyński S. 1939. Torfowiska Polesia. T. 1. Prace Rolniczo-Leśne PAU, Kraków 37, 1-394.
18. Kulczyński S. 1940. Torfowiska Polesia. T. 2. Prace Rolniczo-Leśne PAU, Kraków 37, 395-777.
19. Kulczyński S. 1949. Torfowiska Polesia. Peat bogs of Polesie. Mémoires de l'Académie Polonaise des Sciences et des Lettres, Classe des Sciences Mathématiques et Naturelles, Série B: Sciences Naturelles 15, Cracovie, pp. 356 + 46 phot.
20. Kulczyński S. 1952. Geneza karbońskich złóż węglowych. Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, Seria B, nr 64, ss. 68.
21. Kulczyński S. 1958. Program badań torfowych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 15, 5-40.
22. Landschaftsökologische Moorkunde. 2001. Succow M., Joosten H. (Eds), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 622.
23. Marek S. 1965. Biologia i stratygrafia torfowisk olszynowych w Polsce. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 57, 5-303.
24. Mires and peatlands of Europe. Status, distribution and conservation. 2017. Joosten H., Tanneberger F., Moen A. (Eds), Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, pp. 780.
25. Mularczyk M., Kuźniewski E. 2018. Nauka jest treścią mojego życia… Prof. Stanisław Kulczyński – życie i dzieło. Oficyna Wydawnicza ATUT – Wrocławskie Wydawnictwo Oświatowe, Wrocław, ss. 367.
26. Niewiadomski W. 1950. Wpływ nawożenia mineralnego na glebę torfową i jej plonowanie. Roczniki Nauk Rolniczych 52, 74-138.
27. Niewiadomski W. 1954. Ekspertyza przedmelioracyjna regionu bagien Augustów – Grajewo – Goniądz – Sztabin. Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, Seria B, nr 55, ss. 86.
28. Obrębski J. 2007. Polesie. Studia etnosocjologiczne. (A. Engelking redakcja naukowa i wstęp). Oficyna Naukowa, Warszawa, ss. 574.
29. Okruszko H. 1983. Zróżnicowanie warunków hydrologicznych mokradeł w aspekcie ich melioracji. Wiadomości IMUZ 15(1), 13-31.

30. Okruszko H. 2000. Wystąpienie prof. zw. dr. hab. Henryka Okruszki na uroczystości nadania tytułu doktora honoris causa Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie. Biuletyn Naukowy UWM w Olsztynie 9, 13-16.
31. Okruszko H., Oświt J. 1992. Theory of Kulczyński on hydrological classification of peatlands in the light of contemporary investigations. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 61(1), 21-35.
32. Ormicki W. 1929. Życie gospodarcze Kresów Wschodnich Rzeczypospolitej Polskiej. Prace Instytutu Geograficznego Uniwersytetu Jagiellońskiego, zeszyt 11, Kraków, ss. 308.
33. Oświt J. 1973. Warunki rozwoju torfowisk w dolinie dolnej Biebrzy na tle stosunków wodnych. Roczniki Nauk Rolniczych, D 143, 1-80.
34. Pałczyński A. 1975. Bagna Jaćwieskie (Pradolina Biebrzy). Zagadnienia geobotaniczne, paleofitosocjologiczne i gospodarcze. Roczniki Nauk Rolniczych, D 145, 1-232.
35. Rydin H., Jeglum J. 2006. The biology of peatlands. Oxford University Press, Oxford, pp. 343.
36. Szafran B. 1925. Budowa i wiek torfowiska w Pakosławiu pod Iłżą – Der Bau und das Alter des Mores von Pakosław bei Iłża in Mittelpolen. Bulletin International de l'Académie Polonaise des Sciences et des Lettres, Classe des Sciences Mathématiques et Naturelles, Série Sciences Naturelles, 8 B, Cracovie: 751-768 plus tablice: 41-46.
37. Szafran B. 1930. Torfowce Polesia. Prace Biura Melioracji Polesia 1(3), 1-14.
38. Szafran B. 1957, 1961. Mchy (Musci). Tom I, II. PWN, Warszawa, ss. 449 + 405.
39. Szymkiewicz D. 1931. Badania ekologiczne wykonywane na torfowisku Czemerne: 1. Ilościowa charakterystyka sprawności gospodarki wodnej u roślin. 2. Uwagi w sprawie rzekomo grożącego przesuszenia Polesia. Postępy prac przy melioracji Polesia 1, 113-121.
40. Szymkiewicz D., Świętochowski B. 1933. Oznaczenia potrzeb nawozowych torfów poleskich metodą wazonową. Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć nad Bugiem, 123-127.
41. Tobolski K. 2000. Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, ss. 508.
42. Tobolski K., Żurek S. 2012. O kulturowej roli obiektów i obszarów torfowiskowych – przegląd dotychczasowych dokonań. Studia Limnologica et Telmatologica 6(1), 27-59.
43. Tołpa S. 1932a. Torfowisko wyżynne „Mak" koło Antonówki na Polesiu. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, Suppl. 9, 217-235.
44. Tołpa S. 1932b. Krasowe torfowiska koło Różany na Polesiu. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, Suppl. 9, 289-316.

45. Tołpa S. 1933. Torfowiska okolic Sarn. Prace Biura Melioracji Polesia 2(2), 1-24.
46. Tołpa S. 1935. Zatorfienia jeziorne na południowej krawędzi Polesia. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 12(1), 1-37.
47. Tołpa S. 1936. Śladami łosia. Z wędrówek po Polesiu. Wyd. Zakładu Narodowego im. Ossolińskich, Lwów, ss. 184.
48. Tołpa S. 1958. Nowa metoda badań stratygrafii torfowisk. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 17, 11-42.
49. Tołpa S. 1960. The causes and mechanism of development of transitional as well raised bog in North-East part of Poland. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 25, 7-77.
50. Tołpa S., Jasnowski M., Pałczyński A. 1967. System der genetischen Klassifizierung der Torfe Mitteleuropas. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 76, 9-99.
51. Tomaszewski J. 1938. Gleby błotne Polesia. Materiały do poznania gleb polskich 4, ss. 192.
52. Tymrakiewicz W. 1935. Stratygrafia torfowisk krasowych południ. Polesia i półn. Wołynia. Kosmos, Seria A, 60(3), 173-251.
53. Tymrakiewicz W. 1976. Atlas chwastów. Wyd. III rozszerzone. PWRiL, Warszawa, ss. 440.
54. Uggla H. 1939. Gleby i łąki doliny rzeki Horyń w świetle klasyfikacji gruntów. Pomiary i klasyfikacja gruntów. Kataster gruntowy. Warszawa, 19-41.
55. Verry E.S., Janssens J. 2011. Geology, vegetation, and hydrology of the S2 Bog at the MEF: 12,000 years in northern Minnesota. [W:] Kolka R., Sebestyen S., Verry E.S., Brooks K. (Eds), Peatland biogeochemistry and watershed hydrology at the Marcell Experimental Forest. CRC Press, Boca Raton, 93-134.
56. Żurek S. 2016. Geneza jezior i torfowisk dorzecza Prypeci w świetle polskich badań okresu międzywojennego. Acta Geographica Lodziensia 105, 163-171.

Streszczenie

Badania torfowisk Polesia Prypeckiego prowadzone były w ramach powołanego w 1928 r. Biuro Melioracji Polesia z siedzibą w Brześciu nad Bugiem. Na uwagę zwraca rozmach i intensywność prowadzonych prac, które realizowano w kilku grupach badawczych (geologiczna, hydrologiczna, torfowo-florystyczna, ekologiczna, gleboznawcza). Grupą torfowo-florystyczną kierował osobiście prof. Stanisław Kulczyński, a uczestniczyli w niej m.in. Stanisław Tołpa (1901-1996), Włodzimierz Tymrakiewicz (1898-1975), Irena Dąbkowska (1901-1942?), Rudolf Wilczek (1903-1984). Znaczenie i unikalność badań torfowisk Polesia wynikała z kilku faktów: kompleksowy charakter badań, które objęły nie

tylko torfowiska, lecz także uwarunkowania geologiczne, geomorfologiczne i hydrologiczne; objęcie badaniami torfowisk strefy klimatu bardziej kontynentalnego niż dotychczas badane torfowiska w zachodniej i północnej Europie; badanie torfowisk strefy peryglacjalnej (torfowiska niskie dolinowe) i torfowisk wykształconych na zlądowiałych jeziorach krasowych; prowadzenie badań w skali całej zlewni; duży obszar o zróżnicowanej geologii i rzeźbie terenu; podkreślenie roli hydrologii w rozwoju torfowisk, w tym różnego pochodzenia wód zasilających; zastosowanie najnowszych wówczas metod badawczych, w tym analizy pyłkowej (palinologicznej) i analizy fitosocjologicznej Braun-Blanqueta, porządkowania danych fitosocjologicznych za pomocą taksonomicznej metody Czekanowskiego. Badania torfowisk Polesia były poligonem badawczym, na którym zdobywali doświadczenie młodzi naukowcy, których główna aktywność przypada na okres po II wojnie światowej. Wyniki polskich badań nad torfowiskami Polesia, a zwłaszcza monumentalne prace Kulczyńskiego [1939, 1940, 1949], na trwale weszły do dziedzictwa nauki światowej. Mimo upływu czasu nadal są analizowane i cytowane nie tylko przez Polaków, lecz także przez naukowców z całego świata.

Julian Gajda, Bogusław Sawicki

1.3. Badania Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami[2]

W artykule przedstawiono genezę powstania, zakres działalności i osiągnięcia Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk na Polesiu Wołyńskim. Zwrócono uwagę na tę placówkę jako formę rozwoju nauki, gospodarki oraz pośrednio szkolnictwa wyższego, której zręby były kształtowane przez polską inteligencję na długo przed utworzeniem II Rzeczypospolitej. Wymieniono tu wiele nazwisk wielkich społeczników, działaczy gospodarczych i naukowców, którzy swą wiedzę zdobywali także w warunkach pracy na konkretnych stanowiskach w instytucjach położonych daleko od dużych ośrodków miejskich. Z omawianym Zakładem Doświadczalnym było związanych wiele osób, które w międzywojennej Polsce, a potem w Polsce Ludowej pełniły kluczowe role w kształtowaniu gospodarki oraz szkolnictwa wyższego. W przygotowaniu niniejszej publikacji zastosowano metodę monograficzną oraz metodę sondażu diagnostycznego, w tym technikę wywiadu bezpośredniego z osobami, które miały chociażby minimalną wiedzę na omawiany temat. Celem opracowania jest ocalenie od zapomnienia historii rozwoju polskiej gospodarki łąkarskiej i nauk rolniczych, a w tym wspomnienie wielu przedstawicieli polskiego establishmentu kulturowego, bez którego Polska nie byłaby tym, czym jest.

Wprowadzenie

W rozwoju narodów, państwowości, gospodarki i nauki niezwykle ważna jest wiedza. We współczesnym, globalistycznym świecie należałoby tutaj także dodać innowacyjność, jednak bez kultury wynikającej z określonego systemu wartości trudno utrzymać dobrze funkcjonujące państwo. Dlatego w tym opracowaniu postarano się wykorzystać skąpe źródła oraz wiedzę żyjących osób, ażeby opisać historię Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami. W zarysie przedstawiono genezę powstania i funkcjonowanie omawianej placówki terenowej, będącej kuźnią nauk rolniczych oraz kształtowania wiedzy i charakterów ówczesnej młodej kadry naukowej, która stanowiła podwaliny rozwoju polskich nauk rolniczych w Polsce odradzającej się w 1918 r.

[2] Artykuł ukazał się w czasopiśmie Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie 2017, Nr 1 (przedruk z drobnymi zmianami za zgodą Redakcji WMiŁ).

Geneza i początki ZDUT pod Sarnami

W ostatnich latach przed I wojną światową na dawnych ziemiach polskich, a będących wówczas pod zaborami, polska inteligencja zaczęła interesować się poprawą gospodarki rolnej na wschodnich rubieżach [Skrijka 2002]. Szczególną uwagę zwrócono na obszary torfowe o nieuregulowanych stosunkach wodnych. Wzorcem były zagospodarowane torfowiska w zachodnich stronach dawnej Polski. Na bazie omawianego zainteresowania w 1910 r. w Dublanach pod Lwowem powstała Stacja Uprawy Torfowisk. Na kilka lat przed wojną powstała Stacja Błotna w Mińsku, którą kierował zasłużony polski badacz Witold Michalski aż do powstania II Rzeczypospolitej Polskiej, bowiem Mińsk pozostał po stronie ZSRR. Podobna jednostka badawcza powstała na obszarach torfowych Wileńszczyzny. Zagospodarowaniem torfowisk zajmowali się indywidualnie tamtejsi ziemianie, na czoło wysunęła się działalność J. Borowskiego w Trybańcach na Wileńszczyźnie, który nie tylko torfowiska zagospodarowywał, ale i cały proces opisał w broszurze [Załęski 1938].

Na omawianej fali zainteresowania wprowadzeniem postępu w gospodarce rolnej Ziemstwo Gubernialne Wołyńskie w 1912 r. przyznało 25 tys. rubli na założenie jednostki doświadczalnej, która miała zajmować się melioracją i zagospodarowaniem torfowisk. W powyższym celu powołano Komisję, w której wiodącą rolę pełnili Dokturowski oraz technik Szabłygin – autor powstałego później planu melioracyjnego. Po rozeznaniu w terenie na lokalizację placówki badawczej wybrano torfowisko Czemerne pod Sarnami na Polesiu Wołyńskim. Było to zasadne, gdyż w tamtym czasie potrzeby zagospodarowania poleskich bagien oceniono na około 2 mln hektarów. Dyrektorem powstałej w 1914 r. jednostki został Kuźniecki. Do 1916 r. zmeliorowano około 19 ha torfowisk i opublikowano pierwsze sprawozdanie z działalności Stacji. W planach były nie tylko badania melioracyjne, ale także łąkarskie. Podczas wydarzeń rewolucyjnych Kuźniecki zmarł, a placówka została przystosowana do potrzeb wojennych [Załęski 1938].

W 1924 r. byłą placówką badawczą zainteresował się znany prawnik Szczęsny Potocki, będący wówczas prezesem Powiatowego Towarzystwa Rolniczego w Sarnach oraz członkiem Wydziału Powiatowego. Nie miał wiedzy rolniczej, ale brał czynny udział w polskim życiu społeczno-rolniczym na Kresach, zdawał sobie sprawę z roli zagospodarowania bagien torfowych. Tak też dzięki jego ogromnemu wysiłkowi nastąpiła rewindykacja własności i wznowienie działalności Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk Wołyńskiej Izby Rolniczej pod Sarnami. Początkowo S. Potocki sam kierował

wznowieniem działalności Stacji, ale w 1925 r. przekazał kierownictwo inż. Bronisławowi Chamcowi, który na owe czasy posiadał gruntowne wykształcenie kierunkowe, ponieważ legitymował się dyplomem Studium Rolniczego Uniwersytetu Jagiellońskiego oraz dyplomem Hochschule für Bodenkultur w Wiedniu. Dla reaktywacji placówki nadeszły dobre czasy, co przejawiało się finansową pomocą rządową oraz ze strony samorządu terytorialnego. Spore dotacje uzyskano od Banku Rolnego oraz rolniczych organizacji pozarządowych. Brakowało jednak wykwalifikowanych pracowników, pomieszczeń laboratoryjnych i mieszkalnych, a otrzymany teren był nader skromny obszarowo. Najważniejsze było jednak uzyskanie podstaw prawnych i finansowych funkcjonowania Stacji [Załęski 1938].

Położenie geograficzne torfowiska Czemerne

W 1938 r. ZDUT pod Sarnami obejmował 273 ha torfowisk, 7 ha ziemi mineralnej oraz 9 ha pod zabudowaniami i parkiem. Placówkę założono na torfowisku „Błoto Czemerne" , którego powierzchnia wynosiła około 4500 ha i miała około 120 km^2 zlewni. Od strony florystycznej było to torfowisko turzycowo-mszyste, które określono jako niskie o głębokości dochodzącej do 6 m (teren Zakładu 4-5 m) [Załęski 1938].

Zakład ulokowano na 51º22' szerokości północnej i 26º34' długości na wschód od Greenwich. Wysokość bezwzględna pól torfowych wynosi 153-154 m n.p.m. W pobliżu przechodzi linia kolejowa Wilno-Łuniniec-Lwów oraz płynie rzeka Słucz. Sarny są położone w regionie geograficznym określanym jako Polesie Wołyńskie [Chamiec 1934].

Zakres działalności i osiągnięcia

W 1926 r. ZDUT otrzymał nowe obszary torfowe oraz małe pole mineralne od Dyrekcji Lasów Państwowych. Wówczas dyrektor B. Chamiec prawie całą energię swego działania ogniskował na pracach melioracyjnych. Powstały dziesiątki kilometrów kanałów odwadniająco-nawadniających, a nadmiar wody został odprowadzony do rzeki Słucz. Do końca 1932 r. przeprowadzono wszystkie szczegółowe prace melioracyjne na posiadanych torfowiskach [Chamiec 1934]. Na szybkie postępy prac melioracyjnych oraz badawczych miał wpływ talent organizacyjny dyrektora Zakładu, ale wiele znaczyło także wielkie poparcie profesora Stanisława Turczynowicza, który był członkiem Zarządu ZDUT.

Do rozwoju omawianej placówki walnie przyczynił się także Stanisław Czerwijewski, ówczesny prezes Urzędu Ziemskiego w Brześciu nad Bugiem oraz członek Zarządu i Komisji Rewizyjnej ZDUT [Bac 1932].

Od strony prawnej do 1933 r. Zakład należał do Powiatowego Towarzystwa Rolniczego w Sarnach, a Adolf Bohusz-Szyszko był pierwszym prezesem Zarządu ZDUT. Potem jednostkę przekazano do nowo powstałej Wołyńskiej Izby Rolniczej, w której prezesem do 1937 r. był starosta powiatowy w Krzemieńcu – inż. Stefan Czarnecki. Potem prezesura została przekazana inż. Stanisławowi Białostockiemu – właścicielowi majątku Rokitnica [Załęski 1938].

Bez wątpliwości prace i badania melioracyjne pełniły w ZDUT wiodącą rolę, jednak nie zaniedbywano także innych kierunków badawczych. W 1925 r. powstał Dział Zootechniczny, w którym zajmowano się miejscowymi rasami bydła i trzody chlewnej oraz opracowaniem wartości pastwisk torfowych. Tym działem kierował Stefan Matuszewski. Dział Hodowli Roślin Łąkowych do 1931 r. prowadził Witold Michalski, który wcześniej kierował Stacją Błotną w Mińsku. Po jego śmierci kierownictwo powierzono Juliuszowi Załęskiemu [Bac 1932].

Poza tym prowadzono tu inne działy [Załęski 1938]:

- Dział Doświadczeń Polowych – Wacław Ostaszewski (do 1931 r.),
- Dział Ochrony Roślin – Maria Boczkowska (do 1931 r.), dr Bolesław Świętochowski (do 1937 r.), potem inż. Jan Grzymała i Witold Niewiadomski,
- Dział Doświadczalno-Ogrodniczy – inż. Maria Zienkowiczówna-Świętochowska (1929-1936),
- Dział Hydrotechniczny – dr Stanisław Bac (do 1935 r.), dr Jerzy Ostromęcki (do 1944 r.),
- Pracownia Chemiczno-Fizjologiczna – dr Bolesław Świętochowski (do 1936 r.), później dr inż. Jerzy Ostromęcki.

W 1936 r. B. Chamiec przeszedł do pracy w Ministerstwie Rolnictwa i Reform Rolnych w Warszawie. Kierownictwo Zakładu objął wówczas S. Matuszewski, a kierownictwo naukowe doc. dr B. Świętochowski, lecz ten ostatni już w 1937 r. został kierownikiem Katedry Uprawy Roli i Roślin na Wydziale Rolnym Politechniki Lwowskiej. W ZDUT bardzo odczuwano braki specjalistów łąkarzy, stąd wielu asystentów przyuczono do tej roli, a byli nimi: inżynierowie: Feliks Patora, Henryk Kern, Tadeusz Zbroiński, Jerzy Waśkiewicz. W powyższym zapisie kadrowym uwidocznia się duża fluktuacja kadrowa

w omawianej jednostce naukowej. W nielicznych przypadkach decydowała o tym śmierć pracownika, częściej awans do innej placówki albo zwykłe ludzkie losy [Kern 1983, Załęski 1938; Mikulski 1957].

Wśród osiągnięć ZDUT pod Sarnami należy wymienić ukształtowanie naukowe wielu pracowników, którzy awansowali wyżej w II Rzeczypospolitej i stanowili dobrą kadrę naukową już w Polsce Ludowej. Z analizy dostępnych publikacji wynika, że mimo wielu trudności prowadzono tu nie tylko badania związane z melioracją, lecz także badania łąkarskie dotyczące gleby i nawożenia oraz plonowania i składu chemicznego, a także botanicznego runi łąkowej i pastwiskowej. Założono także doświadczenia polowe rolnicze z odmianami wielu zbóż, ziemniaków, buraków pastewnych, marchwi pastewnej, konopi i zaślazu. Realizowano również doświadczenia nawozowe dotyczące zbóż, okopowych oraz trwałych użytków zielonych. Nie pominięto doświadczeń uprawowych i pielęgnacyjnych w zakresie powszechnie uprawianych zbóż i roślin okopowych, a w tym zajmowano się płodozmianami. Wśród osiągnięć trzeba wymienić także sam fakt podążania w procesie badawczym za trendami europejskimi i USA [Bac 1937; Michalski 1936].

Upowszechnianie wyników badawczych

W każdym roku działalności ZDUT pod Sarnami publikowano sprawozdanie, które drukowano nakładem Komisji Współpracy w Doświadczalnictwie przy Państwowym Instytucie Naukowym Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach [Chamiec 1934]. Z literatury wynika, że istniało tak realne zapotrzebowanie na tego typu wiedzę, że różne społeczne gremia związane z rolnictwem wręcz naciskały, ażeby włączyć do badań określone gatunki roślin [Świętochowski 1935; Załęski 1938].

W okresie działalności ZDUT pod Sarnami wyszło ponad 150 różnych publikacji naukowych i popularnych. Miały tu swoje siedziby trzy redakcje [Załęski 1938]:

- „Przegląd Łąkowy" przy wileńskim „Tygodniku Rolniczym",
- „Łąka i Torfowisko" – organ Stowarzyszenia Łąkarzy RP,
- „Rocznik Łąkowy i Torfowy" – organ Stowarzyszenia Łąkarzy RP.

W kwartalnikach „Łąka i Torfowisko" znajdują się publikacje zaliczane do nauk podstawowych, jak i stosowanych, są także informacje zatytułowane „Z praktyki i życia", w bibliografii są cytowane czasopisma zagraniczne, a także opisywane osiągnięcia badawcze

ośrodków zagranicznych [Kern 1935; Niewiadomski 1936; Ostromęcki 1936; Wojciechowski 1936].

W ZDUT w Sarnach prowadzono stałą korespondencję i wymianę czasopism z placówkami badawczymi w Skandynawii, państwach bałkańskich, Belgii, Anglii, Niemczech, Italii, Rosji oraz USA. Corocznie odbywali tu praktyki studenci i absolwenci SGGW w Warszawie, Wydziału Rolniczego Uniwersytetu Jagiellońskiego, Uniwersytetu Stefana Batorego w Wilnie, Politechniki Warszawskiej, Politechniki Lwowskiej oraz SGGW w Cieszynie. Praktykowali tu także uczniowie z wielu średnich szkół rolniczych z całej Polski. Warto jeszcze dodać, że pracownicy Zakładu (B. Chamiec, B. Świętochowski, S. Bac) prezentowali sarneńskie prace badawcze na konferencjach zagranicznych oraz w komisjach międzynarodowych stowarzyszeń naukowych [Załęski 1938]. Na zakończenie tego rozdziału należałoby wskazać potrzebę kompleksowego opracowania publikowanych wyników badań omawianej placówki chociażby na wzór „Polskiej bibliografii torfowej 1976-1980" [Fabianowicz 1988].

Podsumowanie

W okresie braku państwa polskiego na mapie Europy polska inteligencja myślała kategoriami przyszłości i stanowiła niezwykle wartościowy kapitał ludzki i społeczny, który w odrodzonej w 1918 r. Polsce stanowił ważny establishment kulturowy, naukowy i gospodarczy. Dowodem prawdziwości tej tezy było założenie w 1914 r. Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami na Polesiu Wołyńskim. Placówka ta była nie tylko miejscem prac badawczych przydatnych gospodarce odrodzonej Polski międzywojennej, ale także kuźnią charakterów i etapem drogi naukowej wielu osób stanowiących siły naukowe ówczesnej Politechniki Lwowskiej i Akademii Rolniczej w Dublanach. Warto podkreślić, że powstanie w zaborze austriackim polskich uczelni we Lwowie i w Dublanach, Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami oraz wielu innych placówek naukowych bardzo dobrze świadczyło o działalności ówczesnej polskiej inteligencji, która już wtedy pracowała na rzecz rozwoju nauk rolniczych i szkolnictwa wyższego wolnej Polski, odrodzonej w 1918 r., a po części także Polski powstałej w 1944 r. Należy tu wymienić chociażby takie nazwiska, jak: inż. Witold Michalski, prof. dr hab. Stanisław Turczynowicz, prof. dr hab. Jan Grzymała, prof. dr hab. Bolesław Świętochowski, prof. dr hab. Jerzy Ostromęcki, prof. dr Witold M. Niewiadomski,

prof. dr hab. Stanisław Bac, prof. dr hab. Henryk Kern [Bac 1932; Chamiec 1934; Gajda 2004; Kern 1983; Kołodziej i wsp. 1994; Sawicki 2016].

Warto podkreślić, że prace badawcze prowadzone w tytułowym Zakładzie Doświadczalnym wywarły duży wpływ na rozwój teoretycznych i praktycznych podstaw melioracji torfowisk oraz łąkarstwa. Zapewne po części uchroniło to prowadzone w Polsce po 1944 r. powszechne uproduktywnienie terenów podmokłych przed drastyczną degradacją gleb organicznych, która w szczególnie ostrej formie pojawiła się w innych krajach europejskich.

Mając na względzie opisaną powyżej historię oraz obserwując obecną sytuację gospodarczą i społeczno-polityczną, należałoby dążyć do tworzenia transgranicznych form między uczelniami krajowymi a dawnymi polskimi uczelniami we Lwowie i w Dublanach. W zasadzie wniosek ten dotyczy całej wschodniej Polski oraz Litwy, Białorusi i Ukrainy. Dobrym przykładem jest Uniwersytet Viadrina, który powstał we Frankfurcie nad Odrą w ramach funkcjonującego Euroregionu Viadrina.

Literatura

1. Bac S. 1932. „Wspomnienie pośmiertne o Witoldzie Józefie Michalskim". Kwartalnik Inżynieria Rolna VII (2-3): 16.
2. Bac S. 1937. „Stosunki wodne i ich wpływ na planowanie łąki naturalnej na torfowisku niskim". Rocznik Łąkowy i Torfowy, t. II. Warszawa-Sarny: 24.
3. Chamiec B. 1934. Sprawozdanie z działalności Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami za rok 1933. Nakładem PINGW w Puławach: 4.
4. Fabianowicz M. 1988. „Polska bibliografia torfowa 1976-1980". Bibl. Wiadomości IMUZ. PWRiL, Warszawa.
5. Gajda J. 2004. „Wspomnienie o profesorze Janie Grzymale w 100-lecie urodzin". Łąkarstwo w Polsce. PTŁ (7).
6. Kern H. 1935. „Notatki w sprawie kursu w Małyńsku". Łąka i Torfowisko, rok II, z. III. Warszawa-Sarny: 8.
7. Kern H. 1983. Życiorys. Maszynopis. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu: 1-7.
8. Kołodziej J., H. Galant, K. Liniewicz, H. Sierosławski, 1994. Agrometeorologiczne podstawy rolnictwa. Monografia Akademii Rolniczej w Lublinie pt. „Wkład Wydziału Rolniczego AR w Lublinie w rozwoju nauk rolniczych". Wyd. AR w Lublinie: 88-105.

9. Michalski J. 1936. „Akcja zagospodarowania łąk i pastwisk a ceny nasion traw”. Łąka i Torfowisko, tom III, z. IV-VI. Warszawa-Sarny: 18-19.
10. Mikulski Z. 1957. Maszynopis wspomnienia pośmiertnego: 1-4.
11. Niewiadomski W. 1936. „Gęstość sadzenia ziemniaków i obsypywanie na torfowisku niskim”. Rocznik Łąkowy i Torfowy, tom 1: 37-38.
12. Ostromęcki J. 1936. „Parowanie z powierzchni łąki torfowej jako funkcja czynników klimatycznych”. Rocznik Łąkowy i Torfowy, tom l: 16-19.
13. Sawicki B. 2016. Wywiad swobodny z prof. dr. hab. J. Gajdą oraz z prof. dr. hab. J. Jagiełło w zakresie losów B. Świętochowskiego, J. Grzymały, S. Baca, H. Kerna, S. Turczynowicza, J. Ostromęckiego.
14. Skrijka P. 2002. Dublańska Akademia – Polski bochenek chleba na ukraińskim haftowanym obrusie. Kryspinów: Wydawnictwo PLATAN, Kryspinów: 46.
15. Świętochowski B. 1935. „Wpływ gospodarki polowej i łąkowej na niektóre fizykalne i biochemiczne własności torfu i jego żyzność”. Rocznik Łąkowy i Torfowy, tom I. Warszawa-Sarny: 31.
16. Załęski J. 1938. Krótki zarys rozwoju i działalności Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk Wołyńskiej Izby Rolniczej pod Sarnami, seria II (l): 3-18.
17. Wojciechowski B. 1936. „Początki i stan obecny prac łąkarskich na Wołyniu”. Łąka i Torfowisko, tom III. Warszawa-Sarny.

1.4. Życiorysy wybitnych pracowników Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami

1.4.1. Prof. dr hab. inż., dr h.c. Stanisław Bac

Stanisław Bac urodził się 30 marca 1887 r. w Kazimierzy Wielkiej w woj. kieleckim. Po ukończeniu gimnazjum w Krakowie wstąpił na Wydział Inżynierii Wodnej Politechniki Lwowskiej. Po uzyskaniu absolutorium rozpoczął pracę w Katedrze Inżynierii Wiejskiej Akademii Rolniczej w Dublanach, gdzie jednocześnie studiował rolnictwo. W tym też czasie uczestniczył w organizowaniu jednej z niepodległościowych formacji zbrojnych „Drużyn Bartoszowych", których później został komendantem. W latach 1917-1920 walczył w szeregach Wojska Polskiego w stopniu kapitana, otrzymując w 1919 r. Krzyż Walecznych. Został również odznaczony Medalem Niepodległości.

Po latach pracy w średnim szkolnictwie zawodowym przeniósł się w 1926 r. na Politechnikę Lwowską. Niezależnie od zajęć dydaktycznych na uczelni kierował Działem Hydrotechnicznym Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami oraz brał udział w pracach Biura Melioracji Polesia. W 1929 r. uzyskał stopień doktora nauk technicznych na Wydziale Inżynierii Wodnej Politechniki Warszawskiej, a w 1933 r. habilitował się na Wydziale Rolniczym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie w zakresie melioracji wodnych. Do Państwowego Instytutu Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach przeniósł się w 1937 r. i zorganizował tam Dział Gospodarki Wodnej, następnie otrzymał nominację na wicedyrektora PINGW i na tym stanowisku zastała Go wojna.

W trudnych warunkach okupacji ochraniał pracowników przed wywiezieniem, broniąc również mienia Instytutu. Zagrożony aresztowaniem za współdziałanie z konspiracją, ukrywał się przez na kilka miesięcy. Gdy w lipcu 1944 r. wycofujący się hitlerowcy podpalili gmach Instytutu, dzięki natychmiastowej akcji Profesora budynek uratowano. Zaraz po tym udał się Profesor do Lublina, gdzie od władz PKWN otrzymał nominację na wicedyrektora Instytutu, a od dowództwa I Frontu Ukraińskiego zezwolenie na pobyt w strefie frontowej.

W ewakuowanych z ludności cywilnej Puławach chronił przez wiele miesięcy zbiory naukowe i bibliotekę Instytutu przed zniszczeniem, a w czasie forsowania Wisły przez I Armię Wojska Polskiego brał udział w ratowaniu rannych żołnierzy.

Z chwilą utworzenia Wydziału Rolniczego Uniwersytetu w Lublinie został mianowany profesorem zwyczajnym i kierownikiem Katedry Melioracji i Meteorologii Rolniczej. W 1946 r. przeniósł się do Wrocławia, gdzie objął Katedrę Melioracji i Inżynierii Rolnej Uniwersytetu i Politechniki. Po wyodrębnieniu Wyższej Szkoły Rolniczej w 1951 r. zorganizował Wydział Melioracji Wodnych i został jego pierwszym dziekanem, zachowując kierownictwo Katedry Melioracji Rolnych i Leśnych. Po przejściu na emeryturę w 1960 r. nie zaprzestał działalności naukowej i dydaktycznej, prowadząc wykłady oraz publikując rozprawy i podręczniki. Zmarł 30.05.1970 r.

Obszerny dorobek naukowy Profesora trudno streścić w kilku słowach. Jego działalność badawcza wpłynęła decydująco na ukształtowanie dzisiejszego profilu melioracji. Wielostronne, niejednokrotnie prekursorskie badania Profesora – przy Jego gruntownym wykształceniu rolniczym i technicznym – prowadzone w zakresie melioracji torfowisk, drenowania, meteorologii rolniczej, agrohydrologii oraz prace z dziedziny programowania melioracji nadały nowy kierunek nauce i praktyce melioracji rolnych. Badania te wykazały, że technika melioracyjna wymaga podbudowy przyrodniczej oraz dostosowania się do warunków siedliskowych i potrzeb roślin, a jej celem ma być kształtowanie środowiska oraz regulowanie obiegu wody w glebie i w zlewni. W myśl tych zasad uległy zmianom programy studiów melioracyjnych i wyodrębnił się przedmiot przyrodniczych podstaw melioracji.

Profesor jako pierwszy w Polsce podjął badania nad erozją gleb: z Jego działalności wywodzi się polska szkoła erozyjna, reprezentowana dziś przez licznych wybitnych specjalistów. Obserwacje Profesora nad ruchami gleb wskutek przemarzania nasunęły Mu pomysł skonstruowania przyrządu pomiarowego, stosowanego później w badaniach polarnych.

W ostatnich latach życia Profesora największą Jego pasją stały się zagadnienia dotyczące relacji las – woda. Znając zaniedbania na tym polu w naszym kraju, rozpoczął wykłady kursowe z melioracji leśnych, a następnie rozwinął energiczną działalność badawczą i organizacyjną zmierzającą do stworzenia podstaw naukowych gospodarki wodnej terenów leśnych. Dla uwydatnienia wpływu lasów na środowisko geograficzne opracował związki opadów i odpływu z lesistością regionu, wykazując dodatni wpływ lasu. W 1962 r. ukazał się pierwszy tego typu polski podręcznik pióra Profesora pt. „Leśne melioracje wodne", a w 1969 r. drugi, znacznie obszerniejszy, napisany wspólnie z S. Ostrowskim, pt. „Podstawy leśnych melioracji wodnych". Ostatnią pracą Profesora, wydrukowaną już po Jego śmierci, była rozprawa o zależności pojawów fenologicznych od temperatur gruntu.

Obok działalności naukowej był Profesor nauczycielem i wychowawcą setek inżynierów melioracji i dziesiątków pracowników nauki. Był wybitnym pedagogiem, przekazywał wiedzę w sposób jasny i konkretny.

Nie można przecenić zasług Profesora dla odbudowy i organizacji od podstaw nauki polskiej i szkolnictwa po obydwu wojnach światowych. Nade wszystko jednak nie sposób zapomnieć niezwykłej osobowości Profesora. Jego pracowitość i obiektywizm, Jego bezpośredni serdeczny stosunek do ludzi, a szczególnie ojcowski do młodych, zjednał Mu ogromny autorytet moralny – nie tylko w środowisku wrocławskim. Na co dzień podkreślał znaczenie umiejętnego współżycia z ludźmi i dążył, by pracownicy Katedry stanowili jedną rodzinę.

Profesor Stanisław Bac był członkiem rzeczywistym Polskiej Akademii Nauk oraz członkiem licznych jej komitetów: Zagospodarowania Ziem Górskich, Melioracji, Łąkarstwa i Torfoznawstwa, Nauk Leśnych, Chemii Rolnej i Gleboznawstwa, Geofizyki, Gospodarki Wodnej. Wchodził w skład rad naukowych instytutów: Melioracji i Użytków Zielonych, Badawczego Leśnictwa, Gospodarki Wodnej, Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, Hydrologiczno-Meteorologicznego oraz Rady Naukowo-Technicznej przy Ministrze Rolnictwa oraz takiej Rady przy Ministrze Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego. Był członkiem Państwowej Rady Ochrony Przyrody i przewodniczącym Rady Naukowej Karkonoskiego Parku Narodowego, a ponadto członkiem Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, Polskiego Towarzystwa Leśnego, Międzynarodowego Towarzystwa Gleboznawczego oraz Międzynarodowego Towarzystwa Biometeorologicznego i Bioklimatycznego.

Posiadał godności honorowe: doktorat honoris causa Wydziału Rolniczego WSR we Wrocławiu, członkostwo honorowe Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, Polskiego Towarzystwa Geofizycznego, Stowarzyszenia Inżynierów i Techników Wodnych i Melioracyjnych.

Został udekorowany Orderem Sztandaru Pracy I klasy, Krzyżem Komandorskim Orderu Odrodzenia Polski, Medalem Komisji Edukacji Narodowej i wieloma innymi odznaczeniami.

Profesor Stanisław Bac był wzorem żołnierza i obywatela, uczonego i wychowawcy.

Stanisław Nowiński

1.4.2. Prof. dr inż., dr h.c. Witold Marian Niewiadomski

Witold Marian Niewiadomski (1911-2005), prof. dr nauk rolniczych, agrotechnik, specjalista w zakresie fitomelioracji i kształtowania krajobrazu rolniczego, współorganizator Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie, członek rzeczywisty PAN (od 1974 r.), doktor honoris causa: AR we Wrocławiu (1982), SGGW w Warszawie (1993), ART w Olsztynie (1995) i AR w Krakowie (1996).

Urodził się 2.01.1911 r. we Lwowie. Ojciec – Marian Niewiadomski, herbu Prus, był inżynierem kolejnictwa, absolwentem Politechniki Lwowskiej. Matka Maria, herbu Cholewa, z rodu Pomorskich, z domu Moraczewska, siostra Jędrzeja Moraczewskiego, pierwszego premiera w rządzie marszałka J. Piłsudskiego. Żonaty. Żona Kazimiera z domu Antczak – pracownik naukowy w Wyższej Szkole Rolniczej w Olsztynie w Katedrze Ogrodnictwa. Córka Maria – absolwentka Wydziału Zootechnicznego Wyższej Szkoły Rolniczej w Olsztynie.

Ukończył Gimnazjum Matematyczno-Przyrodnicze im. A. Witkowskiego w Krakowie (1925-1929), Wydział Rolniczy Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie (1929-1933) i Szkołę Podchorążych Rezerwy Piechoty w Zambrowie (1933). Doktoryzował się na Wydziale Rolniczym Uniwersytetu i Politechniki we Wrocławiu (1947). Dysertację na temat „Wpływ nawożenia mineralnego na glebę torfową i jej plonowanie" wykonał pod kierunkiem prof. dr. Bolesława Świętochowskiego. Otrzymał tytuły naukowe: profesora nadzwyczajnego (1954) i profesora zwyczajnego (1964).

Przebieg pracy zawodowej: Zakład Doświadczalny Uprawy Torfowisk pod Sarnami na Polesiu Wołyńskim (1935-1938), udział w wojnie obronnej w Armii Karpaty – po klęsce pobyt w obozach oficerskich jeńców wojennych na terenie Rzeszy Niemieckiej (1939-1945), Uniwersytet i Politechnika we Wrocławiu (1946-1950), Wyższa Szkoła Rolnicza-Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie (1951-1981). Przeniesiony służbowo z Wrocławia do Olsztyna objął stanowisko docenta i kierownika utworzonej przez siebie Katedry Ogólnej Uprawy Roli i Roślin, którą kierował przez 30 lat. Rozwinął badania polowe i laboratoryjne celem kształcenia magistrantów i doktorantów. Podejmował różne funkcje organizacyjno- społeczne niezbędne dla

rozwoju Wydziału i Uczelni. Przez wiele lat (1952-1970) pełnił funkcję przewodniczącego Komisji Rektorskiej ds. Doświadczalnictwa. Brał bezpośredni udział w doborze, lokalizacji, organizacji, nadzorze działalności i kształceniu kierowników pól doświadczalnych: Rolniczy Zakład Doświadczalny – Pozorty k. Olsztyna (1952), Łężany k. Reszla (1954), Bałcyny k. Ostródy (1957). Żywy pomnik kierowanej przez Profesora działalności stanowi 14,7 ha zadrzewień śródpolnych w Zakładzie Wola (b. RZD Łężany), dziś już ponad 50-letnich, o różnym doborze gatunków i form ich skupienia. Ten najbardziej skonfigurowany obszar o powierzchni 271 ha poddano racjonalnemu zagospodarowaniu przeciwerozyjnemu. Ogromną pracę koncepcyjną i organizacyjną wykonano sposobem gospodarczym – siłami pracowników Katedry Ogólnej Uprawy Roli i Roślin oraz studentów Wydziału Rolniczego.

Działalność dydaktyczna i kształcenie kadr. Od chwili zatrudnienia Profesor z pasją prowadził wykłady i seminaria dla studentów dziennych Wydziału Rolniczego. Jego wykładów wysłuchało około 10 tysięcy studentów, w seminariach uczestniczyło 728; wypromował 250 magistrów, przeprowadził 22 przewody doktorskie. Spośród doktorów Profesora wyhabilitowało się 11, a profesorami tytularnymi zostało 10 osób, zasilając kadrę instytutów naukowych i uczelni rolniczych w Polsce (Jan Adamiak – ART/UWM w Olsztynie, Stanisław Grabarczyk – ATR w Bydgoszczy, Jerzy Krzymuski – IHAR w Radzikowie, IUNG w Puławach, Janusz Nowicki – ART/UWM w Olsztynie, Czesław Radomski – SGGW w Warszawie, Michał Skrodzki – ART w Olsztynie, Henryk Solarski – ART/UWM w Olsztynie, Zbigniew Szwejkowski – ART/UWM w Olsztynie, Stanisław Urbanowski – ATR w Bydgoszczy, Kazimiera Zawiślak – ART/UWM w Olsztynie).

Kierunki działalności naukowej. Po etapie pracy naukowej związanej z właściwościami i wykorzystaniem gleb torfowych, rozpoczynając pracę w Olsztynie Profesor Niewiadomski podjął nowatorskie badania środowiskowe: systemy rolnictwa na terenach falistych Pojezierza Mazurskiego; regionalizacja rolnictwa w skali kraju i regionu; zadrzewienia w rolnictwie; teoria i praktyka nauki o płodozmianach; ochrona ekosystemów polnych i inne. Opublikował ogółem 281 pozycji, w tym oryginalne prace twórcze – 116, monografie – 22, książki i broszury – 11, artykuły popularnonaukowe i inne opracowania okolicznościowe – 132.

Działalność naukowa: członek rzeczywisty Polskiej Akademii Nauk (od 1974 r.), Prezydium Komitetu Gleboznawstwa i Chemii Rolnej – Sekcja Uprawy Roli (od 1966 r.), Komitet Uprawy Roślin – założyciel i w latach 1975-1983 przewodniczący. Nowa jednostka V Wydziału PAN objęła wszystkie kierunki produkcji roślinnej zorganizowane w czterech sekcjach. W ramach Komitetu Profesor rozwinął współpracę międzynarodową.

Działalność na rzecz gospodarki narodowej. Profesor pracował w radach naukowych instytutów resortowych, m.in. w Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach

oraz Instytucie Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, i wojewódzkich ośrodków doradztwa rolniczego północnej Polski (Lubań, Gdańsk-Lipce, Stare Pole, Bęsia, Olsztyn). Przez 10 lat (1962-1972) był przewodniczącym Rady Naukowo-Ekonomicznej przy Prezydium Wojewódzkiej Rady Narodowej w Olsztynie i członkiem Międzynarodowej Komisji Planu Regionalnego Polski północno-wschodniej. Wraz z kierownictwem Wojewódzkiej Komisji Planowania Gospodarczego organizował sesje naukowo-produkcyjne, włączając w to pracowników ART. Materiały z tych sesji pt. „Ekonomiczne problemy województwa olsztyńskiego" wydawał w Olsztyńskim Biuletynie Naukowym im. W. Kętrzyńskiego, jako trybunę kierunków i treści pracy Rady, ogniwo wiążące naukę z praktyką regionu.

Pełnił liczne funkcje w resorcie szkolnictwa wyższego, m.in. jako członek komisji nagród, wyjazdów zagranicznych pracowników uczelni, członek komisji ds. rozwoju pracowników naukowych (CKK) w latach 1974-1979.

Przynależność do towarzystw naukowych: Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Polskie Towarzystwo Nauk Agrotechnicznych, Towarzystwo Naukowe im. W. Kętrzyńskiego, Mazurskie Stowarzyszenie Ekologów, Forum Naukowe Uczelni Warmii i Mazur oraz wiele innych stowarzyszeń (Polski Związek Łowiecki, Polski Związek Wędkarski, Polski Związek Motorowy).

Ważniejsze ordery i wyróżnienia: Krzyże Orderu Odrodzenia Polski: Kawalerski (1960), Oficerski (1966), Komandorski (1991); Złoty Krzyż Zasługi (1954), Medal za udział w wojnie obronnej 1939 (1985), Medale PAN: im. Michała Oczapowskiego, Mikołaja Kopernika (1995), Medal Komisji Edukacji Narodowej, Zasłużony Nauczyciel PRL, Medal Papieski – Gaude Mater Polonia Jana Pawła II, Medal Senatu RP „Dobro Rzeczypospolitej Najwyższym Prawem", Medal im. Prof. J. Šimona „Za zăsluhy o rozvoj rostlinnè výroby" (VŠZ w Brnie – 1987), Złoty Medal VŠZ w Brnie, Medal „Zasłużony dla Uczelni", Złote odznaki: „Zasłużony dla Warmii i Mazur", „Zasłużony Pracownik Rolnictwa", Honorowy Obywatel miasta Olsztyna. Był ponadto uhonorowany licznymi rocznicowymi medalami państwa polskiego, własnej uczelni, organizacji społecznych i regionalnymi województw Polski północno-wschodniej.

Ważniejsze nagrody: Ministra Oświaty i Szkolnictwa Wyższego – 5 indywidualnych za dydaktykę, badania naukowe i kształcenie kadr, Ministra Nauki, Szkolnictwa Wyższego i Techniki – 1 zespołowa i 4 indywidualne, Rektorów WSR/ART – 11 (3 indywidualne i 8 zespołowych), Prezydium Wojewódzkiej Rady Narodowej w Olsztynie – 2; za studia nad regionalizacją woj. olsztyńskiego oraz za całokształt pracy na rzecz praktyki rolniczej regionu.

Profesor Witold Marian Niewiadomski zmarł 21.03.2005 r. w Olsztynie.

Opracował prof. dr hab. Marek Marks

1.4.3. Prof. dr hab. inż., dr h.c. Jerzy Ostromęcki

Jerzy Ostromęcki był wybitnym uczonym, nauczycielem akademickim, wychowawcą kadr naukowych i zawodowych w zakresie melioracji wodnych. Wywarł ogromny wpływ na ukształtowanie się współczesnych poglądów dotyczących roli, zadań i metod melioracji w Polsce, w szczególności obszarów dolinowych. Był współtwórcą koncepcji melioracji kompleksowych, odgrywających istotną rolę w urządzaniu przestrzeni produkcyjnej i kształtowaniu krajobrazu, a jednocześnie uwzględniających wymogi ochrony środowiska przyrodniczego.

Urodził się 12.11.1909 r. w Kowalu w dawnym powiecie Włocławek. W latach 1928-1933 studiował na Wydziale Inżynierii Politechniki Warszawskiej, gdzie uzyskał tytuł zawodowy inżyniera hydrotechnika. Po studiach w latach 1933-1944 pracował w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk Wołyńskiej Izby Rolniczej w Sarnach. Początkowo był asystentem pod kierunkiem prof. Stanisława Baca, a od 1935 r. kierownikiem Działu Hydrotechnicznego, zajmując się właściwościami gleb torfowych i ich zmianami pod wpływem funkcjonowania urządzeń melioracyjnych.

W 1936 r. uzyskał na Politechnice Warszawskiej stopień doktora nauk technicznych na podstawie pracy pt. „O niektórych związkach funkcjonalnych między fizykalnymi właściwościami torfu i torfowiska". Promotorem pracy doktorskiej był prof. Czesław Skotnicki. Stopień naukowy doktora habilitowanego uzyskał w 1946 r. na Wydziale Rolniczym SGGW na podstawie pracy pt. „Projektowanie równowagi bilansu wodnego w meliorowanych zlewniach bagiennych". Tytuł profesora nadzwyczajnego otrzymał w 1948 r. na wniosek Wydziału Rolniczego SGGW, a profesora zwyczajnego w 1964 r. na wniosek Wydziału Melioracji Wodnych SGGW.

W 1945 r. został zatrudniony w Państwowym Instytucie Naukowym Gospodarstwa Wiejskiego w Bydgoszczy, a w 1953 r. po utworzeniu Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych objął w nim stanowisko p.o. dyrektora (do 1954 r.) i zastępcy dyrektora ds. naukowo-badawczych (do 1964 r.).

Działalność dydaktyczną podjął w 1946 r., prowadząc przez dwa lata wykłady na Wydziale Rolniczym Uniwersytetu w Poznaniu. Od 1948 r., aż do przejścia na emeryturę w 1975 roku, pracował w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Był współtwórcą koncepcji studiów melioracyjnych w uczelni rolniczej (przed 1939 r. prowadzonych na politechnikach) uruchomionych najpierw na Wydziale Rolniczym SGGW, gdzie w 1946 r. utworzono Sekcję Melioracyjną, a w 1948 r. – Oddział Melioracji Rolnych, który w 1950 r. przekształcono w samodzielny Wydział Melioracji Rolnych w SGGW. Był także organizatoremw1946 r. Katedry Melioracji Rolnych (od 1948 r. Katedra Melioracji Rolnych i Leśnych), którą kierował od czasu jej utworzenia do przejścia na emeryturę.

Profesor J. Ostromęcki pełnił także inne ważne funkcje organizacyjne w SGGW: dziekana Wydziału Melioracji Wodnych (1960-1962) oraz prorektora ds. dydaktyki.

Duże znaczenie miała inspirująca i twórcza rola prof. J. Ostromęckiego w ukształtowaniu, poprzez dobór przedmiotów i ich programy nauczania, sylwetki absolwenta Wydziału Melioracji Wodnych o profilu technicznym, lecz z mocną podbudową przyrodniczą. Będąc promotorem w 8 przewodach doktorskich, Profesor stworzył silny zespół naukowy o charakterze szkoły naukowej, który miał znaczący udział w rozwoju dyscypliny naukowej „melioracje wodne", zastąpionej w latach późniejszych dyscypliną naukową „kształtowanie środowiska".

Do najważniejszych osiągnięć badawczych Profesora J. Ostromęckiego należy zaliczyć: sformułowanie i upowszechnianie zasad melioracji terenów zabagnionych uwzględniających proces przekształcenia gleb torfowych wskutek odwadniania, opracowanie metod obliczania parametrów projektowych i eksploatacyjnych systemów i urządzeń melioracyjnych, m.in. wielkości osiadania torfowisk, rozstaw urządzeń w nawodnieniach podsiąkowych, parametrów hydraulicznych w nawodnieniach zalewowych, stokowych i kroplowych. Powszechnie nadal są stosowane w biurach projektowych opracowane przez Niego m.in. metody obliczania parowania terenowego i zapotrzebowania wody do nawodnień roślin uprawnych, w szczególności użytków zielonych.

Wyniki badań opublikował w 65 pracach naukowych i 30 artykułach naukowo-technicznych. Opracował 2 skrypty i 3 podręczniki. Szczególnie cenne były pozycje książkowe. Wymienić tu należy przede wszystkim trzykrotnie wydawany (1957, 1960, 1964) podręcznik „Wstęp do melioracji" przedstawiający stan wiedzy z zakresu obiegu wody, energii i materii, zużycia wody przez rośliny i regulowania bilansu wodnego w zlewniach rzecznych. Istotnym skryptem służącym zarówno dydaktyce, jak i praktyce był skrypt „Odwodnienia w melioracjach użytków zielonych", w którym przedstawiono przyczyny nadmiernego dla produkcji roślinnej uwilgotnienia gleb, zasady projektowania systemów melioracyjnych oraz wzory niezbędne do

wymiarowania urządzeń melioracyjnych. Niezwykle cenny i ciągle aktualny jest wydany w 1973 r. podręcznik „Podstawy melioracji nawadniających". Przedstawiono w nim w ujęciu syntetycznym podstawowe i szczegółowe urządzenia w systemach nawadniających, metody obliczeń hydraulicznych i eksploatacyjnych urządzeń nawadniających oraz opis procesów w środowisku glebowo-wodnym inicjowanych przez nawodnienia.

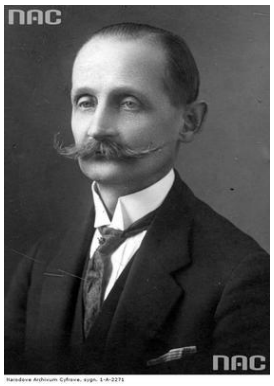
Poza pracą badawczą i dydaktyczną Profesor J. Ostromęcki działał w wielu krajowych i zagranicznych towarzystwach oraz radach naukowych. Szczególnie duże znaczenie miała Jego działalność jako przewodniczącego Komitetu Melioracji, Łąkarstwa i Torfoznawstwa przy Wydziale V PAN. Były w nim kształtowane m.in. poglądy dotyczące wpływu melioracji na środowisko przyrodnicze, zasoby wodne i glebowe, a także weryfikowane zasady i metody melioracji torfowisk w aspekcie ochrony środowiska. Materiały z tej działalności były dobrze udokumentowane w serii wydawnictw PAN i IMUZ, w których Profesor przez wiele lat pełnił funkcje przewodniczącego komitetu redakcyjnego, dbając o ich wysoki poziom merytoryczny i redakcyjny.

Wyrazem uznania dla wielkich osiągnięć badawczych, dydaktycznych i organizacyjnych prof. dr. hab. Jerzego Ostromęckiego było nadanie Mu w 1986 r. przez społeczność akademicką SGGW zaszczytnego tytułu doktora honoris causa.

Profesor Jerzy Ostromęcki zmarł 3 września 1988 r. w Warszawie.

Prof. dr hab. Edward Pierzgalski

1.4.4. Prof. dr hab. inż. Stanisław Turczynowicz



Stanisław Turczynowicz urodził się 21.04.1875 r. w Lublinie. Uczęszczał do miejscowego Męskiego Gimnazjum do 1892 r., po czym przeniósł się do Dorpatu, gdzie uzyskał maturę. W latach 1895-1904 studiował z przerwami na Politechnice Ryskiej. W 1899 r. został przyjęty do korporacji akademickiej Arkonia. Studia chemiczne i inżynierskie uzupełniał następnie na Wydziale Melioracyjnym w Wyższej Szkole Technicznej w Monachium.

Po odbyciu praktyki melioracyjnej w Galicji został w 1905 r. asystentem w Katedrze Inżynierii Rolnej Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie. Prowadził wykłady z zakresu geodezji i melioracji rolnych. Był również współzałożycielem firmy prowadzącej roboty melioracyjne, głównie w Królestwie Polskim. W latach 1911-1914, jako inżynier hydrotechnik, pracował w rosyjskim Zarządzie Dóbr Państwowych w guberniach łomżyńskiej i suwalskiej.

Zmobilizowany w 1914 r., zajmował się zaopatrywaniem wojsk rosyjskich w wodę. Był też naczelnikiem robót hydrotechnicznych przy budowie fortyfikacji. Po rewolucji 1917 r. został wiceprezesem Związku Wojskowych Polaków okręgu odeskiego i prezesem Polskiego Komitetu Wykonawczego w Odessie oraz redaktorem polskiego tygodnika „Wyzwolenie”.

W 1918 r. powrócił do kraju i do 1930 r. pracował w Ministerstwie Rolnictwa. Jednocześnie prowadził w SGGW w Warszawie wykłady z melioracji rolnych i budownictwa wiejskiego. Od 1920 r. kierował Zakładem Budownictwa Wiejskiego i Melioracji. Wykładał też torfoznawstwo, melioracje lasów, budownictwo stawowe i regulację potoków górskich. W latach 1926-1935 był redaktorem pisma „Inżynieria Rolna”. W okresie międzywojennym działał też w Stowarzyszeniu Techników w Warszawie, pełniąc m.in. funkcję prezesa Rady Naukowo-Technicznej.

W 1931 r. został profesorem nadzwyczajnym. W latach 1929-1939 był też wykładowcą na Wydziale Inżynierii Wodnej i Geodezji Politechniki Warszawskiej. W 1939 r. został dziekanem Wydziału Rolniczego SGGW. W okresie okupacji brał udział w tajnym nauczaniu studentów SGGW. Zajmował się również opieką nad nieletnimi.

Po wojnie został profesorem zwyczajnym i do 1949 r. był nadal dziekanem Wydziału Rolniczego SGGW. W latach następnych był dziekanem nowo utworzonego Wydziału Melioracji Wodnych oraz kierował Katedrą Budownictwa i Melioracji Wodnych. W 1947 r. był głównym inicjatorem powołania Polskiego Towarzystwa Geofizycznego.

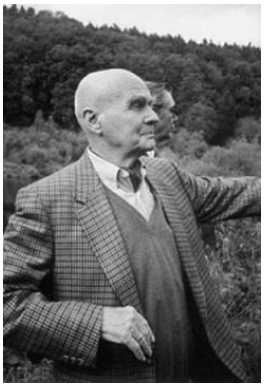
Był również encyklopedystą, edytorem „Praktycznej encyklopedii gospodarstwa wiejskiego". Napisał w ramach tego cyklu encyklopedycznego tom nr 33-34 „Torf: (eksploatacja i zastosowanie w rolnictwie i przemyśle)".

Stanisław Turczynowicz opublikował 10 podręczników, głównie z zakresu torfoznawstwa i melioracji oraz około 200 artykułów w czasopismach technicznych.

Zmarł 2 kwietnia 1957 r. w Warszawie.

Opracowano na podstawie – Wikipedia.pl, Onet.pl

1.4.5. Prof. dr hab. inż. Stanisław Tołpa



Stanisław Tołpa urodził się 3.11.1901 r. w Rudzie Łańcuckiej. Spośród siedmiorga rodzeństwa został wybrany przez rodziców do wstąpienia do stanu duchownego. Zanim jednak rozpoczął studia teologiczne, w pobliskim Leżajsku skończył gimnazjum i liceum. Był świetnym uczniem i jeszcze lepszym kolegą. Lubił ludzi i zawsze spraszał do siebie kolegów, którym udzielał korepetycji. W ten sposób zarabiał też na życie podczas studiów. Opłacał mieszkanie, kupował jedzenie i pomoce naukowe.

Zgodnie z wolą rodziców wyjechał do Lwowa i rozpoczął studia na teologii z zamiarem zostania księdzem. Szybko jednak podjął decyzję o przeniesieniu się na Wydział Matematyczno-Przyrodniczy Uniwersytetu im. Jana Kazimierza we Lwowie. Kształcił się u profesora Stanisława Kulczyńskiego. To wtedy odkrył pierwszą miłość swojego życia, której poświęcił następne kilkadziesiąt lat – torf. Studia skończył w 1928 r., a już dwa lata później obronił pracę doktorską. Tematem były torfowiska Czarnohory.

Wojna zastała go w Kaliszu. W tamtejszym gimnazjum i liceum uczył biologii. Poszedł do wojska, walczył w kampanii wrześniowej, po latach wspominał: „byłem w tym piekle nad Bzurą, dostałem się do niewoli...". Końca wojny doczekał w obozach jenieckich w głębi Niemiec. Żywił się tym, co było, a było niewiele. Jedzenie zmarzniętej kapusty doprowadziło do poważnych problemów żołądkowych, z którymi miał się zmagać w przyszłości.

Najważniejsze jednak, że po wojnie udało mu się wrócić do żony Idy i córki Ewy. Powrót do Lwowa nie był już możliwy, wybrał więc Wrocław. Droga prowadziła przez Oleśnicę. Dojechał tam pociągiem towarowym i zastanawiał się, co zrobić dalej. W końcu, za pół litra bimbru, kupił od Rosjan wielbłąda i na nim wjechał do zrujnowanej stolicy Dolnego Śląska.

We Wrocławiu na młodego botanika Tołpę czekał profesor Kulczyński. Razem zaczęli organizować Uniwersytet i Politechnikę. Sale mające kształcić przyszłych studentów trzeba było wyposażyć. Stanisław dostał więc karabin i przybocznego, z którym przemierzali kolejne

wioski Dolnego Śląska, szukając w kościołach i kaplicach poukrywanego przez Niemców uniwersyteckiego sprzętu, książek, pomocy dydaktycznych i zielników.

Po latach wspominał we wrocławskiej prasie: „Ten budynek, w którym teraz rozmawiamy (…), odnalazłem wśród wrocławskich ruin. Nie było ani jednej dachówki, woda się lała ze wszystkich stron jak padał deszcz. Ludzie młodzi pomogli mi kłaść dachówki, ruszyli studenci, naukowcy, moi współpracownicy. Pierwszych studentów przyjmowaliśmy już w 1945 roku, a ja prowadząc na Uniwersytecie Wrocławskim całą botanikę, znów wróciłem do torfu".

W 1946 r. habilitował się na Wydziale Matematyczno-Przyrodniczym Uniwersytetu Poznańskiego. W tym czasie został wybrany na dziekana Wydziału Rolniczego, później zaś zaczął organizować Wyższą Szkołę Rolniczą we Wrocławiu, w latach 1952-1954 był jej pierwszym rektorem. W 1958 r. otrzymał tytuł profesora zwyczajnego. W 1967 r. został członkiem Polskiej Akademii Nauk.

Był świetnym dydaktykiem. Sale na jego wykładach zapełniały się na długo przed wykładem. Na uczelnię zawsze przybywał punktualnie. Ubrany w nieodłączny garnitur, dwa razy dziennie przemierzał trasę z mieszkania przy ul. Rozbrat do Katedry Botaniki. Po drodze mijał swój ulubiony Park Nowowiejski, w którym czasem można go było spotkać podczas spacerów z rodziną i psem.

Nieważne było, czy to dzień powszedni czy święto, wyprostowana sylwetka profesora zmierzała do laboratorium, by tam od rana do późnych godzin wieczornych pochylać się nad badaniami dotyczącymi torfu. Był tytanem pracy i takiego zaangażowania wymagał od swych współpracowników.

Studenci go uwielbiali. Dlaczego? Bo oprócz przekazywania im ogromnej wiedzy naukowej uczył ich rzeczy jeszcze ważniejszej: że nigdy nie należy się poddawać i bez względu na to, co sądzą inni, dążyć do celu. A wiedział, o czym mówi. Badaniom nad torfem poświęcił kilkadziesiąt lat swojego życia. Pomimo niepowodzeń, braku środków finansowych i oporu ze strony środowiska medycznego, nigdy się nie poddał.

Zjeździł całą Polskę brodząc po bagnach i torfowiskach. Kiedy tylko nastawały ciepłe dni, zabierał współpracowników i jechali w teren. Nawet rodzinne wakacje były podporządkowane jego pasji. „Praca była dla niego narkotykiem. Na wczasach po tygodniu czuł się jak lew w klatce. Zresztą nawet na wczasach chodził po łąkach z powiększającą lupką – czarną, przedwojenną, to był jego amulet" – tak rodzinne wakacje wspomina córka profesora, Ewa Tołpa-Schmidt.

Pod Jego kierunkiem przebadano bagna i torfowiska w Dolinie Biebrzy, na Mazurach i na Lubelszczyźnie. Opracował klasyfikację torfów w Polsce i Europie Środkowej. Zdobył

uznanie w świecie nauki jako wybitny uczony z zakresu botaniki i torfoznawstwa. Ale tego było Mu za mało.

Na podstawie Jego badań w latach 60. XX wieku powstał preparat torfowy Tołpy, mający w założeniu stać się lekiem przeciwnowotworowym. Jego badania przyczyniły się także do uchwalenia ustawy o ochronie złóż torfowych w Polsce.

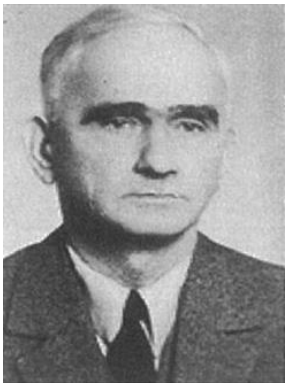
Po przejściu na emeryturę w 1971 r. nadal pracował nad swoim preparatem w utworzonej specjalnie dla niego Pracowni Biologii i Biochemii Torfu Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Działanie przeciwnowotworowe preparatu nigdy nie zostało potwierdzone. Patent na wytwarzanie preparatu przekazał uczelni.

Zmarł 11 października 1996 r. w wieku 95 lat.

W 2005 r. imieniem i nazwiskiem Profesora został nazwany dotychczasowy Park Nowowiejski we Wrocławiu. Jego imieniem i nazwiskiem nazwano też ulice we Wrocławiu i Nowej Sarzynie.

Opracowano na podstawie – Wikipedia.pl, Onet.pl

1.4.6. Prof. dr hab. inż. Włodzimierz Tymrakiewicz



Włodzimierz Tymrakiewicz urodził się 5.02.1898 r. w Opakach, powiat Złoczów, województwo tarnopolskie. Studia wyższe ukończył na Wydziale Matematyczno-Przyrodniczym Uniwersytetu Jana Kazimierza we Lwowie. W okresie międzywojennym, będąc asystentem, a później adiunktem u prof. dr. Stanisława Kulczyńskiego, zajmował się głównie badaniem torfowisk Polesia, a oprócz tego paleobotaniką i zagadnieniami florystyczno-geograficznymi (1928-1935).

W okresie powojennym domenę Jego zainteresowań naukowych stanowiły chwasty segetalne i w dalszym ciągu biologia torfowisk. W wyniku wieloletnich uciążliwych badań terenowych i żmudnych prac kameralnych powstała rozprawa habilitacyjna pt. „Chwasty pól uprawnych Dolnego Śląska" oraz książka pt. „Atlas chwastów", które przez długie lata służą nauce i praktyce rolniczej. Zebrał bogaty materiał z torfowisk nizinnych, wyżynnych i przejściowych w Borach Tucholskich. Niespodziewana śmierć nie pozwoliła mu opracować do końca i opublikować tych materiałów.

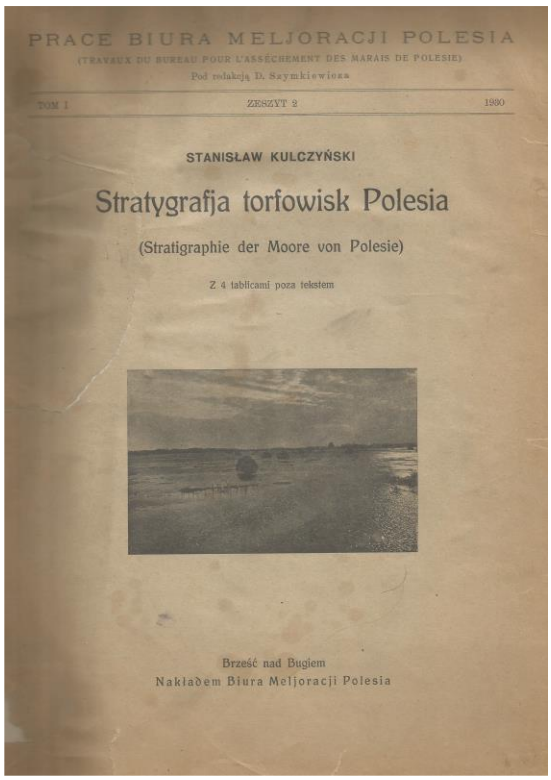
Równolegle z twórczością naukową zajmował się działalnością dydaktyczną, najpierw na stanowisku starszego asystenta (1935-1941), następnie wykładowcy botaniki na Uniwersytecie we Lwowie (1944-1946). Po przyjeździe do Wrocławia pracował w charakterze adiunkta w Katedrze Botaniki na Wydziale Rolniczym Uniwersytetu i Politechniki (1946-1950). Później jako docent habilitowany prowadził wykłady z botaniki dla studentów wydziałów Weterynarii, Zootechniki i Melioracji Wodnych Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu.

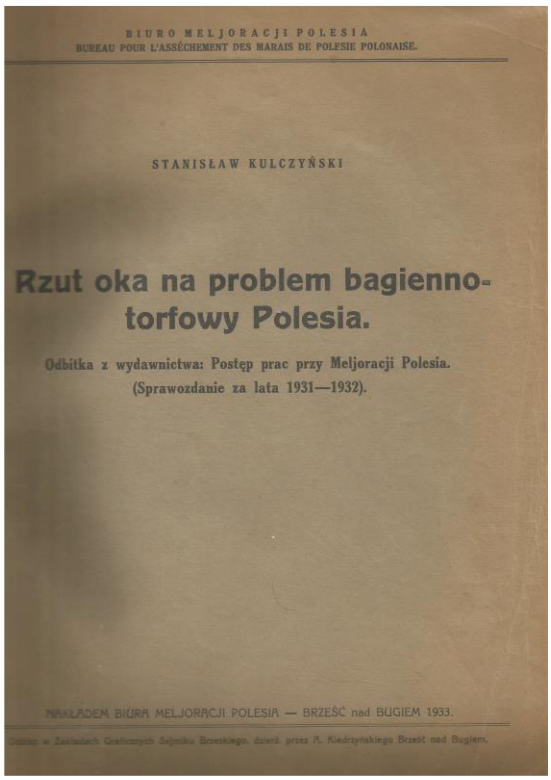
Tytuł naukowy profesora nadzwyczajnego uzyskał w 1958 r., a profesora zwyczajnego w 1967 r. W latach 1960-1968 był kierownikiem Katedry Ekologii Roślin WSR we Wrocławiu. Prowadził wówczas wykłady z podstaw botaniki i ekologii roślin dla studentów Wydziału Melioracji Wodnych. Był promotorem jednego doktoratu.

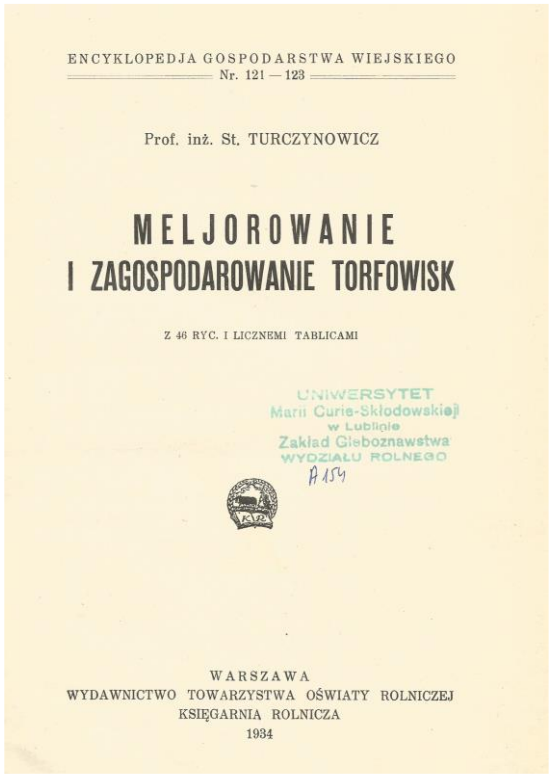
Zmarł 12 sierpnia 1975 r. we Wrocławiu.

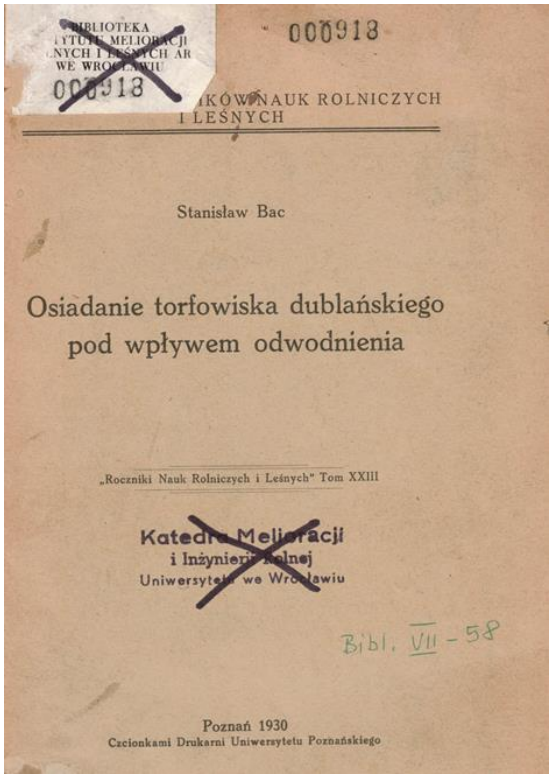
Opracowano na podstawie – Wikipedia.pl, Onet.pl

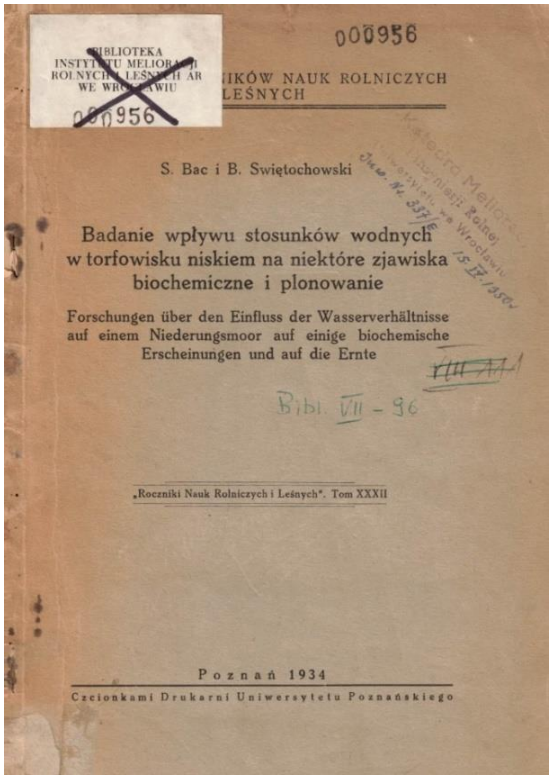
1.5. Ważniejsze publikacje

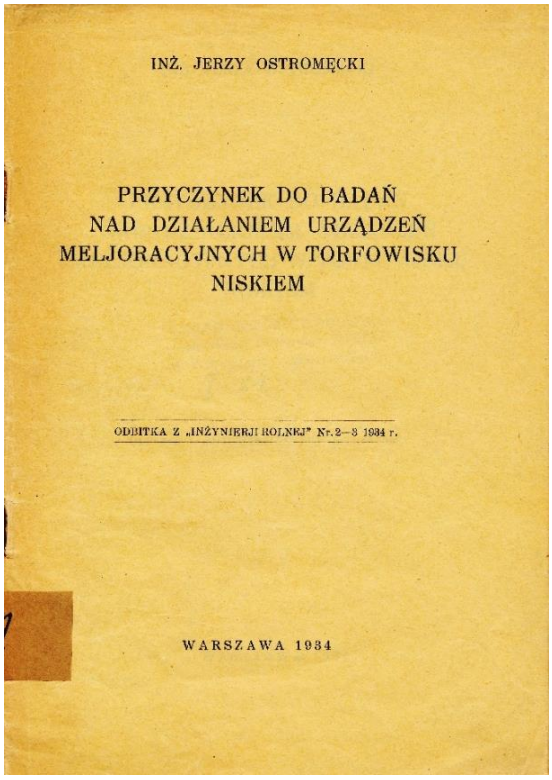

PRACE BIURA MELJORACJI POLESIA
(TRAVAUX DU BUREAU POUR L'ASSÈCHEMENT DES MARAIS DE POLESIE)
Pod redakcją D. Szymkiewicza
TOM I ZESZYT 2 1930
STANISŁAW KULCZYŃSKI
Stratygrafja torfowisk Polesia
(Stratigraphie der Moore von Polesie)
Z 4 tablicami poza tekstem
Brześć nad Bugiem
Nakładem Biura Meljoracji Polesia

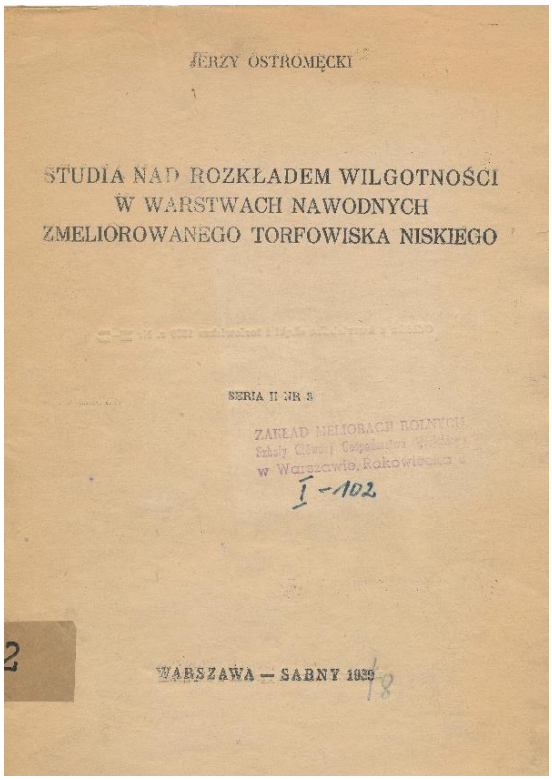

BIURO MELJORACJI POLESIA
BUREAU POUR L'ASSÈCHEMENT DES MARAIS DE POLESIE POLONAISE.
STANISŁAW KULCZYŃSKI
Rzut oka na problem bagienno-torfowy Polesia.
Odbitka z wydawnictwa: Postęp prac przy Meljoracji Polesia.
(Sprawozdanie za lata 1931—1932).
NAKŁADEM BIURA MELJORACJI POLESIA — BRZEŚĆ nad BUGIEM 1933.

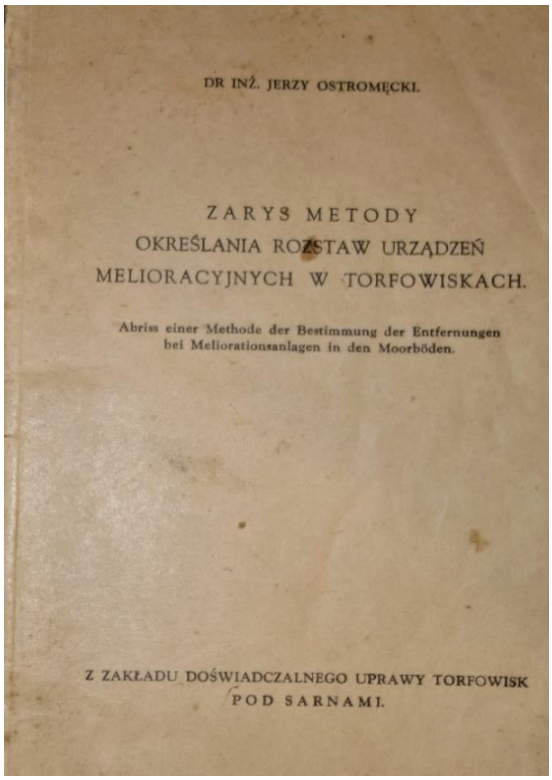

ENCYKLOPEDJA GOSPODARSTWA WIEJSKIEGO
Nr. 121 — 123
Prof. inż. St. TURCZYNOWICZ
MELJOROWANIE
I ZAGOSPODAROWANIE TORFOWISK
Z 46 RYC. I LICZNEMI TABLICAMI
UNIWERSYTET
Marii Curie-Skłodowskiej
w Lublinie
Zakład Gleboznawstwa
WYDZIAŁU ROLNEGO
A 154
WARSZAWA
WYDAWNICTWO TOWARZYSTWA OŚWIATY ROLNICZEJ
KSIĘGARNIA ROLNICZA
1934


BIBLIOTEKA
INSTYTUTU MELIORACJI
WODNYCH I LEŚNYCH AR
WE WROCŁAWIU
000913
000913
IKÓW NAUK ROLNICZYCH
I LEŚNYCH
Stanisław Bac
Osiadanie torfowiska dublańskiego pod wpływem odwodnienia
„Roczniki Nauk Rolniczych i Leśnych" Tom XXIII
Katedra Melioracji
i Inżynierii Rolnej
Uniwersytetu we Wrocławiu
Bibl. VII - 58
Poznań 1930
Czcionkami Drukarni Uniwersytetu Poznańskiego


BIBLIOTEKA
INSTYTUTU MELIORACJI
ROLNYCH I LEŚNYCH AR
WE WROCŁAWIU
000956
IKÓW NAUK ROLNICZYCH
LEŚNYCH
S. Bac i B. Swiętochowski
Badanie wpływu stosunków wodnych w torfowisku niskiem na niektóre zjawiska biochemiczne i plonowanie
Forschungen über den Einfluss der Wasserverhältnisse auf einem Niederungsmoor auf einige biochemische Erscheinungen und auf die Ernte
Bibl. VII - 96
„Roczniki Nauk Rolniczych i Leśnych". Tom XXXII
Poznań 1934
Czcionkami Drukarni Uniwersytetu Poznańskiego


INŻ. JERZY OSTROMĘCKI
PRZYCZYNEK DO BADAŃ NAD DZIAŁANIEM URZĄDZEŃ MELJORACYJNYCH W TORFOWISKU NISKIEM
ODBITKA Z „INŻYNIERJI ROLNEJ" Nr. 2—3 1934 r.
WARSZAWA 1934


JERZY OSTROMĘCKI
STUDJA NAD ROZKŁADEM WILGOTNOŚCI W WARSTWACH NAWODNYCH ZMELIOROWANEGO TORFOWISKA NISKIEGO
SERJA II NR 3
ZAKŁAD MELIORACJI ROLNYCH
Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie, Rakowiecka
I-102
WARSZAWA — SARNY 1929


DR INŻ. JERZY OSTROMĘCKI
ZARYS METODY OKREŚLANIA ROZSTAW URZĄDZEŃ MELIORACYJNYCH W TORFOWISKACH.
Abriss einer Methode der Bestimmung der Entfernungen bei Meliorationsanlagen in den Moorböden.
Z ZAKŁADU DOŚWIADCZALNEGO UPRAWY TORFOWISK POD SARNAMI.

PRACE BIURA MELJORACJI POLESIA
(TRAVAUX DU BUREAU POUR L'ASSÈCHEMENT DES MARAIS DE POLESIE POLONAISE)
Pod redakcją D. Szymkiewicza
TOM II ZESZYT 2 1935

STANISŁAW TOŁPA

TORFOWISKA OKOLICY SARN

Torfmoore der Umgebung von Sarny

(Z 5 tablicami poza tekstem)

Brześć nad Bugiem
Nakładem Biura Meljoracji Polesia

KWAŚNE TORFOWISKA POLESIA I ICH *SPHAGNA*

CZ. I. TYPY TORFOWE

The sour peat-bogs of Polesie and their Sphagna

(The peat-bog types)

(Z tablicami I, II, III i IV)

Napisał
W. TYMRAKIEWICZ

Pracę opieram na materiałach i spostrzeżeniach, które zebrałem na Polesiu w latach 1928—1935 jako członek Grupy florystyczno-torfowej przy Biurze Projektu Melioracji Polesia, kierowanej przez prof. S. Kulczyńskiego, a które uzupełniłem w czasie prac terenowych w latach 1936—1938 oraz w roku 1940.

Zielnik torfowców poleskich, obejmujący materiał bryologiczny około 600 torfowisk, opracowałem w latach 1945—1946 w Instytucie Botaniki Akademii Nauk URSR we Lwowie pod kierownictwem członka koresp. Akademii Nauk URSR dr. M. G. Popowa, któremu za wszelkie ułatwienia w tej pracy uprzejmie dziękuję. Winien jestem również wdzięczność ucz. sekretarzowi Akad. Nauk URSR dr. W. G. Chrzanowskiemu za akceptowanie tematu tej pracy. oraz członkowi korespondentowi Akademii Nauk URSR prof. dr. D. K. Zerowowi za uprzejme przesłanie mi zielnikowych materiałów porównawczych i literatury. Praca ta przedstawia bryologiczny przyczynek do flory torfowisk Polesia, zapowiedziany w monografii torfowej prof. S. Kulczyńskiego (2)*.

* Wykończyłem ją we Wrocławiu z zasiłku stypendyjnego Komisji do Spraw Odbudowy Nauki Polskiej przy Prezydium Rady Ministrów w Warszawie.

PRACE WYDZIAŁU GLEBOZNAWCZEGO INSTYTUTU W PUŁAWACH
KIEROWNIK DR. TADEUSZ MIECZYŃSKI
ABHANDLUNGEN AUS DEM INSTITUT FÜR BODENKUNDE IN PUŁAWY
LEITER DR. TADEUSZ MIECZYŃSKI

MATERJAŁY DO POZNANIA GLEB POLSKICH

TOM 3.

MATERIALIEN ZUR ERFORSCHUNG POLNISCHER BÖDEN

BAND 3.

PUŁAWY 1934
NAKŁADEM WYDZIAŁU GLEBOZNAWCZEGO
P. INSTYTUTU NAUK. GOSPODARSTWA WIEJSKIEGO W PUŁAWACH.
SKŁAD GŁÓWNY: KSIĘGARNIA ROLNICZA, WARSZAWA, MAZOWIECKA 10.

KOMPLEKSY GLEBOWE NA POLESIU

napisał
Dr. JAN TOMASZEWSKI
Kierownik Poddziału Wydziału Gleboznawczego Instytutu w Puławach.

Wstęp.

Barwne mapy gleboznawcze, robione w skali 1 : 100000 przez sekcję gleboznawczą Biura Meljoracji Polesia, odzwierciadlają zasięgi tych odmian i typów gleby, które występują w postaci większych obszarów. Lecz często się zdarza, że dość rozpowszechniona w danej miejscowości odmiana gleby nie może być uwzględniona na mapie 1 : 100000, wskutek dużej ilości drobnych zasięgów, rozproszonych na tle innej odmiany. Tak się dzieje naprzykład z pokrywą glebową terenów piaszczystych na wododziałach, w której biorą udział między innemi gleby błotne bagienne, rozproszone na dużej przestrzeni w postaci licznych małych kotlinek. Powierzchnia zbiorowa takich bagienek może przekraczać niekiedy 20% ogólnej powierzchni danego terenu, lecz na mapie nie może być uwzględniona.

Podobnie jak w krajobrazie piasków wydmowych obok pagórków i wałów wydmowych muszą się znajdować przełęcze, dolinki, wgłębienia i inne orograficzne elementy tego krajobrazu, tak również i w pokrywie glebowej każdej miejscowości istnieje pewne zróżnicowanie na poszczególne elementy czyli odmiany gleby, które są związane wzajemnie szeregiem zależności i skutków i stanowią jedną całość czyli pewien zespół, tak zwany kompleks gleb. To też, badając i analizując kompleksy glebowe, przez to samo stwarzamy możliwość syntetycznego ujęcia pokrywy glebowej, a nadewszystko wyjaśniamy charakter i działanie procesów glebowych tudzież czynników glebotwórczych. Jeśli mowa o glebach piaszczystych podmokłych na terenie piaszczystym nizinnym, to a priori można twierdzić, że obok wymienionej odmiany muszą tam być gleby piaszczyste średnio wilgotne i suche, gleby

NIEKTÓRE KOMPLEKSY GLEBOWE POŁUDNIOWO-ZACHODNIEGO POLESIA

napisał

Inż. WIKTOR ZAJĄCZKOWSKI

Asystent Wydziału Gleboznawczego Instytutu w Puławach.

Uwagi ogólne.

Opisywany teren obejmuje zachodnią część obszarów, zaliczonych do Polesia i objętych pracami Biura Meljoracji Polesia. Od zachodu i południa ograniczony jest dolinami Bugu i górnej Prypeci, a na wschodzie linją południkową Ratno—Kobryń. Północna granica sięga aż pod puszczę Białowieską, jednak opis niniejszy dotyczy tylko części południowej, do 52° szerokości północnej.

Jest to właściwie międzyrzecze Bugu i Prypeci. Rozdzielający dorzecza tych dwóch rzek wododział europejski przebiega w południowej części omawianego obszaru wzdłuż lewego brzegu Prypeci. Tworzą go niewysokie wzniesienia płaszczyste i wydmy. Środkiem rejonu biegnie w kierunku południkowym lokalny dział wód, dopływów Bugu i Muchawca.

Krajobraz tej części Polesia to lasy, bagna, jeziora, gdzie nie gdzie rozrzucone pojedyńcze wzgórza i szerokie płaszczyste równiny. Kilka małych rzeczek, Kopajówka, Szpanówka (Pryrwa), Kamionka i jeszcze jedna bez nazwy, sączą się leniwie do Bugu, biorąc początek w większych bagnach. Na wschodzie jedyną większą rzeczką jest Ryta, dopływ Muchawca. Jeziora są rozmieszczone w pobliżu wododziału europejskiego. Jest ich tu około 23, z dwoma największemi: Świtjaź i Pulemieckie (27,5 km² i 16,37 km²).

Wzgórza ułożyły się w południowej części we dwa pasma wzniesień o kierunku SW—NE, rozdzielone szerokiemi smugami bagien, również o tym samym kierunku. Bagna te ciągną się od

MATERJAŁY DO POZNANIA SKŁADU CHEMICZNEGO TORFOWISK POLESKICH

Część II.

Torfy północnego i południowo-zachodniego Polesia

napisała

Dr. inż. WIKTORJA GRODZIŃSKA

St. asystentka Wydziału Gleboznawczego Instytutu w Puławach

WSTĘP.

Praca niniejsza jest dalszym ciągiem systematycznych studjów chemicznych nad poleskiemi torfami, które w okolicach Pińska zostały zbadane wcześniej, a wyniki badań ogłoszono już w II zeszycie „Materjałów do poznania gleb polskich" (5). Obecnie opracowano torfy, pochodzące z północnego i południowo-zachodniego Polesia, przyczem badania laboratoryjne starano się nawiązać do badań terenowych, rozszerzając w tym celu opisy warunków zalegania torfów. Jako materjał do badań posłużyły torfy, dostarczone do doświadczeń wegetacyjnych, i próbki, zbierane przez Grupę Gleboznawczą Biura Projektu Meljoracji Polesia w toku marszrut dla celów kartograficznych. Pracownikom Grupy Gleboznawczej zawdzięczam szczegóły, dotyczące warunków zalegania torfów, stosunków hydrologicznych w terenie, opisy profilów oraz dane o roślinności, porastającej torfowisko.

W opisie szczegółowym warunków zalegania torfów traktowano torfowisko jako odrębną jednostkę krajobrazową o charakterystycznej fizjognomji. Przy opisie torfowisk starano się uwzględnić położenie geograficzne, topografję terenu, wyniesienie nad poziom morza, ustalane podług map w skali 1 : 100.000. Charakterystykę otaczających torfowisko gleb mineralnych podano podług map gleb Polesia w skali 1 : 25.000, opracowanych przez Wydział Gleboznawczy Instytutu Naukowego Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach. Na podstawie notatek z terenu, często uzu-

Danuta Urban

1.6. Polskie badania na Polesiu przed drugą wojną światową – wykaz bibliografii

Bibliografia obejmuje piśmiennictwo przedstawiające wyniki polskich badań prowadzonych na Polesiu przed 1939 r. Są to przede wszystkim prace naukowe i fachowe, a także niektóre opracowania popularne z zakresu torfoznawstwa, łąkarstwa, gleboznawstwa, melioracji, rolnictwa oraz botaniki, zoologii, fitosocjologii oraz geografii. Wykaz tego piśmiennictwa opracowano na podstawie następujących materiałów:

- Fabianowicz M., Okruszko H. 1960. Polska bibliografia torfowa za lata 1918-1957. Rocz. Nauk Roln. t. 74-F-1, 147-210;
- Fijałkowski D. 2005. Lubelszczyzna i jej geobotanicy. Lub. Tow. Naukowe, ss. 324;
- zbiory prywatne D. Urban;
- Żurek S. 2016. Geneza jezior i torfowisk dorzecza Prypeci w świetle polskich badań okresu międzywojennego. Acta Geograph. Lodz. 105, 163-171.

Wykaz piśmiennictwa

1. Bac S. 1935. Obserwacje zimowe na torfowisku Czemerne. Wiad. Mel. i Hydr.,15, 4-6, 55-63.
2. Bagna naddniestrzańskie. 1937. Łąka i Torfowisko, 4, 12-13, 48-54.
3. Błoński F. 1992. Przyczynek do flory jawnokwiatowej oraz skrytokwiatowej naczyniowej. Pam. Fizjogr., T.12, 129-149.
4. Boczkowska M. 1932. Choroby i szkodniki traw na torfach, obserwowane w latach 1928-1931 na Polesiu. Inż. rolna, 7, 2-3, 242-245.
5. Boguszewski W., Boguszewska I., Bujnicki B. 1937. Prace na łąkach torfowych Zakładu Doświadczalnego w Hanusowszczyźnie. Tyg. roln., 21, 3-4, 37-43.
6. Boguszewski W., Boguszewska I., Bujnicki B. 1937. Prace na łąkach torfowych Zakładu Doświadczalnego w Hanusowszczyźnie. Tyg. roln., 21, 7-8, 83-88.
7. Bury J. 1931. Zarys charakterystyki łąk poleskich pod względem wartości gospodarczej w związku z melioracją Polesia. Brześć n. Bugiem. Poleska Rada Woj. 8º. Polski Między-komunalny Związek Melioracyjny.
8. Chamiec B. 1926. O stacji doświadczalnej torfowiskowej w Sarnach. Inż. rolna, 1, 5-6, 500-506.

9. Chamiec B. 1928. Sprawozdanie z działalności Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod Sarnami za rok 1926. Inż. rolna, 3, 1, 32-39.
10. Chamiec B. 1928. Sprawozdanie z działalności Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod Sarnami za rok 1927. Inż. rolna, 3, 3, 97-114.
11. Chamiec B. 1929. Sprawozdanie z działalności Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod Sarnami za rok 1928. Inż. rolna, 4, 12, 697-734.
12. Chamiec B. 1929. Wyniki doświadczeń w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami. Inż. rolna, 4, 5-8, 331-348.
13. Chamiec B. 1930. Sprawozdanie z działalności Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod sarnami za rok 1929. Inż. rolna, 5, 8-9, 97-114.
14. Chamiec B. 1932. Skrót sprawozdania za rok 1931 Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod Sarnami. Inż. rolna, 7, 2-3, 155-159.
15. Chamiec B. 1932. Wyniki doświadczeń polowych i prace Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami w r. 1931. Dośw. Roln., 8, 2/3, 81-100.
16. Chamiec B. 1933. Wyniki doświadczeń polowych i prace Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami w r. 1932. Dośw. Roln., 9, 1/3, 65-73.
17. Czyżewski J. 1928. W obronie osuszania błot na Kresach Wschodnich. Gaz. Roln., 68, 5, 204-205.
18. Dąbkowska I. 1932. Zatorfienie dolinne Łani. Acta Soc. Botan. Pol., 9, 1-2, 157-205.
19. Dąbkowska I. 1933. Materiały do flory Polesia. Acta Soc. Botan., 10, 3, 379-387.
20. Dąbkowska I. 1934. Torfowiska jeziorne i dolinne źródeł Szczary. Sprawozdania z Posiedzeń Towarzystwa Naukowego Warszawskiego, Wydział IV Nauk Biologicznych, 26, 1933, 1-6, 15-43.
21. Eichler B. 1884. Spis mchów liściastych, widlaków, skrzypów i paproci zebranych w dobrach Międzyrzeckich oraz w trzech innych stanowiskach guberni Siedleckiej. Pam. Fizjogr., t. 4.
22. Eichler B. 1907. Trzeci przyczynek do flory grzybów okolic Międzyrzeca. Pam. Fizjogr., 19, 3-40.
23. Grodzieńska W. 1932. Materiały do poznania składu chemicznego torfowisk poleskich. Mat. do poznania gleb pol., t. 2, 85-123.
24. Grodzieńska W. 1937. Z badań chemicznych nad torfami poleskimi. Rocz. Nauk. roln. i leśn., 43, 238-240.

25. Grodzicki L. 1936. Kilka słów o możliwościach kolonizacyjnych Polesia obecnie i po przeprowadzeniu melioracji. Kalendarz Ziem Wschodnich na rok 1937. Wydawnictwo Z. G. Tow. Rozw. Ziem Wsch., Warszawa, 177-182.
26. Halicki B. 1932. Sprawozdanie z rejestracji torfowisk, prowadzonej w r. 1931 w woj. lubelskim i kieleckim. Posiedz. Nauk. PIG, 32, ss. 16.
27. Iwaszkiewicz J. 1926. W sprawie zagospodarowania torfowisk na kresach i gospodarstwa torfowe Małopolski. Tyg. Roln., 10, 13-14, 143-146.
28. Kern H. 1933. Warunki zakładania kultur łąkowych na Polesiu i nas Wileńszczyźnie. Tyg. roln., 17, 41-42, 447-448.
29. Kern H. 1933. Warunki zakładania kultur łąkowych na Polesiu i nas Wileńszczyźnie. Tyg. roln., 17, 45-46, 492-495.
30. Koporska, H. 1929. Spis roślin rzadziej spotykanych w okolicach Lublina i w niektórych innych miejscowościach województwa lubelskiego. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 6(4), 350-366.
31. Kornella A. 1933. Melioracje Polesia. Rolnik, 65, 48, 762-765.
32. Kornella A. 1933. Melioracje Polesia. Rolnik, 65, 49, 772-774.
33. Kornella A. 1933. Melioracje Polesia. Rolnik, 65, 51, 804-806.
34. Kornella A. 1933. Melioracje Polesia. Rolnik, 65, 52, 820-823.
35. Krygowski B. 1933. Ślady glacjalnej odnogi doliny Styru i jej trzy najważniejsze jeziora. Postępy prac przy melioracji Polesia. Biuro Melioracji Polesia. Brześć nad Bugiem: 7-17.
36. Kulczyński S. 1930. Park natury na Polesiu i jego stosunek do planu melioracji [Obrona torfowisk Polesia]. Ochr. Przyr., 10, 45-53.
37. Kulczyński S. 1930. Stratygrafia torfowisk Polesia. Pr. Biura Melior. Polesia, t. 1, 1-84.
38. Kulczyński S. 1930. Typy torfowisk Polesia i ich układ w rzeźbie terenu. Spraw. TN Lwów, 10, 1, 36.
39. Kulczyński S. 1932. Die Ergebnisse der Moorforschungen in Polesie, eine vorläufoge Motteilung. Verhandl. Der sechsten Komission der INt. Bodenkundll. Gesell., Grooningen.
40. Kulczyński S. 1933. „Błoto Polskie". [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 71-72.
41. Kulczyński S. 1933. Rzut oka na problem bagienno-torfowy Polesia. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 61-65.
42. Kulczyński S. 1933. Torfowisko majątku Wysock. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 67-69.

43. Kulczyński S. 1933. Torfowisko wyżynne „Mak”. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 73-74.
44. Kulczyński S. 1939. Torfowiska Polesia. T. 1. Prace Rolniczo-Leśne PAU, Kraków 37, 1-394.
45. Kulczyński S. 1940. Torfowiska Polesia. T. 2. Prace Rolniczo-Leśne PAU, Kraków 37, 395-777.
46. Kulczyński S. 1949. Torfowiska Polesia. Peat bogs of Polesie. Mémoires de l’Académie Polonaise des Sciences et des Lettres, Classe des Sciences Mathématiques et Naturelles, Série B: Sciences Naturelles 15, Cracovie, pp. 356.
47. Kwieciński F. 1894. Rezultaty poszukiwań florystycznych w okolicy Hańska (pow. włodawski). Wszechświat 13, 155.
48. Kwieciński F. 1896. Roślinność gminy Hańsk. Pam. Fizjogr., t. 14, 27-61.
49. Kwieciński F. 1986. Spis mchów i paprotników znajdowanych w 1891 r. na gruntach majątku Hańsk. Pam. Fizjogr., t. 12.
50. Lencewicz S. 1931. Międzyrzecze Bugu i Prypeci. Wody płynące i jeziora. Przegląd Geograficzny, 11, 1-72.
51. Lencewicz S. 1937. Kilka większych jezior północnego Polesia. Przegląd Geograficzny, 16, 132-141.
52. Lencewicz S., Pawłowski S. 1934. Polesie et Białowieża. Excursion A 1. Congrès International de Géographie. Varsovie, 193, 1-96.
53. Lityński A. 1919. Sprawozdanie tymczasowe z badań na pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, dokonanych w lipcu i sierpniu 1919 roku. Przegląd Rybacki, 1, 8, 173-181.
54. Lityński A. 1937. Problemy hydrobiologiczne Polesia i prace polskich wypraw naukowych roku 1935 i 1936. Archiwum Hydrobiologii i Rybactwa. Suwałki.
55. Małkowski S. 1930. Uwagi w sprawie zabagnienia Polesia. Posiedz. nauk. PIG, 28, 14-16.
56. Maruszczak H. 1950. Stan i zmiany lesistości województwa lubelskiego w latach 1830-1930. Ann. UMCS, s. B, 5, 5, 109-175.
57. Mataszewski S. 1930. Pastwisko torfowe w Sarnach. Gaz. Roln., 70, 15, 622-623.
58. Mataszewski S. 1931. Doświadczenia pastwiskowe w Sarnach. Prz. hodowl., 5, 2, 45-56.
59. Mataszewski S. 1932. Badania pastwiskowe w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami (Sprawozd. za rok 1931). Prz. hodowl., 6, 2-3, 47-52.
60. Mataszewski S. 1935. Zakładanie i użytkowanie pastwisk na torfach. Łuck, Wołyńska Izba Rolnicza 8^{o}, Ser. 1, 3, ss. 28.

61. Mataszewski S. 1938. Zakład Doświadczalny Uprawy Torfowisk pod Sarnami. [W:] Księga Pamiątkowa na 75-lecie „Gazety Rolniczej" 1861-1935.
62. Matuszkiewicz W. 1947. Zespoły leśne południowego Polesia. Ann. UMCS, Sec. E, 2, 69-138.
63. Mieczyński T. 1933. Klasyfikacja i kartowanie gleb poleskich. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 35-51.
64. Moszyński A. 1930. Niektóre dane do hydrografii okolic Pińska na Polesiu. Archiwum Hydrobiologii i Rybactwa. Suwałki. 5, 3-4, 226-250.
65. Moszyński A. 1930. Przyczynek do fauny skąposzczetów wodnych (*Oligochaeta aquatica*) Polesia. Archiwum Hydrobiologii i Rybactwa. Suwałki. 5, 3-4, 252-260.
66. Nida S. 1932. Die Rendzinen von Polessie. Wydział Gleboznawczy Państwowego Instytutu Naukowego w Puławach, 124-156.
67. Nida S. 1939. Gleby południowego Polesia. Wydział Gleboznawczy Państwowego Instytutu Naukowego Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach, 1-125.
68. Niemirowicz-Szczyt K., Patora F. 1934. Gospodarstwo torfowe w Staniewiczach. Inż. rolna, 9, 1, 7-33.
69. Niemirowicz-Szczyt K., Patora F. 1934. Gospodarstwo torfowe w Staniewiczach. Tyg. roln., 18, 17-18, 199-202.
70. Niemirowicz-Szczyt K., Patora F. 1934. Gospodarstwo torfowe w Staniewiczach. Tyg. roln., 18, 25-26, 304-308.
71. Ostaszewski W. 1931. Sprawozdanie z 3-letnich doświadczeń polowych, przeprowadzonych w Zakładzie Doświadczalnym Uprawy Torfowisk pod Sarnami za lata 1928-1930. Inż. rolna, 6, 2, 69-104.
72. Ostromęcki J. 1938. Bilans wodny i stosunki odpływu zlewni bagna Czemerne. Gosp. wodna, 4, 6, 309-319.
73. Paczoski J. 1897. Flora Polesia. Petersburg.
74. Paczoski J. 1900. O formacjach roślinnych i pochodzeniu flory poleskiej. Pam. Fizjogr., t. 16, D., III-1.
75. Państwowy Instytut dla badań torfowisk i murszów w Mińsku 1926. Inż. Rolna, 1, 2, ss. 116.
76. Polański J. 1933. Staroaluwialny taras Polesia i jego stanowisko w historii zatorfienia. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 19-29.

77. Postępy prac przy melioracji Polesia. 1933. 1) Sprawozdanie za lata 1931-1932. 2) Rozprawy naukowe i techniczne. Brześć n. Bugiem. Nakł. Biura Melioracji Polesia 4, ss. 32.
78. Pruchnik J. 1930. Postępy przy melioracji Polesia. Prz. Tech., 69, 36, 645-652.
79. Pruchnik J. 1930. Postępy przy melioracji Polesia. Prz. Tech., 69, 38, 703-710.
80. Ptaszycki M. 1925. Sprawozdanie z prac torfowych w r. 1924 w województwach pomorskim, białostockim i poleskim. Posiedz. nauk. PIG, 11, 19-21.
81. Ptaszycki M. 1926. Sprawozdanie z prac torfowych w r. 1925 w województwach pomorskim, białostockim i poleskim. Posiedz. nauk. PIG, 15, 38-42.
82. Ptaszycki M. 1927. Notatka informacyjna o pracach torfowych, wykonanych w r. 1926 na Polesiu i w woj. nowogrodzkim. Posiedz. nauk. PIG, 18, ss. 41.
83. Ptaszycki M. 1927. Organizacja i wykonanie badań torfowych na Polesiu i w Nowogrodzkiem w 1926 r., Warszawa, Biuro Organizac. Zakł. Nauk.-Gospodarczych na Polesiu, 8^{o}, ss. 17.
84. Rehman A. 1886. Kotlina Prypeci i błota pińskie pod względem przyrodniczym. Ateneum, 4: 151-162.
85. Rehman A. 1904. Nizina Poleska. [W:] Niżowa Polska opisana pod względem fizyczno-geograficznym. Akademia Umiejętności. Lwów, 264-311.
86. Rewieński S. 1927. Sprawozdanie z działalności działu hydrotechnicznego Zakładu Doświadczalnego Kultury Torfowisk pod Sarnami. Inż. rolna, 2, 5, 268-282.
87. Rostworowski J. 1882. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Pam. Fizjogr., 3.
88. Rühle E. 1934. Jeziora krasowe zachodniej części Polesia Wołyńskiego. Rocznik Wołyński, 3, 210-241.
89. Rühle E. 1961. Procesy dynamiczne w zbiornikach jeziornych i charakter ich osadów na przykładzie jeziora Świtaź. Z Badań Czwartorzędu w Polsce, 10, 255-302.
90. Rychłowski S. 1937. Przyczynki do zagadnienia melioracji Polesia. Prz. Melior., 2, 1, 1-8.
91. Rychłowski S. 1937. Przyczynki do zagadnienia melioracji Polesia. Prz. Melior., 2, 2, 43-49.
92. Sinicynówna Z. 1935. Zespoły roślinne torfowisk pod Nieświeżem. Pr. TPN Wilno, t. 10, 13, 115-174.
93. Sławiński W. 1929. Sarny. Zakład Doświadczalny Kultury Torfowisk. Tyg. Roln., 13, 31-32, 375-380.

94. Staniewicz W. 1937. Zagadnienie melioracji Polesia. Prace zakładu Ekonomiki Rolniczej Uniwersytetu Stefana Batorego w Wilnie, nr 15. Wilno Księg. J. Zawadzki 8º, ss. 25.
95. Szafer W. 1933. Ochrona przyrody na Polesiu. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 133-139.
96. Szafran B. 1930. Torfowce Polesia. Pr. Biura Melior. Polesia, t. 1, z. 3, ss. 14.
97. Szymkiewicz D. 1933. Uwagi w sprawie rzekomo grążącego przesuszenia Polesia. [W:] Postępy przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 117-121.
98. Szymkiewicz D. 1934. Badania ekologiczne wykonane na torfowisku Czemerne. Pr. Biura Melior. Polesia, t. 1, 4, ss. 39.
99. Szymkiewicz D., Świętochowski B. 1933. Oznaczenia potrzeb nawozowych torfów poleskich metodą wazonową. Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć nad Bugiem, 123-127.
100. Świętochowski B. 1932. Skład chemiczny, kwasota i zdolności regulujące niektórych ważniejszych typów torfów występujących na Polesiu. Inż. Rolna, 7, 203, 208-242.
101. Świętochowski B. 1935. Uprawa ziemniaków na torfach niskich w świetle doświadczeń w Sarnach. Łąka i Torfowisko, 2, 4-5, 40-54.
102. Świętochowski B. 1936. Uprawa ziemniaków na torfach niskich w świetle doświadczeń w Sarnach. Łąka i Torfowisko, 3, 8-9, 226-237.
103. Taczanowski W. 1888. Spis ptaków Królestwa Polskiego, obserwowanych w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Pam. Fizjogr.
104. Tołpa S. 1932. Krasowe torfowiska koło Różany na Polesiu. Acta Soc. Botan. Pol., 9, 289-316.
105. Tołpa S. 1932. Torfowisko wyżynne „Mak" koło Antonówki na Polesiu. Acta Soc. Botan. Pol., 9, 217-235.
106. Tołpa S. 1933. Torfowiska okolicy Sarn. Pr. Biura Melior. Polesia, t. 2, ss. 24.
107. Tołpa S. 1935. Zatorfienia jeziorne na południowej krawędzi Polesia. Acta Soc. Botan. Pol., 12, 1, 1-37.
108. Tołpa S. 1936. Śladami łosia. Z wędrówek po Polesiu. Wyd. Zakładu Narodowego im. Ossolińskich, Lwów, ss.184.
109. Tołpa S. 1937 (1939). Nowe stanowiska rzadkich roślin na Wileńszczyźnie i Polesiu. Spraw. Komisji Fizjogr. PAU, t. 72, 543-546.
110. Tomaszewski J. 1933. Polowe badania gleboznawcze na Polesiu. [W:] Postępy prac przy melioracji Polesia. Brześć n. Bugiem, 53-59.

111. Tomaszewski J. 1934. Kompleksy glebowe na Polesiu. Mat. do poznania gleb pol., t. 3, 1-62.
112. Tomaszewski J. 1937. Charakterystyka i podział torfowisk poleskich pod względem stosunków wodnych oraz skład masy torfowej. Rocz. Nauk roln. i leśn., t. 43, 313-315.
113. Tomaszewski J. 1935. Gleby błotne Polesia. Mat. do poznania gleb pol., t. 4, 1-192.
114. Trela J. 1929 (1930). Torfowisko „Mak" koło Sarn na Polesiu w świetle analizy pyłkowej. Spraw. Komisji Fizjogr. PAU, t. 64, 37-40.
115. Turczynowicz S. 1934. Meliorowanie i zagospodarowanie torfowisk. Wydaw. Tow. Oświaty Rolniczej. Księgarnia Rolnicza, ss. 210.
116. Tymarkiewicz W. 1935. Stratygrafia torfowisk krasowych południowego Polesia i północnego Wołynia. Kosmos, ser. A., t. 60, 3, 173-251.
117. Tymarkiewicz W. 1936. Typy florystyczne dzikich sian nad Lwą. Rocz. łąk. torf., t. 1, 102-128.
118. Tymarkiewicz W. 1948. Lasy i lesiste torfowiska między Stochdem i Stwigią na Polesiu. Kosmos, Ser. A, 65, 1/4, 262-316.
119. Tymarkiewicz W. 1948/51. Kwaśne torfowiska Polesia i ich Sphagna. Kosmos, Ser. A, R. 66, z. 1/3, 252-282.
120. Uggla H. 1939. Gleby i łąki doliny rzeki Horyń w świetle klasyfikacji gruntów. Pomiary i klasyfikacja gruntów. Kataster gruntowy. Warszawa, 19-41.
121. Węckowicz R. 1930. Uprawa Błot Wiadotupickich na Polesiu. Tyg. roln. R. 1, nr 25-26, 362-367.
122. Węckowicz R. 1930. Uprawa Błot Wiadotupickich na Polesiu. Tyg. roln. R. 1, 27-28, 392-393.
123. Wołossowicz S. 1922. O zlodowaceniu w dorzeczu Bugu. Spraw. Państw. Inst. Geol. Warszawa, 1, 4-6.
124. Wołossowicz S. 1924. W sprawie wieku moren czołowych południowego Polesia. Kosmos, 49.
125. Wojciechowski B. 1935. Torf jako nawóz. Wołyńska Izba Rolnicza, ser. 1, 2, 11.
126. Zaborski B. 1926. O utworach ostatniego zlodowacenia między Wisłą a Bugiem. Prace wyk. w Zakł. Geogr. UW, 6.
127. Zaborski B. 1927. Studia nad morfologią dyluwium Podlasia i terenów sąsiednich. Przegląd Geograf.
128. Zagajewska M. 1935. Jakość plonów z torfowiska niskiego pod Sarnami. Rocz. łąk. torf., t. 1, 26-47.

129. Załecki J. 1933. O wartości i przyszłości rolniczej torfowisk poleskich. Gaz. Roln., 73, 27-28, 657-660.
130. Załecki J. 1933. O wartości i przyszłości rolniczej torfowisk poleskich. Gaz. Roln., 73, 29-30, 695-699.
131. Załecki J. 1933. O wartości i przyszłości rolniczej torfowisk poleskich. Gaz. Roln., 73, 33-34, 799-800.
132. Załecki J. 1933. O wartości i przyszłości rolniczej torfowisk poleskich. Gaz. Roln., 73, 35, 886-837.
133. Załęski J. 1933. Zachowanie się niektórych traw na zmeliorowanych niskich torfowiskach poleskich. Tyg. roln., 17, nr 13-14, 137-139.
134. Załęski J. 1933. Zachowanie się niektórych traw na zmeliorowanych niskich torfowiskach poleskich. Tyg. roln., 17, nr 17-18, 178-180.
135. Załęski J. 1938. Krótki zarys rozwoju i działalności Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk Woł. Izby Roln. pod Sarnami 1924-1938. Zakład Doświadczalny Uprawy Torfowisk 8^0. Wydaw. Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk Woł. Izby Roln. pod Sarnami, ser. 2, 1, ss. 26.

Część II

POLESIE LUBELSKIE

Danuta Urban, Radosław Dobrowolski, Jerzy Jeznach, Edward Pierzgalski, Jurij Mażajski

1. PRZEDMOWA

Polesie Lubelskie to obszar wyjątkowy pod względem przyrodniczym. Stanowi zachodnią, peryferyczną część właściwego Polesia – rozległej geograficznej i historycznej krainy, rozciągającej się głównie na terytorium południowej Białorusi i północnej Ukrainy, choć mającej również swoje zachodnie przyczółki na terenie Polski oraz wschodnie w Rosji. Polesie Lubelskie wyróżnia wyjątkowa bio- i georóżnorodność, z bogactwem unikalnych gatunków flory i fauny oraz zróżnicowanych morfogenetycznie form rzeźby (denudacyjnych, krasowych, glacjalnych, jeziorno-rozlewiskowych, organogenicznych), i to przy jednoczesnej pozornej monotonii krajobrazowej. Dominują tu obszary mokradłowe, zaliczane do najbardziej zagrożonych elementów środowiska, a jednocześnie wyjątkowo czułych na jego zmiany. Decydują one o stabilności i odporności ekologicznej całych fizjocenoz. Wśród nich wyróżniają się zwłaszcza zwarta grupa jezior o złożonej genezie (mająca cechy pojezierza) oraz towarzyszące im układy funkcjonalne o cennych i unikatowych walorach przyrodniczych: rozległe kompleksy torfowiskowe, niewielkie torfowiska śródleśne i śródpolne, a także doliny rzeczne o różnym stopniu przekształcenia. Ze względu na rolę, jaką pełnią w środowisku, zaliczane są do wyjątkowo cennych przyrodniczo.

Polesie Lubelskie w całości położone jest na międzyrzeczu środkowego Wieprza i Bugu. Ze względu na wewnętrzne zróżnicowanie głównych elementów środowiska przyrodniczego w jego obrębie wyróżnia się kilka jednostek subregionalnych, o odmiennych cechach litologicznych, geomorfologicznych i geobotanicznych: Obniżenie Dubienki, Obniżenie Dorohuckie, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Garb Włodawski, Równina Parczewska i Zaklęsłość Łomaska. Znaczna część powierzchni tego obszaru objęta jest ochroną prawną, zarówno w polskim systemie obszarów chronionych (Poleski Park Narodowy, kilka parków krajobrazowych i obszarów chronionego krajobrazu, liczne rezerwaty i pomniki przyrody), jak również w europejskim systemie Natura 2000 (kilkanaście obszarów ostoi ptasiej i siedliskowej). Uzupełnieniem są formy ochrony indywidualnej: użytki ekologiczne, pomniki przyrody, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe i stanowiska dokumentacyjne. Uznaniem rangi oraz wyjątkowości przyrodniczej tego obszaru było podpisanie w 2012 r. trójstronnego porozumienia międzypaństwowego (polsko-ukraińsko-białoruskiego), powołującego do życia Transgraniczny Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie".

W ostatnich kilku dekadach na obszarze Polesia Lubelskiego wyraźnie nasiliła się ingerencja człowieka zarówno w naturalnie ukształtowane struktury biotyczne, jak i abiotyczne, co prowadzi do zakłócania funkcjonowania i utrzymywania równowagi biocenotycznej występujących tu ekosystemów. W połowie XX wieku zmeliorowano większość znajdujących się tu torfowisk, w tym największy kompleks torfowiskowy Krowie Bagno. W zachodniej części Polesia Lubelskiego, w strefie powierzchniowego działu wodnego Wisły i Bugu, wybudowano Kanał Wieprz-Krzna, mający w założeniach uregulować i ustabilizować gospodarkę wodną obszaru. Do jego systemu włączono jeziora: Krzeczeń, Dratów, Mytycze, Wytyckie, Bikcze, Uściwierz, Tomaszne i Skomielno, całkowicie lub częściowo zmieniając ich naturalny charakter.

W południowo-zachodniej części Polesia Lubelskiego z kolei od połowy lat 70. XX wieku funkcjonuje kopalnia węgla kamiennego Bogdanka, prowadząca podziemną eksploatację górniczą metodą na zawał. Skutkuje to daleko idącą transformacją stosunków wodnych tej części obszaru (niekontrolowany rozwój niecek osiadań i wynikająca stąd zmiana przebiegu lokalnych działów wodnych). Planowana jest budowa kolejnych kopalni w niedalekiej odległości od granicy Poleskiego Parku Narodowego. Wysokie, mimo znacznej presji człowieka, walory przyrodnicze i kulturowe Polesia Lubelskiego zdeterminowały rozwój turystyki na tym obszarze.

Problemy dotyczące aktualnego stan środowiska przyrodniczego Polesia Lubelskiego i tempa zachodzących w nim zmian zostały omówione w rozdziałach niniejszej monografii przygotowanych przez specjalistów reprezentujących różne dziedziny nauk, zarówno przyrodniczych, jak i społecznych, a także przez przedstawicieli administracji publicznej. Monografia ma charakter naukowy, choć adresowana jest również do szerszego grona odbiorców. Obszerna bibliografia może być przydatna dla osób rozpoczynających badania na terenie Polesia Lubelskiego, a także dla praktyków zajmujących się środowiskiem przyrodniczym tego terenu. Może także stanowić podstawy naukowe do opracowania programów zmierzających do zatrzymania lub ograniczenia niekorzystnych zmian, a zwłaszcza zachodzących w ekosystemach mokradłowych tego regionu.

Zdzisław Michalczyk

2. POŁOŻENIE POLESIA LUBELSKIEGO

2.1. Ogólna charakterystyka

Polesie, stanowiące najwyższą część środkowoeuropejskiego pasa Wielkich Dolin, często nazywane w polskiej literaturze Niziną Poleską, wciśnięte jest pomiędzy Wyżynę Wołyńską i Wyżyny Białoruskie. Region ten, obejmujący południową część Białorusi i część północno-zachodnią Ukrainy, ma kształt trójkąta. Jego podstawa znajduje się w dolinie Dniepru i Desny, a wierzchołek sięga do doliny Bugu w Brześciu oraz obejmuje część terenu wschodniej Polski, przylegającą od zachodu do Bugu. Jest to obszar nizinny, o rozciągłości równoleżnikowej około 700 km i południkowej do 300 km, obejmujący powierzchnię około 150 tys. km^2. Na tak rozległym obszarze Polesia wyróżniane są jednostki fizycznogeograficzne niższego rzędu, zwykle niezależnie na obszarach poszczególnych państw: Polski, Ukrainy i Białorusi. Według geograficznej regionalizacji Europy Wschodniej opracowanej w układzie dziesiętnym [Kondracki 1995], na Polesiu wyróżnione zostały następujące subregiony: Polesie Zachodnie, Polesie Wschodnie, Polesie Wołyńskie, Polesie Żytomierskie, Polesie Kijowskie, Polesie Czernichowskie oraz Polesie Nowogrodzko-Siewierskie. W różnych częściach Polesia prowadzone były w okresie międzywojennym polskie badania hydrograficzne [Michalczyk, Piszcz 2006].

Przewodnią cechą krajobrazu Polesia jest wielka monotonia rzeźby terenu, gdyż na płaskich równinach deniwelacje osiągają maksymalnie 5 m. W przeważającej części są to terasy zalewowe zbudowane z mułków i piasków, a w warunkach naturalnych zajęte przez bagna, torfowiska i lasy. Spadki terenu zawierają się w przedziale od 0,05 do 0,2‰ [Lencewicz 1937]. Doliny rzeczne są rozległe i rozdzielone niskimi, kilkumetrowymi terasami, których wysokość rośnie ku peryferiom Polesia (na granicy z Wołyniem ma kilkanaście metrów). Bardzo często działy wodne są niewyraźne, mają charakter strefowy. Z niskiego i płaskiego obszaru Niziny Poleskiej wznoszą się w różnych miejscach guzy terenów wyższych (określane jako ostrowy). Inny typ wzniesień tworzą wydmy, często grupujące się w łańcuchy i skupienia, zazwyczaj porośnięte lasem sosnowym. Wznoszą się one wśród bagien i torfowisk, co wskazuje na ich powstanie w okresie suchym, poprzedzającym zabagnienie, które rozpoczęło się w końcu plejstocenu.

W stosunku do monotonnej rzeźby terenu, ukształtowanie podłoża geologicznego Polesia jest mocno zróżnicowane. Skały najstarszego podłoża, silnie zaburzone tektonicznie, tworzą formy o charakterze zrębów rozdzielonych różnokierunkowymi zapadliskami,

a w poprzek zabagnionej doliny Prypeci ciągnie się tzw. wał scytyjski, łączący krystaliczne tarcze: Czarnomorską i Bałtycką. Obecnie forma ta uważana jest za część Masywu Białorusko-Litewskiego wznoszącego się 2-3 km nad sąsiednimi zapadliskami tektonicznymi [Kalesnik 1967]. Jądro formy stanowią szare granity i gnejsy archaiku (ok. 1,5-2 mld lat), przykryte piaskowcami dewońskimi. Na nich zalegają osady kredy górnej, wykształcone w postaci piaskowców glaukonitowych i margli oraz piaskowców glaukonitowych i piasków oligoceńskich. Wał scytyjski stanowił znaczące pasmo górskie jeszcze w paleozoiku, potem został zdenudowany – często pokrywa osadowa została zdarta aż do jądra krystalicznego. Późniejsze ruchy górotwórcze nie wywołały jego powtórnego dźwignięcia do formy górskiej, ale spowodowały odnowienie szeregu uskoków, wzdłuż których następowało wypiętrzanie i zrzucanie części górotworu. Liniom uskoków towarzyszą pokrywy bazaltowe (Klesów-Sarny). W wyniku tych ruchów krystaliczne jądro wału lokalnie występuje bardzo płytko pod osadami plejstoceńskimi. W okolicy miasta Mikaszewicze granity zalegają na głębokości od kilku do kilkunastu metrów i są eksploatowane w kopalni odkrywkowej, która ma głębokość 200 m. Przebieg linii dyslokacyjnych jest często dobrze czytelny w terenie, jako prostoliniowe elementy rzeźby, np. biegi rzek.

U schyłku trzeciorzędu wał scytyjski, dzielący Polesie na część wschodnią i zachodnią, wyznaczał przebieg europejskiego działu wodnego. Poczynając od okolic Dawidgródka i Turowa wody rzeczne kierowały się w stronę Polski. Najważniejsze zmiany hydrograficzne zaszły wskutek transgresji lądolodu skandynawskiego, w fazie którego nastąpiło zahamowanie odpływu wód w kierunku zachodnim i północnym, a wody fluwioglacjalne mogły odpływać tylko w kierunku południowo-wschodnim do dorzecza Dniepru. W wodach stojących lub wolno płynących nastąpiła akumulacja drobnoziarnistych piasków, mułków i zielonkawych iłów. Seria ilasta z reguły podściela serię piaszczystą. Powszechnym zjawiskiem była akumulacja osadów w licznych rozległych jeziorzyskach. Seria ta ma miąższość kilkunastu metrów i stanowi zwykle podłoże bagien i torfowisk. Łączna miąższość osadów czwartorzędowych waha się w przedziale 25-30 m [Rettinger, Troc 1998].

Po względem orograficznym Polesie zajmuje płaskie obniżenie, nieznacznie nachylone w kierunku wschodnim. Jedynie wąska, zachodnia jego część obniża się ku dolinie Bugu. Niemal środkiem rozleglej Niziny Poleskiej płynie Prypeć, która przyjmuje wody dopływów uchodzących z południa i północy. Rzeki zasilające Prypeć można podzielić na dwie grupy: właściwe rzeki poleskie – biorące początek w tym regionie (Prypeć, Jasiołda, Słucz, Muchawiec) oraz rzeki spływające z Wyżyny Wołyńskiej (Turia, Styr, Horyń) lub Białoruskiej

[Lencewicz 1937]. Rzeki poleskie mają podmokłe doliny i wykazują minimalne spadki podłużne, prowadzą poza okresem wiosny niewiele wody, która ma stosunkowo niską mineralizację ogólną. Rzeki spływające z sąsiednich wyniosłości mają duże i zróżnicowane spadki, co ułatwia spływ wód z obszaru wysoczyznowego na teren Polesia.

Minimalne zróżnicowanie hipsometryczne oraz występowanie licznych podmokłości sprawiają trudności w wyznaczeniu działów wodnych tego obszaru. Pod względem hydrograficznym obszar Polesia znajduje się w zlewiskach mórz Bałtyckiego i Czarnego. Odwadniają go allochtoniczne dla Polesia rzeki – w części zachodniej Wieprz i Bug, a we wschodniej Dniepr i Desna. Rzeki, w zdecydowanej większości obszaru Polesia, odprowadzają wody do Prypeci, uchodzącej do Dniepru powyżej Kijowa. Rzeki drenują głównie płytkie wodonośne horyzonty, związane z utworami czwartorzędowymi, ale część z nich jest zasilana naporowymi wodami poziomów: neogeńskiego, paleogeńskiego, kredowego, i wodami krążącymi w skałach krystalicznych. Naturalna sieć rzeczna wykazywała wyraźne znamiona młodości; na całym obszarze Polesia nie była gęsta i nie umożliwiała szybkiego odpływu wód z topniejącego śniegu w okresach wiosennych. Gęstość sieci odwodnieniowej zdecydowanie wzrosła po przeprowadzeniu zakrojonej na szeroką skalę melioracji Polesia. Niewielkie nachylenie terenu, małe deniwelacje działów wodnych oraz dość stabilne zasilanie rzek stwarzały dobre warunki do budowy kanałów, również w strefie europejskiego działu wodnego rozdzielającego dorzecza Bugu i Dniepru. Najważniejsze z nich to: Kanał Królewski (Dniepr-Bug) łączący rzeki Muchawiec i Pinę; Kanał Turski łączący jeziora Turskie i Orzechowskie; Orzechowski między Jeziorem Orzechowskim i rzeką Muchawiec; Kanał Ogińskiego łączący Jezioro Wygonowskie i rzekę Jasiołdę. Aktualnie na forum krajowym i europejskim odżyła idea połączeń kanałowych, w tym także odbudowa drogi wodnej Morze Czarne – Morze Bałtyckie.

2.2. Położenie i podział

Polesie Lubelskie jest zachodnią częścią wielkiego regionu Polesia rozciągającego się na terytoriach południowej Białorusi i północnej Ukrainy, zaliczane do Polesia Zachodniego, zajmuje część międzyrzecza Wisły i Bugu leżącego na obszarze Polski o powierzchni 5559 km^2. Jest położone między północną krawędzią Wyżyny Lubelskiej a doliną Krzny, rzeki uchodzącej do Bugu (ryc. 1). Pod względem administracyjnym znajduje się w północno-wschodniej części województwa lubelskiego. W całości lub w dużej części jest w obrębie powiatów: bialskiego, radzyńskiego, parczewskiego, włodawskiego, chełmskiego, łęczyńskiego, lubartowskiego, a tylko małe obszary są na terenie powiatów: świdnickiego,

Ryc. 1. Położenie i podział Polesia Lubelskiego [Chałubińska, Wilgat 1954]

1, 2, 3 – granice regionów fizjograficznych: 1 – I rzędu, 2 – II rzędu (Polesia Lubelskiego), 3 – III rzędu (subregionów Polesia Lubelskiego), 4 – rzeki, 5 – jeziora i zbiorniki wody, 6 – większe miasta

krasnostawskiego i hrubieszowskiego. Całe Polesie Lubelskie położone jest w dorzeczu Wisły. Obejmuje zlewnię górnej Tyśmienicy uchodzącej do Wieprza, a na wschodzie sięga do doliny Bugu. W jego zachodniej części, w strefie powierzchniowego działu wodnego Wisły i Bugu,

przeprowadzono kanał Wieprz-Krzna. Od południa jego teren przylega do Wyżyny Lubelskiej (strefa Wyżyn Europy Środkowej), od zachodu i północy graniczy z obszarem Nizin Środkowopolskich. Wyznaczone granice mają charakter strefowy, związany z przeplataniem się elementów rzeźby typowych dla regionów nizinnych i wyżynnych. Zróżnicowanie środowiska przyrodniczego umożliwiło wyróżnienie w obrębie Polesia Lubelskiego kilku subregionów (ryc. 1): Obniżenie Dubienki, Obniżenie Dorohuskie, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Garb Włodawski, Równina Parczewska i Zaklęsłość Łomaska [Chałubińska, Wilgat 1954].

Osobliwością terenu Polesia Lubelskiego jest: płaskość terenu, bardzo płytkie występowanie wody podziemnej, duża różnorodność i gęsta sieć wód powierzchniowych, w tym jezior, bagien, torfowisk Gi mokradeł. Cechy te sprawiają wrażenie bogactwa wodnego regionu, w rzeczywistości stwierdzane są duże deficyty wody, szczególnie w okresach letnich, wynikające zarówno z niskiego zasilania, jak również z warunków retencjonowania wody w skałach podłoża. Zestawione materiały CORINE Land Cover (clc.gios.gov.pl/index.php/clc-2012/ statystyki; data dostępu 04.06.2019) wskazują na rolniczy charakter regionu, ze znacznym udziałem powierzchni leśnych i ekosystemów seminaturalnych. Świadczy to o dobrym stanie środowiska, którego warunki naturalne zniechęcały do intensywnego wykorzystania gospodarczego. Na Polesiu Lubelskim, podobnie jak na obszarze Polski oraz w województwie lubelskim, dominują tereny rolne zajmujące 61,6% powierzchni regionu. Lasy i ekosystemy seminaturalne pokrywają 31,8%, obszary wodne i podmokłe 1,6%, a tereny antropogeniczne 3,0% (oprac. M. Turczyński). Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i Garbie Włodawskim prawie 50% ich powierzchni zajmują lasy, ekosystemy seminaturalne, tereny podmokłe i obszary wodne.

Piśmiennictwo

1. Chałubińska A., Wilgat T. 1954. Podział fizjograficzny województwa lubelskiego. Przew. V Ogólnop. Zjazdu PTG, Lublin, 3-44.
2. Kondracki J. 1995. Fizycznogeograficzna regionalizacja Europy Wschodniej w układzie dziesiętnym. Przegl. Geogr., 67, 3-4, 349-354.
3. Michalczyk Z., Piszcz J. 2006. Polskie badania hydrograficzne na Polesiu (1918-1939). [W:] Pryrodnaje asjaroddzie Palessja. asabliwasci i perspektywy razwiccja. Zbornik naukowych prac. Wyd. Akademija, Brest, 486-492.

4. Lencewicz S. 1937. Polska. [W:] Wielka Geografia Powszechna. Trzaska, Ewert, Michalski S.A., Warszawa, 1-446.
5. Kalesnik S.W. (red.) 1967. Biełorusija. Moskwa, 1-308.
6. Rettinger R., Troc M. 1998. Białoruś. [W:] Encyklopedia geograficzna świata, Europa. Kraków, 213-218.
7. clc.gios.gov.pl/index.php/clc-2012/ statystyki (data dostępu 04.06.2019).

3. PRZYRODA NIEOŻYWIONA POLESIA LUBELSKIEGO

Radosław Dobrowolski, Jarosław Pietruczuk

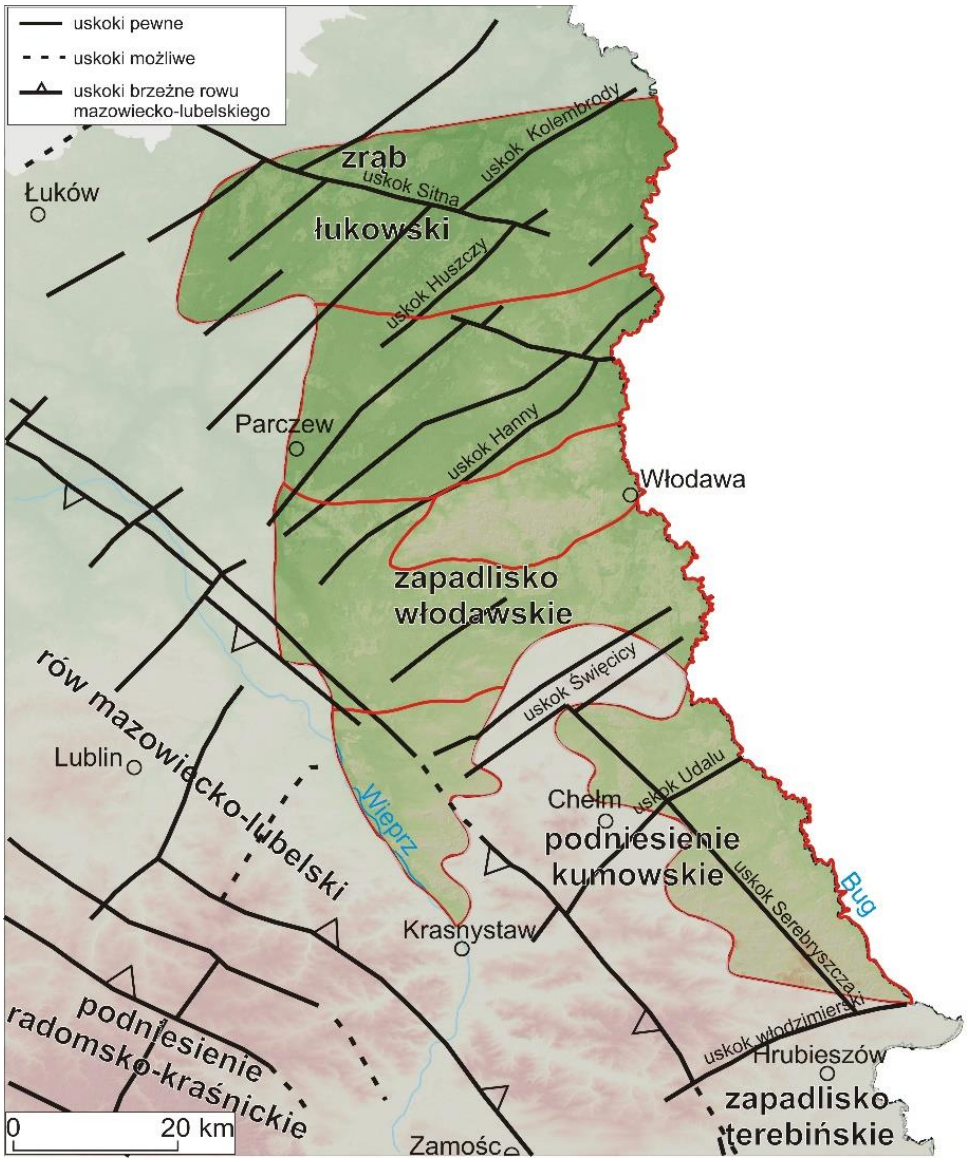
3.1. Budowa geologiczna i rzeźba terenu

3.1.1. Tektonika

Kompleks paleozoiczny

Pod względem tektonicznym obszar Polesia Lubelskiego położony jest w brzeżnej części prekambryjskiej platformy wschodnioeuropejskiej. W jego obrębie wyróżnić można kilka jednostek strukturalnych niższego rzędu, różniących się stopniem tektonicznego zaangażowania. W konsekwencji głębokość zalegania stropowej powierzchni podłoża krystalicznego w poszczególnych jednostkach zmienia się od 450 do 4500 m [Żelichowski 1972]. Od zachodu obszar ograniczony jest strefą uskokową Kock-Wasylów. Wzdłuż tej linii obserwuje się wyraźne załamanie poziomów sejsmicznych wiązanych z utworami podłoża krystalicznego, które od strony zachodniej jest obniżone o 1000-1500 m względem strony wschodniej. Strefa tego obniżenia nazywana jest rowem lubelskim (mazowiecko-lubelskim). W obrazie strukturalnym niższych pięter na obszarze Polesia Lubelskiego dominują uskoki o orientacji NE-SW. Istnieje tutaj wiele bloków strukturalnych ograniczonych uskokami wieku dolnokarbońskiego o amplitudzie dochodzącej do 1000 m. Poza tym systemem wyróżnić można również dyslokacje o kierunku NW-SE (nawiązujące do strefy Teisseyre'a-Tornquista – wyznaczającej wschodnią granicę szwu transeuropejskiego) i WNW-ESE (kulisowo względem nich zorientowane). Głównymi uskokami w obrębie Polesia Lubelskiego, wyznaczającymi zasadnicze założenia planu strukturalnego głębokiego podłoża, są (poczynając od północy): uskok Hanny, uskok Święcicy oraz uskok Udalu. Tworzą one podstawowe jednostki tektoniczne – zapadliska i zręby, prostopadle zorientowane względem krawędzi wyniesionej platformy prekambryjskiej (ryc. 1).

Północną część Polesia Lubelskiego zajmuje zrąb łukowski, który od północy graniczy z zapadliskiem podlaskim, od którego jest oddzielony systemem uskoków, zrzucających ku północy o kilkaset metrów skały starszego paleozoiku. W obrębie zrębu stwierdzono istnienie wielu linii uskokowych, zarówno o kierunku NE-SW, jak i WNW-ESE, dzielących tę jednostkę na mniejsze bloki; poczynając od południowego wschodu są to: blok Wisznice-Hołowno, blok Grabowszczyzny, blok Łomaz i blok Szaniaw. Amplituda uskoków o kierunku NE-SW w części południowej zrębu łukowskiego wynosi kilkaset metrów, ku północnemu zachodowi wzrasta miąższość pokrywy osadowej i rola uskoków jest tu mniejsza.



Ryc. 1. Polesie Lubelskie na tle planu strukturalnego kompleksu paleozoicznego na podstawie [Żelichowski 1974]

Na południe od zrębu łukowskiego znajduje się, oddzielone od niego uskokiem Hanny, obniżenie włodawskie, silnie pocięte szeregiem uskoków normalnych i normalno-przesuwczych o przebiegu NE-SW oraz NW-SE. Dzielą one tę jednostkę na mniejsze bloki o różnej skali i stopniu wyniesienia [Żelichowski 1972]. Głębokość do podłoża krystalicznego waha się tutaj od około 1800 m w części wschodniej do około 4000 m w części zachodniej. Południową granicę obniżenia stanowi uskok Święcicy, który oddziela je od elewowanej jednostki zrębu kumowskiego.

W obrębie zrębu kumowskiego wyróżnia się cztery zasadnicze jednostki niższego rzędu: blok Dubienki (na południowym wschodzie) i blok Grabowca (na południowym zachodzie) oraz blok Uherki (na północnym wschodzie) oraz blok Chełma (na północnym

zachodzie) [Żelichowski 1972]. Strefą rozgraniczającą bloki są uskoki normalne, o amplitudzie do 1000 m: Udalu (NE-SW) oraz Serebryszcza (NW-SE). Głębokość do stropu podłoża krystalicznego waha się od 200 do 1500 m w blokach Dubienki i Uherki oraz od 3500 do 4000 m w blokach Grabowca i Chełma. Dalej na południowy wschód od zrębu kumowskiego znajduje się obniżenie terebińskie, oddzielone od niego uskokiem włodzimierskim.

Zainicjowanie rozwoju większości wzmiankowanych struktur tektonicznych wiązane jest z fazą bretońską megacyklu waryscyjskiego (dolny karbon). W fazie asturyjskiej (górny karbon) natomiast, kończącej etap orogenezy waryscyjskiej na obszarze struktury podlasko-lubelskiej, miało miejsce ostateczne ich ukształtowanie [Dobrowolski 1995; Żelichowski 1972, 1974]. W kolejnych cyklach tektonicznych, w wyniku horyzontalnych ruchów przesuwczych i pionowych ruchów blokowych, uskoki wyznaczające granice poszczególnych bloków tektonicznych ulegały ponownej reaktywacji i odmładzaniu w wyższych piętrach strukturalnych [Brochwicz-Lewiński i in. 1981; Harasimiuk 1980].

Kompleks mezo-kenozoiczny

Struktury tektoniczne kompleksu mezo-kenozoicznego nawiązują swym przebiegiem do starych, paleozoicznych stref uskokowych, zwłaszcza tych o kierunku NW-SE [Henkiel 1984]. Rozwinęły się one głównie w wyniku transtensyjnych ruchów przesuwczych w fazie laramijskiej i młodoalepejskiej megacyklu alpejskiego. W efekcie powstały, pochodne względem rozłamów wgłębnych, kulisowe uskoki przesuwcze o orientacji W-E i N-S [Dobrowolski 1998; Dobrowolski, Harasimiuk 2002].

Według Dobrowolskiego i Harasimiuka [2002], na obszarze Polesia Lubelskiego można wydzielić trzy główne etapy wzmożonej aktywności neotektonicznej: późnopaleogeński, wczesnoneogeński i późnoneogeńsko-czwartorzędowy.

Etap I – późnopaleogeński trwał od późnego eocenu do środkowego oligocenu. Zachodziły wówczas ruchy prowadzące do obniżenia powierzchni terenu, co sprzyjało przewadze procesów akumulacyjnych nad denudacyjnymi.

Etap II – wczesnoneogeński trwał od późnego oligocenu do wczesnego pliocenu. Był głównym okresem przebudowy morfostrukturalnej całego obszaru Polesia. Jednostki neotektoniczne o randze regionalnej przybrały wówczas swój ostateczny charakter. Na większości obszaru Polesia miały miejsce naprzemiennie występujące ruchy (1) podnoszące,

których konsekwencją była intensyfikacja procesów denudacyjnych i (2) ruchy obniżające, prowadzące do aktywnej akumulacji osadów.

Etap III – późnoneogeńsko-czwartorzędowy charakteryzował się nasileniem aktywności neotektonicznej, wyraźne zaznaczającymi się ruchami podnoszącymi, których maksimum przypada na schyłek pliocenu i początek plejstocenu. Dodatkowo w plejstocenie na aktywność neotektoniczną nałożyły się kompensacyjne glacjoizostatyczne ruchy skorupy ziemskiej.

3.1.2. Litostratygrafia

Proterozoiczne podłoże platformy

Najstarsze skały Polesia Lubelskiego, nawiercone w południowej jego części na głębokości poniżej 1800 m, to dolnoproterozoiczne granitoidy [Buraczyński, Wojtanowicz 1990]. Bezpośrednio na nich zalegają skały proterozoiku górnego, reprezentowane już jednak przez serię osadową o miąższości od 60 do 300 m; tworzą ją głównie drobnoziarniste piaskowce, jedynie z cienkimi przewarstwieniami ilastymi i ilasto-mułowcowymi. Po zdeponowaniu serii osadów okruchowych nastąpiła regresja morska, rozpoczynająca długi okres lądowej erozji. W dolnym wendzie miał miejsce silny wulkanizm. Powstały wtedy bazalty, aglomeraty tufowo-lawowe i tufy [Areń 1984]. Ich obecność stwierdzana jest w wąskim pasie nadbużańskim. W górnym wendzie miała miejsce ponowna transgresja morska, dokumentowana w profilach przez piaskowce arkozowe i mułowce. Postępujące i pogłębiające się morze spowodowało, że na szelfie były deponowane coraz drobniejsze osady, najpierw piaszczyste, a następnie ilasto-mułowcowe. Łupki ilaste i mułowce tworzą warstwy o różnej miąższości, od kilkudziesięciu do blisko 300 m [Buraczyński, Wojtanowicz 1990].

Kompleks paleozoiczny

Seria okruchowa górnego wendu przechodzi gradacyjnie w piaszczysto-mułowcowo-iłowcowe osady dolnego kambru [Lendzion 1983)]. W kambrze środkowym nadal miała miejsce akumulacja morska. Reprezentują ją słabo zwięzłe piaskowce o strukturze masywnej. W wyższej części środkowego kambru cykl sedymentacji został przerwany, w wyniku czego nie stwierdza się występowania skał górnego kambru i dolnego ordowiku [Żelichowski 1972; Harasimiuk 1980]. W miejscach, gdzie procesy denudacyjne były silniejsze, stwierdza się

znaczną redukcję osadów starszych, w związku z czym w niektórych profilach brakuje osadów kambru środkowego.

Ponowna transgresja morska i początek kolejnego cyklu sedymentacyjnego miały miejsce w dolnym ordowiku. W okolicach Włodawy do osadów tego okresu zaliczono piaskowce i iłowce. Na przełomie środkowego i górnego ordowiku nastąpiło zróżnicowanie głębokości morza szelfowego. Na obszarze dzisiejszego Polesia Lubelskiego morze uległo wyraźnemu spłyceniu. Zmiany te reprezentują wapienie organodetrytyczne, wapienie margliste i margle, które w kierunku południowo-zachodnim przechodzą wąską strefą w iłowce z licznymi skamieniałościami graptolitów i ramienionogów. W ordowiku górnym prawdopodobnie doszło do wycofania się morza i rozwoju procesów erozyjnych.

W sylurze cały obszar podniesionej platformy wschodnioeuropejskiej został ponownie objęty zalewem morskim. Na dnie zbiornika deponowane były osady ilaste, tworzące obecnie serie łupków graptolitowych oraz różnych odmian iłowców.

Utwory dewonu dolnego (ems) wykształcone są w postaci piaskowców facji old redowej, które dodatkowo przewarstwione są wkładkami mułowców [Buraczyński, Wojtanowicz 1982]. Sedymentacja odbywała się w zbiorniku wodnym, który w wyniku postępujących ruchów tektonicznych orogenezy młodokaledońskiej ulegał wypłycaniu, aż do częściowego wynurzenia obszaru. Dewon górny (fran) reprezentowany jest przez wapienie rafowe i dolomity, które przewarstwione są łupkami. Świadczy to o ponownej zmianie charakteru sedymentacji i odkładaniu się osadów typowo morskich [Żelichowski 1972]. Na obszarach bardziej wyniesionych, których nie objął swym zasięgiem zalew morski, dochodziło do intensyfikacji procesów denudacyjnych, skutkujących redukcją osadów, aż po serię reprezentującą środkowy dewon.

Bezpośrednio na utworach dewońskich występują karbońskie wapienie, margle, piaskowce, mułowce i iłowce. Spąg serii tworzą, deponowane w środowisku limnicznym, dolnokarbońskie (wizen) mułowce i iłowce z wkładkami węgla. Bezpośrednio nad nimi występują osady pochodzenia morskiego, wykształcone w postaci wapieni z liczną fauną morską. Strop wizenu tworzą warstwowane serie mułowców, iłowców i piaskowców z wkładkami węgla. W namurze dominują ławice iłowcowo-mułowcowe z cienkimi wkładkami węgla kamiennego i zwiększającym się udziałem piaskowców. Największą miąższość serii karbońskiej mają osady westfalu, które wykształcone są w postaci mułowców i iłowców, ze zwiększającym się udziałem warstw węgla kamiennego, kosztem mniejszej reprezentacji piaskowców. Warstwy westfalu są podstawową serią tworzącą pokłady węgla kamiennego w Lubelskim Zagłębiu Węglowym. Osady górnokarbońskie są niepełne, bowiem przypadające

na ten okres oraz na perm procesy erozyjne i denudacyjne doprowadziły do redukcji stropowych osadów kompleksu paleozoicznego [Buraczyński, Wojtanowicz 1982]. W fazie asturyjskiej waryscyjskich ruchów tektonicznych cały obszar platformowy podlegał stosunkowo niewielkim ruchom potomnym w stosunku do strukturalnego planu bretońskiego [Harasimiuk, Wojtanowicz 1998]. W rezultacie tych ruchów powstała asymetryczna struktura synklinalna (Radzyń-Bogdanka) o płaskim skrzydle wschodnim, pocięta dodatkowo systemem uskoków równoległych do głównej dyslokacji brzeżnej [Żelichowski 1974].

Kompleks mezozoiczno-kenozoiczny

W całym piętrze triasu oraz wczesnej jury obszar Polesia Lubelskiego w dalszym ciągu podlegał długotrwałym procesom denudacyjnym. Sedymentacja utworów mezozoicznych zapoczątkowana została w środkowej jurze (baton), którą reprezentuje kilkudziesięciometrowa seria piaskowców z lokalnie występującymi w spągu mułowcami, iłowcami i wapieniami.

W jurze środkowej na ten obszar ponownie wkroczyło morze, pozostawiając po sobie kompleks osadów węglanowych o miąższości około 100 m [Niemczycka 1976], lokalnie przewarstwionych wapieniami marglistymi [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982]. Spąg osadów jury występuje na głębokości około 500-600 m. U schyłku jury rozpoczęły się ruchy młodokimeryjskie alpejskiego megacyklu tektonicznego. Spowodowały one regresję morza i początek procesów erozyjnych w warunkach lądowych. Procesy te przypadały na okres od górnej jury (kimeryd) do dolnej kredy (hoteryw), kiedy to stwierdzana jest luka sedymentacyjna.

Pierwszym ogniwem serii kredowej są osady albu, wykształcone w postaci piaskowców glaukonitowych z fosforytami. Są one zapisem kolejnej transgresji morskiej na obszar platformowy. Miąższość piaskowców jest niewielka i waha się w przedziale około 2-5 m. Utwory górnokredowe reprezentowane są przez wapienie piaszczyste z fosforytami (cenoman), wapienie i wapienie margliste (turon, koniak, santon, kampan) oraz margle, wapienie margliste i kredę piszącą (mastrycht). Łączna miąższość osadów kredowych waha się w przedziale od 300 m w części nadbużańskiej do 650 m w zachodniej części Polesia Lubelskiego [Buraczyński, Wojtanowicz 1982, 1985; Małek i in. 2001]. Najbardziej miąższym ogniwem kredy są osady mastrychtu, których średnia miąższość wynosi około 160 m w południowej części obszaru oraz 40-50 m w części północnej.

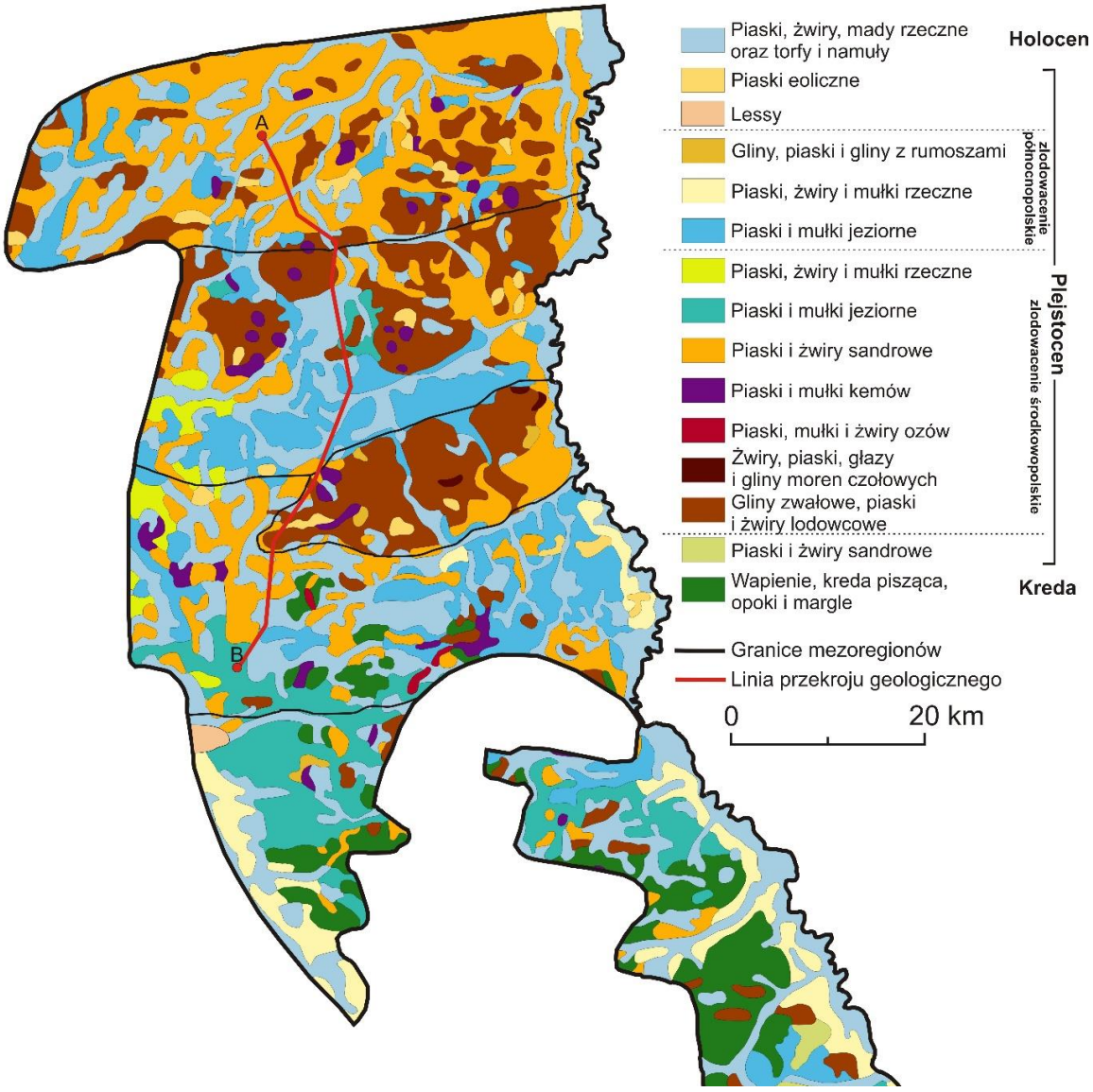
U schyłku kredy górnej miały miejsce dźwigające ruchy fazy laramijskiej, które doprowadziły do regresji morza górnokredowego i kolejnego cyklu denudacyjnego. Konsekwencją aktywności tektonicznej obszaru było regionalne zróżnicowanie przestrzenne

jej efektów. Wschodnia część zrębu kumowskiego i zapadliska włodawskiego wyniesione są nieco bardziej od części zachodniej. Przejawia się to m.in. zdenudowaniem najmłodszych ogniw kredy górnej w strefie położonej wzdłuż doliny Bugu [Harasimiuk, Wojtanowicz 1998]. Procesy denudacyjne trwały aż do eocenu górnego, kiedy to nastąpiła kolejna transgresja morska. W południowej części Polesia Lubelskiego osady górnego eocenu i dolnego oligocenu reprezentowane są najczęściej przez piaski i piaski mułkowate z glaukonitem, podrzędnie zaś przez iły. W części północnej są to piaski kwarcowo-glaukonitowe średnio- i różnoziarniste, ku spągowi przechodzące w piaski gruboziarniste ze żwirami kwarcowymi. Warstwy tego okresu cechują się bardzo zróżnicowaną miąższością, osiągając maksymalnie około 40 m w części południowej i niespełna 15 m w części północnej. Zmienność ta wynika z nierównomiernie przebiegających późniejszych procesów erozyjnych, w związku z tym osady tego okresu występują najczęściej w postaci izolowanych płatów, które zachowały się w obniżeniach powierzchni górnokredowej. Płaty utworów eoceńsko-oligoceńskich zachowały się m.in. w okolicach Parczewa, Włodawy [Buraczyński, Wojtanowicz 1982] oraz w centralnej i zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, gdzie zajmują największe powierzchnie [Liszkowski 1979]. W oligocenie górnym morze wycofuje się z obszaru Polesia Lubelskiego i po raz kolejny następuje intensyfikacja procesów denudacyjnych.

W miocenie był to obszar zdominowany przez płaskie powierzchnie o bagienno-jeziornym charakterze [Mojski, Trembaczowski 1975; Małek i in. 2001]. W dolinach oraz rozległych obniżeniach pozadolinnych akumulowane były piaski, mułki i iły z wkładkami węgli brunatnych. Miąższość miocenu jest bardzo zróżnicowana. Największa jest w miejscach, gdzie jego spąg położony jest najniżej. Miąższość tych utworów w części południowej najczęściej nie przekracza kilkunastu metrów, a w części północnej w skrajnych przypadkach dochodzi do 40 m [Harasimiuk, Wojtanowicz 1998; Małek i in. 2001]. Osady miocenu leżą najczęściej w wyraźnych obniżeniach powierzchni górnokredowej. Podścielone są zazwyczaj utworami eocenu i oligocenu, rzadziej utworami mastrychtu, co świadczy o silnej fazie erozji w górnym oligocenie. Na południowych krańcach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego przebiegała linia brzegowa morza sarmackiego. W związku z tym na obszarze Obniżenia Dubienki, w odróżnieniu od jednostek mezoregionalnych północnego Polesia, w miocenie górnym akumulowane były osady piaszczyste [Harasimiuk, Rutkowski 1972]. Miąższość tych utworów waha się od kilku do kilkudziesięciu metrów [Buraczyński, Wojtanowicz 1990]. Utwory mioceńskie wykształcone są tutaj najczęściej jako piaski kwarcowe drobno- i średnioziarniste z domieszką glaukonitu i iłów, rzadziej glaukonitytów z przewarstwieniami mułowymi.

Osady plioceńskie zachowały się na analizowanym obszarze tylko fragmentarycznie w postaci niewielkich, izolowanych płatów. Może to świadczyć o nierównomiernie zachodzących procesach sedymentacji lub/i o późniejszych procesach erozyjnych [Buraczyński, Wojtanowicz 1982].

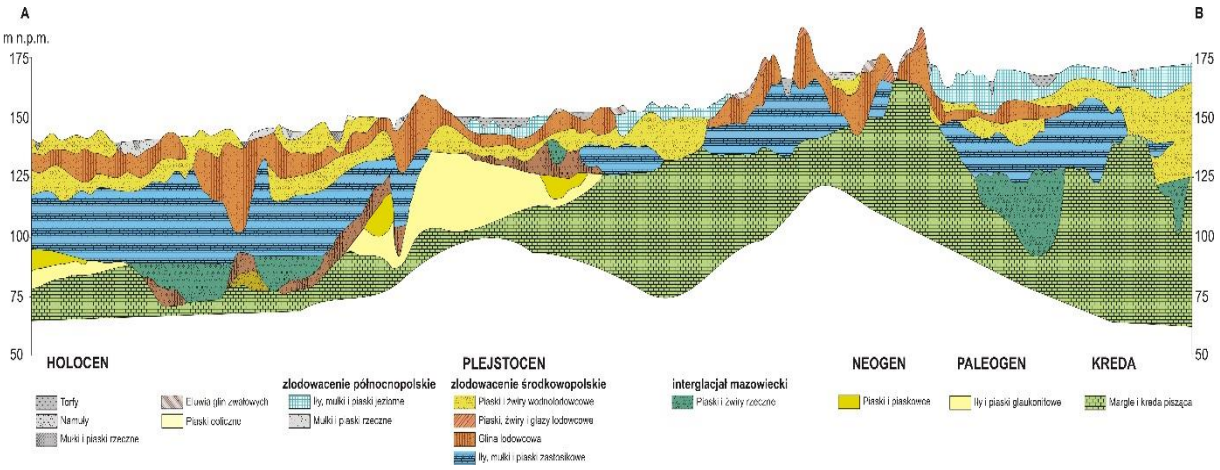
Na kompleks czwartorzędowy Polesia Lubelskiego składają się serie zróżnicowanych litogenetycznie mineralnych osadów plejstoceńskich oraz organiczne i organiczno-mineralne osady holoceńskie (ryc. 2). Miąższość osadów czwartorzędowych jest bardzo zróżnicowana. Największą stwierdza się w obszarach, gdzie wypełniają one obniżenia w powierzchni kredowego podłoża, najmniejszą zaś na kulminacjach powierzchni górnokredowej. Zróżnicowanie miąższości oraz litofacjalnego wykształcenia utworów czwartorzędowych jest wynikiem wielu procesów lito- i morfogenetycznych.



Ryc. 2. Budowa geologiczna Polesia Lubelskiego – utwory powierzchniowe – na podstawie Mapy geologicznej Polski 1:200 000, arkusze Biała Podlaska, Łuków, Włodawa, Chełm, Lublin

W plejstocenie obszar Polesia podlegał ewolucji w cyklach glacjalno-interglacjalnych. W profilach wierceń geologicznych identyfikowane są osady plejstoceńskie o zróżnicowanej genezie (m.in. rzecznej, rzeczno-peryglacjalnej, lodowcowej, wodnolodowcowej, zastoiskowej) oraz różnym wieku (od wczesnego po późny plejstocen) (ryc. 3).

Najstarszym zlodowaceniem, które swym zasięgiem objęło północną część Polesia Lubelskiego, było zlodowacenie Narwi (podlaskie). Zapisem jego obecności są gliny zwałowe o miąższości 15-20 m, stwierdzane w wielu rdzeniach wiertniczych, głównie w obrębie Zaklęsłości Łomaskiej i Wysoczyzny Parczewsko-Kodeńskiej. W południowej części obszaru, znajdującej się już poza bezpośrednim zasięgiem mas lodowych zlodowacenia Narwi, osady



Ryc. 3. Przekrój geologiczny przez Polesie Lubelskie na podstawie Mapy geologicznej Polski 1:200 000, arkusz Włodawa [Mojski, Trembaczowski 1972]; lokalizacja jak na rycinie 2

wykształcone są w postaci mułków jeziorno-zastoiskowych, zalegających zazwyczaj bezpośrednio na utworach węglanowych górnej kredy [Małek i in. 2001].

Kolejnym zlodowaceniem na obszarze Polesia Lubelskiego było zlodowacenie Nidy, które w maksymalnym zasięgu sięgnęło prawdopodobnie aż do przedpola Wyżyny Lubelskiej. Osady tego wieku reprezentowane są głównie przez piaski średnio- i różnoziarniste, a podrzędnie również przez żwiry i głazy. Osady glacigeniczne występują w postaci izolowanych płatów, zachowanych najczęściej w dnach kopalnych obniżeń dolinnych. Ich miąższość waha się od 2 do 12 m [Dolecki i in. 1990; Małek i in. 2001].

Interglacjał małopolski w części północnej obszaru reprezentowany jest przez rzeczne piaski i piaski ze żwirami o miąższości od 2 do ponad 25 m. Wypełniają one zazwyczaj rozległe obniżenia powierzchni podczwartorzędowej. Najczęściej zalegają bezpośrednio na osadach górnokredowych, bądź paleogeńskich lub neogeńskich. Bardzo rzadko podścielone są osadami ze zlodowacenia Nidy. W północnej części regionu profil interglacjału małopolskiego kończą jeziorne mułki piaszczyste [Buraczyński, Wojtanowicz 1982; Dolecki i in. 1995].

Spąg osadów zlodowacenia Sanu 1 wykształcony jest w postaci piasków, piasków pyłowatych rzeczno-peryglacjalnych. Ich miąższość wynosi od kilku do 10 m. Osady wodnolodowcowe z tego okresu przykryte są przez gliny zwałowe, które na Polesiu Lubelskim występują dość powszechnie. Pod względem litologicznym są to najczęściej gliny mułkowo-ilaste lub piaszczyste z licznymi żwirami i otoczakami skał północnych. Gliny zwałowe zlodowacenia Sanu 1 są najbardziej miąższym i najpowszechniej występującym poziomem glin morenowych, jakie stwierdzono na Polesiu Lubelskim [Dolecki i in. 1991; Lisicki 2003].

W początkowym okresie interglacjału ferdynandowskiego znaczna część tego obszaru podlegała procesom erozyjnym. Świadczy o tym choćby duży stopień zniszczenia glin zwałowych ze zlodowacenia Sanu 1. W północnej części Polesia skala tych procesów była na tyle silna, że sięgnęła aż osadów interglacjału małopolskiego, a nawet miocenu [Małek i in. 2001]. Osady interglacjału ferdynandowskiego, o miąższości 2-6 m, wykształcone są w postaci rzecznych piasków ze żwirami, bądź jeziornych mułków, mułków piaszczystych i iłów piaszczystych [Małek i in. 2001].

Bezpośrednio na utworach interglacjału ferdynandowskiego zalegają osady zlodowacenia Sanu 2. Reprezentowane są one przez trzy ogniwa litologiczne: (1) piaski pyłowate, mułki i mułki piaszczyste rzeczno-peryglacjalne (2) piaski i piaski ze żwirami wodnolodowcowe oraz (3) gliny zwałowe. Pierwsze ogniwo, zwłaszcza mułki piaszczyste, są osadami zastoiskowymi. Seria ta jest powszechna dla całej północnej części Polesia Lubelskiego, zwłaszcza Zaklęsłości Łomaskiej. Piaski i piaski ze żwirami wodnolodowcowe zalegają cienką i mało rozprzestrzenioną warstwą bezpośrednio pod glinami zwałowymi omawianego zlodowacenia. Gliny zwałowe ze zlodowacenia Sanu 2 rozpoznane są dość powszechnie na całym obszarze Polesia Lubelskiego [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982; Dolecki i in. 1995; Małek i in. 2001]. Zalegają one na różnych głębokościach i w różnych pozycjach paleomorfologicznych. Występują zarówno w strefach głębokich kopalnych rynien, wyciętych bezpośrednio w skałach podłoża górnokredowego, jak i w strefie wyniesionej powierzchni podczwartorzędowej. Pod względem litologicznym są to gliny piaszczyste lub piaszczysto-pylaste.

Interglacjał mazowiecki reprezentowany jest przez osady jeziorne i jeziorno-rzeczne oraz organogeniczne. Wypełniają one najczęściej obniżenia w stropie glin zwałowych zlodowacenia Sanu 2, rzadziej zaś w osadach zastoiskowych bądź wodnolodowcowych. Typologicznie mogą to być kreda jeziorna z wkładkami mułków ilastych, w spągu z przewarstwieniami żwirów i otoczaków lub mułki piaszczyste, bądź iły jeziorno-rzeczne. Seria utworów mineralnych przewarstwiona jest często kilkukrotne mało miąższymi

warstwami organicznymi. Tak duże zróżnicowanie litologiczne świadczy o dużej zmienności środowisk sedymentacyjnych [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982; Liszkowski 1979].

Maksymalny zasięg zlodowacenia Odry na obszarze międzyrzecza Wisły i Bugu jest dobrze rozpoznany [Rzechowski 1997]. Na Polesiu Lubelskim w krajobrazie występują dwie formy terenu dokumentujące fazę postojową lądolodu odrzańskiego podczas jego zaniku, są to: Wał Uhruski, który reprezentuje fazę starszą, oraz Garb Włodawski, wyznaczający młodszą fazę recesyjną. Początek stadiału maksymalnego tego zlodowacenia zaznaczył się akumulacją piasków, mułków, mułków piaszczystych oraz iłów zastoiskowych. Mają one miąższość od 3 do 8 m, a ich strop zalega na głębokości od 3 do 10 m. Najpowszechniej występującymi osadami zlodowacenia Odry są wodnolodowcowe mułki, piaski i piaski ze żwirami o miąższości 2-20 m. Występują one głównie w płatach, towarzysząc pokrywom glin zwałowych tego samego wieku. Budują często izolowane pagórki i wzniesienia typu ozów i kemów. Utwory budujące ozy najczęściej występują w południowo-zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w okolicach miejscowości Karczunek, Serniawy, Wojciechów. Zbudowane są one z miąższych serii warstwowanych piasków różnoziarnistych i żwirów drobnoziarnistych z cienkimi przewarstwieniami gliniastymi. Osady kemowe natomiast dominują w południowej części Niziny Południowopodlaskiej, zachodniej części Garbu Włodawskiego, w dwóch płatach na Wale Uhruskim oraz pojedynczo na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (okolice Kulczyna) i południowo-zachodniej części Równiny Parczewskiej. Ich miąższość na analizowanym obszarze wynosi średnio 10 m. Niższe pozycje hipsometryczne zajmują wodnolodowcowe piaski i piaski ze żwirami, budujące dość zwartą pokrywę równin sandrowych. Najliczniej występują one w północnej części obszaru, w dorzeczu rzeki Krzny; charakteryzują się niewielkim zróżnicowaniem stopnia wysortowania w profilu pionowym. Ponadto większe skupiska osadów sandrowych można spotkać na wschodnich i zachodnich obrzeżach Garbu Włodawskiego oraz we wschodniej części Równiny Parczewskiej. Odrzańskie gliny zwałowe najliczniej występują w trzech obszarach: południowym – Wał Uhruski, centralnym – Garb Włodawski i północnym – Nizina Południowopodlaska (ryc. 2). Na Wale Uhruskim nadbudowują je płatowo, w strefie o szerokości około 2 km, piaski, żwiry i głazy, budujące pagórki moren czołowych. Wyznaczają one tym samym zasięg recesyjnej fazy uhruskiej stadiału maksymalnego zlodowacenia Odry [Buraczyński, Wojtanowicz 1983]. Gliny zwałowe w obrębie Wału Uhruskiego i Garbu Włodawskiego mają miąższość kilku metrów, często przykryte są cienką warstwą piasków i żwirów lodowcowych. Wykształcone są w typie piaszczysto-żwirowym, z małym udziałem frakcji pyłowej i ilastej. Są silnie zwietrzałe i bardzo głęboko odwapnione. Na Nizinie Południowopodlaskiej gliny wykształcone są w typie piaszczystym, często zawierając porwaki

skał jurajskich, kredowych i plejstoceńskich [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982; Małek i in. 2001; Trembaczewski 1968].

Interglacjał lubelski reprezentowany jest przez piaski i mułki jeziorne o miąższości od kilku do kilkudziesięciu cm, z pojedynczymi żwirami, w stropie przechodzące w mułki laminowane piaskami różnoziarnistymi. Cały profil smugowany jest detrytusem roślinnym [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982].

W czasie zlodowacenia Warty analizowany obszar znajdował się w zasięgu środowiska peryglacjalnego. W północnej części regionu, położonej bezpośrednio na przedpolu lądolodu, dominują osady związane genetycznie z odprowadzaniem wód roztopowych od czoła mas lodowych w kierunku południowym i południowo-wschodnim. W profilu występują zatem osady wodnolodowcowe i podrzędnie rzeczno-peryglacjalne. Osady wodnolodowcowe to piaski drobno- i średnioziarniste, sporadycznie różnoziarniste z nieznaczną domieszką żwirów. Wysortowanie ich jest słabe lub średnie, a obtoczenie słabe. Miąższość osadów wodnolodowcowych wynosi najczęściej 3-5 m, maksymalnie sięga do około 10 m. Osady rzeczno-peryglacjalne z kolei reprezentowane są przez mułki piaszczyste, piaski różnoziarniste ze żwirami oraz piaski drobno- i średnioziarniste, o sumarycznej miąższości od 2 do 5 m. W części południowej Polesia Lubelskiego, które znajdowało się w tym czasie w znacznej odległości od czoła lądolodu, w profilu występują osady o odmiennej genezie. Są to przede wszystkim piaski i mułki jeziorno-rozlewiskowe. Osady te wykształcone są głównie w postaci piasków średnioziarnistych z przewarstwieniami piasków ilastych z drobnymi żwirkami. Pierwotnie powstały one w środowisku limnicznym (jeziora przepływowe), które zostały przekształcone w późniejszym etapie w wyniku oddziaływania procesów wietrzeniowych w warunkach peryglacjalnych [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982].

Osady interglacjału eemskiego na omawianym obszarze występują w niższych pozycjach hipsometrycznych, m.in. w dolinach rzecznych i zagłębieniach bezodpływowych. Reprezentowane są przez mułki i piaski drobnoziarniste o miąższości 1,0-2,5 m, sedymentowane w środowisku jeziornym lub jeziorno-rozlewiskowym [Buraczyński, Wojtanowicz 1982, 1985]. Zawierają one duże ilości humusu, a niekiedy nawet cienkie wkładki torfów. Największe ich nagromadzenie znajduje się we wschodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego oraz w południowej części Równiny Parczewskiej, głównie w dolinie rzeki Hanna [Dolecki i in. 1995; Marszałek 2001].

Wśród osadów związanych ze zlodowaceniem Wisły największą powierzchnię zajmują piaski i mułki jeziorno-rozlewiskowe, akumulowane na zróżnicowanym litologicznie podłożu.

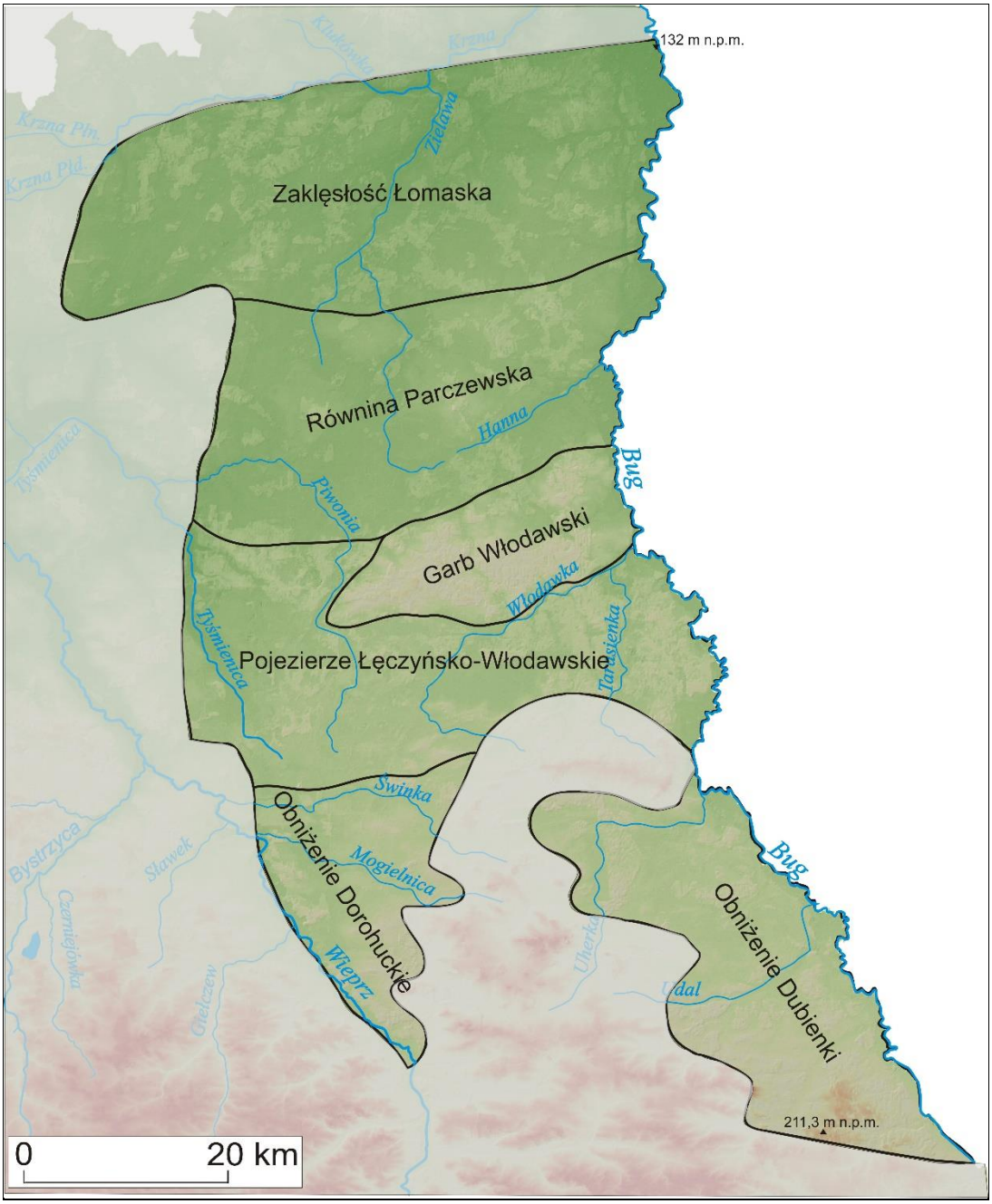
Wypełniają one rozległe obniżenia terenu. Osady te są często kontynuacją sedymentacji zapoczątkowanej w czasie zlodowacenia Warty i trwającej w interglacjale eemskim. Pod względem litologicznym są to mułki i mułki piaszczyste smugowane substancją organiczną. Miąższość osadów jeziorno-rozlewiskowych wynosi zazwyczaj 2,0-3,5 m, sporadycznie osiągając 5 m [Buraczyński, Wojtanowicz 1981]. Drugą grupą osadów vistuliańskich są piaski i mułki rzeczne teras nadzalewowych. Występują one w dolinach większości rzek Polesia Lubelskiego. Ich miąższość uzależniona jest od wielkości cieków wodnych, waha się od 2-4 m w przypadku dolin małych rzek do 4-5 m w przypadku dużych rzek. Typologicznie są to piaski różnoziarniste ze żwirami, mułki piaszczyste i mułki warstwowane [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982; Małek i in. 2001]. Najczęściej występują one pod nadkładem utworów holoceńskich.

Najmłodsze ogniwo litostratygraficzne na Polesiu stanowią utwory holoceńskie. Są to przede wszystkim osady akumulacji rzecznej, organogenicznej oraz deluwialnej. Zajmują najczęściej najniższe pozycje hipsometryczne, wypełniając rozległe zagłębienia terenu (ryc. 3). Osady akumulacji rzecznej (głównie piaski drobno- i średnioziarniste oraz mułki), o miąższości 2-5 m, reprezentują zarówno fację korytową, jak i rozlewiskową. Występują głównie w dolinach Bugu, Wieprza, Tyśmienicy, Krzny, Uherki, Włodawki, Udalu i Wełnianki. Osady organogeniczne i deluwialne wypełniają przede wszystkim pozadolinne zagłębienia terenu; są to przede wszystkim torfy, gytie, namuły organiczno-mineralne oraz namuły zagłębień bezodpływowych. Największą powierzchnię wśród organogenicznych osadów holoceńskich zajmują torfy niskie [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982, 1985]. Tworzą one duże, zwarte obszary torfowisk, zwłaszcza w zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Do największych kompleksów torfowiskowych należą Krowie Bagno, Durne Bagno, Bagno Bubnów i Bagno Staw. Miąższość torfów jest bardzo zróżnicowana i waha się od kilkudziesięciu centymetrów do ponad 10 m. Dominują torfy turzycowe, trzcinowo-turzycowe i mszyste. Powszechnie złoża torfu podścielone są osadami limnicznymi, wykształconymi głównie jako gytie wapienne i detrytusowe. Na peryferiach torfowisk, w większych obniżeniach bezodpływowych i dnach dolin rzecznych, występują namuły torfiaste (najczęściej silnie zapiaszczone lub zailone torfy). Miąższość tych utworów jest bardzo zróżnicowana, średnio wynosi 2-3 m, ale maksymalnie osiąga nawet 5 m. Mniejsze zagłębienia bezodpływowe (krasowe, pojezierne, wytopiskowe) wypełnione są przez namuły mineralno-organiczne, różnego typu: pyłowate, piaszczyste i ilaste. W związku z płytkim zaleganiem wód gruntowych, charakteryzują się one znacznym zawilgotnieniem. Miąższość tych utworów jest zróżnicowana, zwykle nieznaczna, lecz maksymalnie może dochodzić do 3 m [Harasimiuk, Dobrowolski 2010].

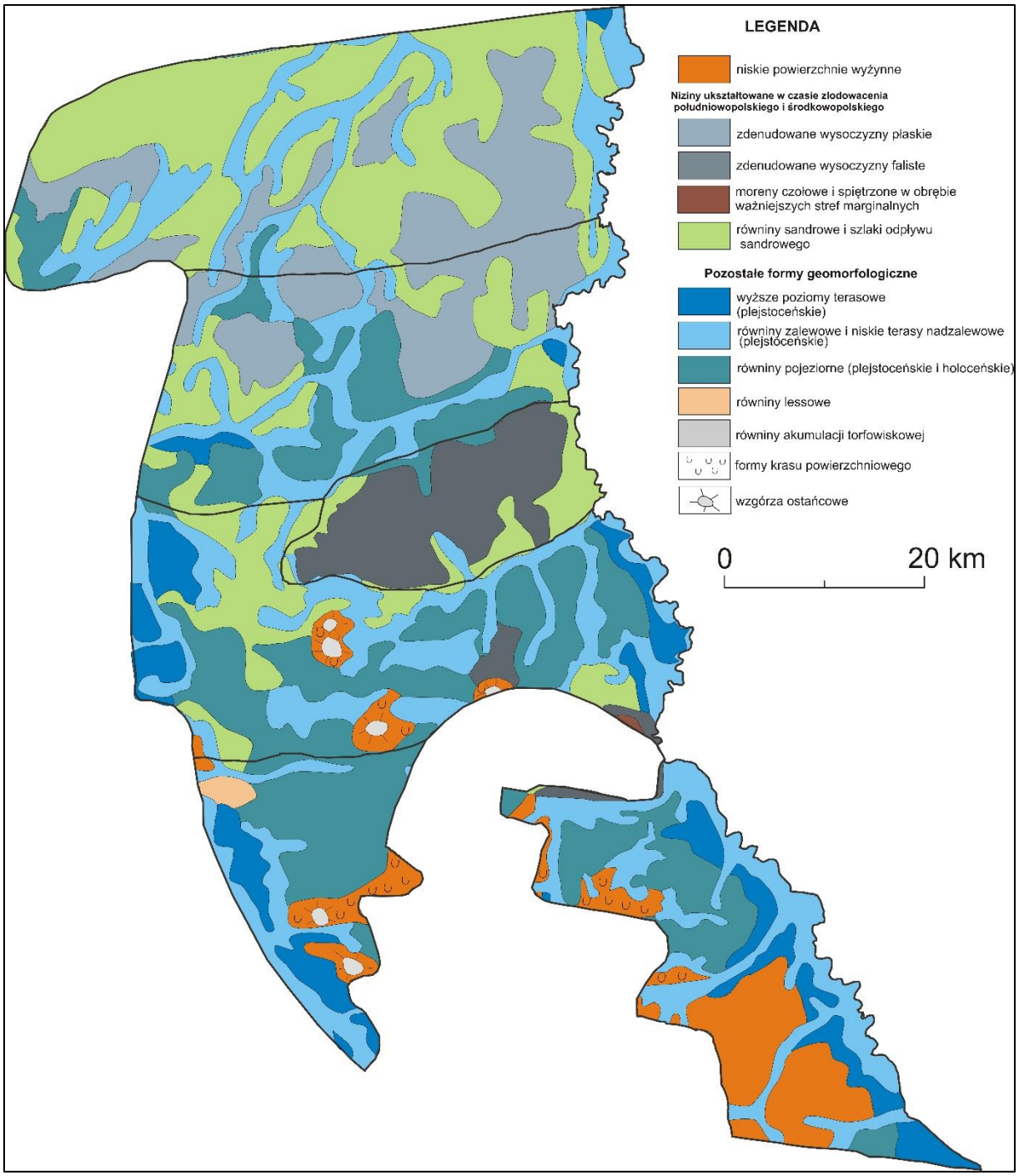
3.1.3. Rzeźba terenu

3.1.3.1. Główne elementy rzeźby

Rzeźba Polesia Lubelskiego wydaje się z pozoru mało urozmaicona i monotonna, zwłaszcza pod względem hipsometrycznym (ryc. 4). Tymczasem, w jego obrębie można wydzielić rozległe, zwarte fragmenty rzeźby, wyraźnie zróżnicowanej pod względem morfogenetycznym i wiekowym (ryc. 5).



Ryc. 4. Podział fizycznogeograficzny Polesia Lubelskiego [za: Chałubińska, Wilgat 1954] na tle numerycznego modelu terenu



Ryc. 5. Geomorfologia Polesia Lubelskiego na podstawie Przeglądowej mapy geomorfologicznej Polski 1:500 000, arkusz Lublin [Starkel, Gilewska 1980], arkusz Warszawa [Starkel, Mojski 1980]

Część północną, w granicach Zaklęsłości Łomaskiej i Równiny Parczewskiej, reprezentują silnie zdenudowane, płaskie równiny moreny dennej, rozcięte skomplikowanym systemem dolin i rozlewisk przepływowych o bardzo słabo wykształconych strefach wododziałowych. Deniwelacje nie przekraczają 25 m. System ten został ukształtowany w fazie recesji lądolodu zlodowacenia Odry i bardzo silnie przemodelowany przez wody

ekstraglacjalne ze zlodowacenia Warty. Złożoność rzeźby wynika zatem z utrudnionego odpływu wód marginalnych ku północy i okresowego przepływu wód ku pradolinie Wieprza-Krzny do doliny Bugu i dalej ku wschodowi do dorzecza Dniepru w czasie zlodowacenia Warty. W wyniku zaistniałych warunków rzeźba północnej części Polesia Lubelskiego cechuje się niewielkimi spadkami den dolinnych, a strefy międzydolinne są silnie zdenudowane. Dalej na południe znajduje się Garb Włodawski wznoszący się o ponad 50 m ponad otaczające go obszary. Z kolei na południe od Garbu Włodawskiego rozciągają się trzy pozostałe subregiony Polesia Lubelskiego: Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Obniżenie Dorohuckie i Obniżenie Dubienki (ryc. 4). Łączy je pod względem morfologicznym jedna zasadnicza cecha – wybitnie równinny charakter współczesnej rzeźby, skrywający skomplikowaną rzeźbę podłoża podczwartorzędowego. Najistotniejszym elementem rzeźby terenu są tutaj równiny akumulacji organogenicznej, ukształtowane u schyłku ostatniego zlodowacenia oraz w holocenie. Sieć dolinna jest bardzo słabo wykształcona, a działy wodne między zlewniami Bugu i Wieprza są niemal nieczytelne. Ponadto, na powierzchni powszechnie odsłaniają się wychodnie skał węglanowych górnej kredy, stanowiące podłoże rozwoju form krasowych w typie krasu kredy piszącej. Ważną rolę w rzeźbie terenu (zwłaszcza w obrębie obniżeń Dorohuckiego i Dubienki) stanowią także rozległe równiny akumulacji fluwialnej, związane z dolinami Wieprza i Bugu, wyznaczającymi południkowe granice regionu.

Obecny charakter rzeźby Polesia Lubelskiego jest wynikiem złożonej morfogenezy obszaru, gdzie wśród głównych elementów rzeźby współczesnej można wydzielić zespoły form o różnych genezie, wieku i typologii, występujących obok siebie i kształtujących specyfikę krajobrazu poleskiego (ryc. 5). Powierzchniowo dominują tu formy akumulacji organogenicznej, ale występują tu także formy: glacigeniczne (akumulacji lodowcowej i wodnolodowcowej), pochodzenia rzecznego i jeziornego, formy krasowe, denudacyjne oraz antropogeniczne.

Formy pochodzenia denudacyjnego

W formowaniu równin denudacyjnych decydującą rolę odegrały czynniki niszczące, które przekształciły dawne formy rzeźby. Ze względu na czas trwania oraz rodzaj skał objętych peneplenizacją możemy wyróżnić dwa rodzaje równin denudacyjnych, modyfikujące (1) wychodnie skał kredowych oraz (2) osady i formy glacigeniczne. Pierwszy rodzaj równin denudacyjnych rozwinął się na górnokredowych wapieniach, marglach i kredzie piszącej. Moment nasilonych procesów wietrzenia chemicznego przypadał na okres zwilgotnienia

klimatu w pliocenie. W wyniku postępujących procesów denudacyjnych doszło do peneplenizacji wzgórz kredowych, czego efektem są współczesne spłaszczenia ich kulminacji [Harasimiuk 1980; Harasimiuk, Wojtanowicz 1998]. Równiny denudacyjne wytworzone na skałach kredowych występują powszechnie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz w obniżeniach Dorohuckim i Dubienki. Ich powierzchnie często są urozmaicone występowaniem zagłębień krasowych (wertebów, uwałów, dolin krasowych). Drugi rodzaj równin denudacyjnych, niwelujących i modyfikujących osady oraz formy glacigeniczne ze starszych zlodowaceń, rozwijał się przede wszystkim podczas zlodowacenia Warty oraz Wisły. Obszar Polesia znajdował się wówczas w strefie oddziaływania warunków peryglacjalnych, prowadząc do systematycznego łagodzenia dotychczasowej rzeźby. Równiny denudacyjne na utworach lodowcowych spotykamy na całym obszarze Polesia Lubelskiego, jednak na większą skalę rozprzestrzenione są tylko w północnej części – w obrębie Zaklęsłości Łomaskiej, Równiny Parczewskiej i na Garbie Włodawskim.

Formy pochodzenia krasowego

Formy krasowe rozwinęły się na wychodniach węglanowych skał górnokredowych (wapieni, margli i kredy piszącej), głównie w środkowej i południowej części Polesia Lubelskiego. Stanowią one specyficzny typ krasu, określany w literaturze przedmiotu jako kras kredy piszącej [Maruszczak 1966]. Reprezentowane są tu zarówno formy krasu nagiego (rozwiniętego bezpośrednio w skałach węglanowych górnej kredy), jak również krasu reprodukowanego – pod przykryciem cienkich plejstoceńskich pokryw piaszczystych i/lub mułkowych. Elementarną, a zarazem najczęściej spotykaną formą krasową są tzw. werteby – drobne zagłębienia bezodpływowe, najczęściej o średnicy kilkudziesięciu metrów, maksymalnie zaś około 200 m i głębokości do 1-2 m. Wiele wertebów sezonowo lub całorocznie retencjonuje wodę. Oprócz nich spotyka się także formy złożone typu uwałów i dolin krasowych, o rozmiarach poziomych rzędu kilkuset metrów. Dna zagłębień krasowych najczęściej wypełnione są osadami organicznymi lub deluwialnymi [Dobrowolski 1998; Maruszczak 1966]. Największa gęstość form krasowych, przy jednoczesnej dużej ich różnorodności typologicznej, występuje na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz w Obniżeniu Dorohuckim i Obniżeniu Dubienki.

Bardziej odporne na korozję krasową skały kredowe zachowały się w morfologii jako ostańce krasowe – humy; występują one wyłącznie w południowej części Polesia Lubelskiego,

zwłaszcza na pograniczu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i Pagórów Chełmskich. Charakteryzują się stokami o stosunkowo dużym nachyleniu (kilkanaście stopni) i spłaszczonymi grzbietami. Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim mają one charakter niskich, łagodnych pagórków, co prawdopodobnie jest wynikiem występowania skał o mniejszej odporności na czynniki niszczące. Wzgórza często pokryte są gęstą siecią form wertebowych. Niektóre wzniesienia dodatkowo przykryte są osadami lodowcowymi o bardzo zróżnicowanej miąższości.

Formy pochodzenia lodowcowego

Do tej kategorii form rzeźby zaliczyć należy przede wszystkim wysoczyzny morenowe płaskie, związane genetycznie z deglacjacją lądolodu Odry. Powierzchnię wysoczyzny morenowej (głównie na Wale Uhruskim i Garbie Włodawskim) urozmaicają niewielkich rozmiarów pagórki czołowomorenowe, nadbudowujące kulminacje wzniesień. Pagórki moren czołowych zostały silnie zdenudowane podczas zlodowacenia Warty, a zwłaszcza zlodowacenia Wisły. Charakteryzują się niewielkimi rozmiarami, dość łagodnymi stokami. W południowej części Polesia Lubelskiego wzniesienia morenowe występują sporadycznie, tworząc często odizolowane wzniesienia rozwinięte na guzach kredowych, m.in. płat wysoczyzn wzdłuż doliny Bugu w rejonie Woli Uhruskiej. Wykształcone są one tutaj w postaci pagórków o średnicy kilkuset metrów i wysokości 5-10 m.

Formy pochodzenia wodnolodowcowego

Są to formy związane z akumulacyjną działalnością wód lodowcowych ze zlodowacenia Odry: równiny sandrowe, ozy, kemy i terasy kemowe.

Równiny sandrowe mają największe rozprzestrzenienie spośród form wodnolodowcowych. Tworzą one izolowane płaty o nieregularnych zarysach. Ich wyrównana powierzchnia wykazuje generalne nachylenie ku południowi. Równiny sandrowe występują w we wszystkich mezoregionach Polesia Lubelskiego, jednak największe ich zagęszczenie jest w północnej części obszaru, zwłaszcza w obrębie Zaklęsłości Łomaskiej, najmniejsze zaś w obrębie Obniżenia Dubienki i Obniżenia Dorohuckiego.

Ozy tworzą wyraźnie wyodrębniające się w krajobrazie wały. Na obszarze Polesia Lubelskiego formy te występują wyłącznie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, gdzie

wyróżnić można 7 form ozowych, różniących się parametrami morfometrycznymi. Trzy spośród nich – w okolicach Jamnik i Woli Wereszczyńskiej – stanowią w zasadzie jeden ciąg wzniesień o zmiennym przebiegu (NW-SE i NNW-SSE). Podobne ciągi wzniesień o przebiegu NE-SW tworzą ozy na linii: Karczunek-Gatyska-Wojciechów-Kolonia Kulczyn oraz Serniawy-Kolonia Tarnów. Wszystkie z wymienionych form tworzą stosunkowo wąskie wały piaszczyste o wyrównanej, płaskiej powierzchni, szerokości podstawy od 100 do 200 m i długości od 600 m (oz na N od Jamnik) do ok. 6 km (oz Karczunek-Kolonia Kulczyn). Wysokość ich zazwyczaj nie przekracza 5 m, średnio wynosi 2-3 m.

Kemy i terasy kemowe występują najczęściej pojedynczo, tworząc odizolowane wzniesienia. Sporadycznie mogą jednak występować jako ciągi wzniesień o subrównoleżnikowym przebiegu. Szerokość tych form dochodzi do 500 m, a długość osiąga maksymalnie 2 km (kem Pikulawka-Kolonia Kulczyn na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim). Wyrównane, na ogół płaskie ich powierzchnie o wysokości 183-186 m n.p.m. (kem Pikulawka-Kolonia Kulczyn) lub 187-188 m n.p.m. (kemy w rejonie Tynepola i Wojciechowa) wznoszą się 5-10 m ponad otaczające je powierzchnie równin jeziornych i sandrowych. Poza Pojezierzem Łęczyńsko-Włodawskim większe ich powierzchnie występują także w zachodniej części Garbu Włodawskiego i na pograniczu Zaklęsłości Łomaskiej i Równiny Parczewskiej. Kemy i terasy kemowe nie występują w obrębie Obniżenia Dubienki i Obniżenia Dorohuckiego.

Formy pochodzenia rzecznego

Obszar Polesia Lubelskiego charakteryzuje się bardzo słabo wykształconymi strefami wododziałowymi, z licznymi strefami bifurkacji między dorzeczami Wieprza i Bugu. Północna część Polesia Lubelskiego mimo stosunkowo małego zagęszczenia sieci rzecznej często charakteryzuje się skomplikowanym systemem dolin. Równinny charakter rzeźby sprawia, że spadki dolin rzecznych są tutaj niewielkie. Strefy przydolinne zbudowane są w przeważającej części z utworów piaszczystych. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie charakteryzuje się bardzo słabo wykształconą siecią rzeczną, a dział wodny między dorzeczem Bugu i Wieprza jest niemal nieczytelny. W obrębie obniżeń Dorohuckiego i Dubienki istotną rolę odgrywają rozległe równiny akumulacyjne przepływających przez te regiony rzek: Bugu (Obniżenie Dubienki) i Wieprza (Obniżenie Dorohuckie). Doliny tych rzek w wyżej wspomnianych subregionach są rozległe, głęboko wcięte w podłoże skalne. Dolina Wieprza charakteryzuje się

silnie meandrującym korytem i występowaniem w obrębie równiny zalewowej typowych form rzek meandrujących. Dolina Bugu cechuje się znacznie większą złożonością form rzeźby. Na przeważającej swej długości rzeka ma charakter meandrujący, zwłaszcza w obrębie rozległych rozszerzeń dolinnych. Bug na odcinku poleskim ma również kilka wyraźnych przewężeń, mających charakter przełomów, m.in. w okolicach Uhruska, Włodawy i Janowa Podlaskiego. Na odcinku przełomowym koryto cechuje się znacznie mniejszą krętością, a terasy zalewowe są słabo rozwinięte.

Formy pochodzenia eolicznego

Do tej grupy form zaliczyć można wydmy oraz pola piasków zwydmionych. Rozprzestrzenienie tej grupy form jest niewielkie, ograniczone niemal do kilku obszarów; są to m.in.: wschodnia część Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, zachodnia część Garbu Włodawskiego, okolice Woli Uhruskiej oraz południowo-wschodnia część Zaklęsłości Łomaskiej. Ponadto formy eoliczne występują w obrębie piaszczystych teras nadzalewowych Bugu i Wieprza. Wydmy tworzą kompleksy złożone z form wałowych, otaczających je pól piasków zwydmionych oraz obniżeń deflacyjnych. Największe z form wydmowych mają ok. 5-10 m wysokości.

Formy pochodzenia jeziornego

Równiny jeziorne zajmują wyrównane powierzchnie w poziomie hipsometrycznym 170-175 m n.p.m. Przyjmuje się, że formowały się one w obrębie zastoisk wodnych, istniejących tu podczas kolejnych zlodowaceń: Odry, Warty i Wisły. Charakteryzuje je monotonna rzeźba, urozmaicona jedynie przez nieliczne drobne zagłębienia bezodpływowe (reprodukowane werteby krasowe). Obecnie zagłębienia te przykryte są przez rozległe równiny torfowe. Równiny te zajmują znaczne powierzchnie w południowej części Polesia Lubelskiego oraz na Równinie Parczewskiej.

Formy akumulacji organogenicznej

Formy te obejmują najbardziej rozległe i najmłodsze na badanym terenie powierzchnie, zajmujące jednocześnie najniższe pozycje hipsometryczne. Są to – tworzące się od późnego

glacjału do czasów współczesnych – równiny torfowe, wypełniające dna licznych zagłębień o różnej genezie (w tym dna dawnych mis jeziornych). Największe powierzchnie zajmują one w obrębie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i Obniżenia Dubienki, gdzie występują na wysokości od ok. 165 m n.p.m. do ok. 175-178 m n.p.m. Do największych kompleksów torfowiskowych zaliczamy Krowie Bagno, Durne Bagno, Bagno Bubnów i Bagno Staw (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie) oraz Bagno Roskosz, Bagno Brzeźno i Bagno Serebryskie (Obniżenie Dubienki).

3.1.3.2. Rzeźba podłoża czwartorzędowego

Równinna powierzchnia Polesia Lubelskiego kryje silnie zróżnicowaną rzeźbę podczwartorzędową (duży stopień rozczłonkowania i deniwelacje sięgają ponad 100 m), której powierzchnię budują głównie skały górnokredowe, wykształcone przede wszystkim w facji marglistej i kredy piszącej [Buraczyński, Wojtanowicz 1981, 1982; Buraczyński 1984; Dobrowolski 1998; Dobrowolski, Harasimiuk 2002; Harasimiuk 1975; Harasimiuk, Dobrowolski 2010]. W podłożu wyraźnie zaznaczają się głębokie kopalne formy erozyjne, które rozcinają strop utworów górnokredowych. Największymi i zarazem najbardziej czytelnymi elementami rzeźby podczwartorzędowej są rynny erozyjne. Głębokość paleorozcięć erozyjnych dochodzi nawet do kilkudziesięciu metrów [Buraczyński, Wojtanowicz 1982; Gardziel 1998; Harasimiuk, Dobrowolski 2010; Harasimiuk, Henkiel 1981]. W trakcie swej ewolucji często podlegały one znaczącemu przemodelowaniu. W zależności od zmienności warunków środowiskowych pełniły one funkcję dolin rzecznych, rynien subglacjalnych lub dolin ekstraglacjalnych. Obecnie wypełniają je zróżnicowane litologicznie i stratygraficznie osady czwartorzędowe. Nieco mniejszymi formami, ale również wyraźnie wyodrębniającymi się w morfologii podłoża, są kopalne kotliny krasowe typu polji, w dnach których występuje gęsta sieć wertebów i uwałów [Dobrowolski 1998; Dobrowolski, Harasimiuk 2002; Wojtanowicz, Dolecki 1995]. W podłożu zaznaczają się także kopalne wzniesienia, które zbudowane są z bardziej odpornych na czynniki niszczące skał górnokredowych, głównie opok. Tworzą one garby kredowe, które wznoszą się o 10-20 m ponad otaczającą je powierzchnię równinną. Kopalne wzniesienia są widoczne również we współczesnej morfologii obszaru (Buraczyński, Wojtanowicz 1982). Rzeźba powierzchni podczwartorzędowej i kierunkowość głównych elementów rzeźby w czytelny sposób nawiązują do planu strukturalnego kompleksu mezo-kenozoicznego i przebiegu walnych uskoków tektonicznych [Harasimiuk, Dobrowolski 2010].

3.1.3.3. Ewolucja rzeźby

Rozwój rzeźby Polesia Lubelskiego kształtowany jest nieprzerwanie od ponad 6 mln lat, tj. od regresji morza sarmackiego. Od tego momentu trwa nieprzerwanie lądowy etap ewolucji rzeźby [Harasimiuk i in. 2002]. Współczesna rzeźba jest stosunkowo młoda, tylko niektóre równiny denudacyjne, ścinające utwory kredowe podłoża, mogą być pozostałościami starszych zrównań [Harasimiuk i in. 2002]. Zachodzące naprzemiennie w plejstocenie procesy erozji i akumulacji glacjalnej, fluwioglacjalnej, a także procesy peryglacjalne przyczyniły się do znacznego przekształcenia rzeźby podłoża kredowego, m.in. poprzez wypełnianie kopalnych zagłębień, co skutkowało zmniejszeniem deniwelacji i nadaniem współczesnej rzeźbie wybitnie równinnego charakteru. Ze względu na czas trwania oraz dominujący rodzaj procesów można wyróżnić następujące etapy rozwoju rzeźby współczesnej:

(1) Etap neogeński

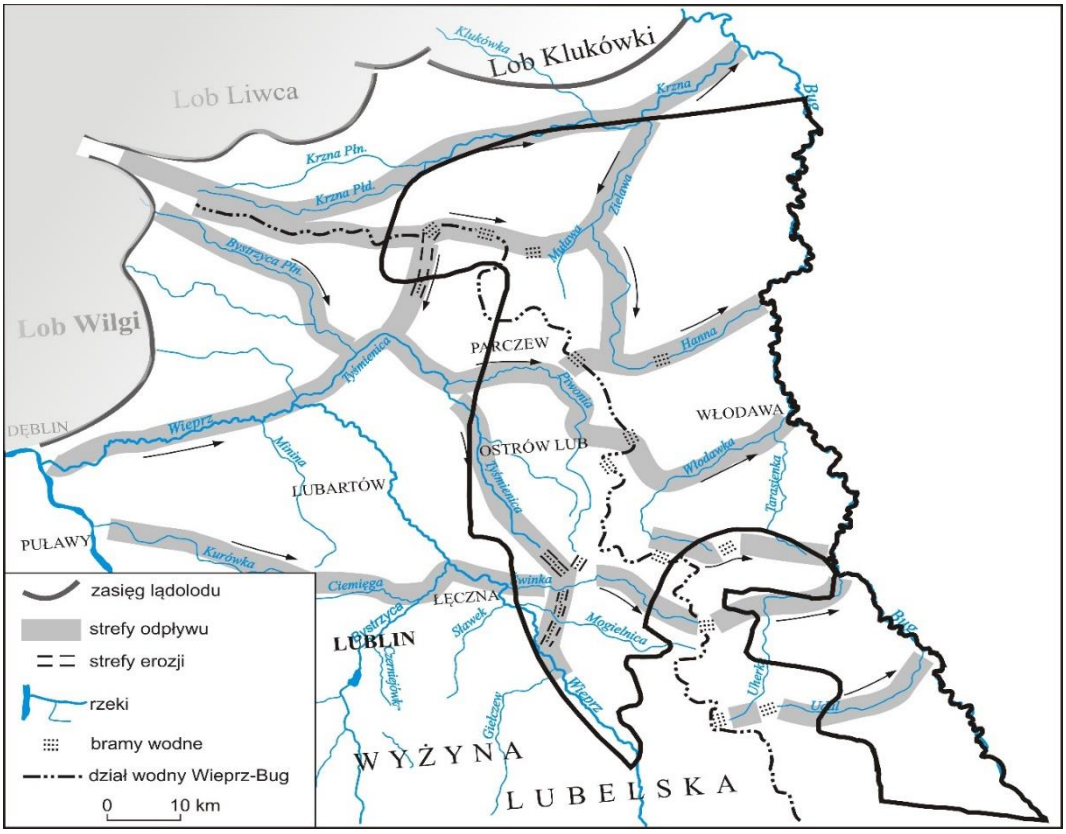
Na przełomie oligocenu i miocenu procesy erozyjno-denudacyjne stymulowane były dodatkowo poprzez aktywność tektoniczną, związaną z nasilającymi się ruchami fazy sawskiej orogenezy młodoalpejskiej [Gardziel 1998]. Zwilgotnienie klimatu w pliocenie przyczyniło się do nasilenia procesów wietrzenia chemicznego, a co za tym idzie, do rozwoju form krasowych w miejscach wychodni mniej odpornych facji skał kredowych [Dobrowolski 1998, 2006; Harasimiuk 1975]. W wyniku postępujących procesów denudacyjnych doszło do peneplenizacji wzgórz kredowych, czego efektem są współczesne spłaszczenia ich kulminacji [Harasimiuk 1980; Harasimiuk, Wojtanowicz 1998]. Neogeńska rzeźba w zasadniczy sposób nawiązywała do głównych elementów rzeźby wcześniejszej – górnokredowej. Tym samym w krajobrazie czytelne były garby kredowy i szerokie kotlinowate obniżenia.

(2) Etap glacjalny – zlodowacenie Odry

Zlodowacenie Odry odegrało szczególną rolę w rozwoju rzeźby południowych regionów Polesia Lubelskiego, gdzie przez obszar Pagórów Chełmskich przebiegała strefa marginalna maksymalnego zasięgu lądolodu. Z okresem tym można wiązać intensywną erozję podlodowcową, która przyczyniła się do rozwoju głębokich rynien. Jednak w fazie recesji lądolodu utwory piaszczysto-żwirowe wypełniły utworzone wcześniej formy erozyjne. Powstało wówczas wiele form fluwioglacjalnych, które obecnie stanowią elementy dominujące hipsometrycznie w krajobrazie Polesia (ozy, kemy, terasy kemowe).

(3) Etap peryglacjalny – zlodowacenia Warty i Wisły

Podczas zlodowaceń Warty i Wisły Polesie Lubelskie znajdowało się w zasięgu oddziaływania klimatu peryglacjalnego, znacząco przebudowującego morfogenetycznie cały obszar. Regiony północne położone były bezpośrednio na przedpolu maksymalnego zasięgu zlodowacenia Warty. Wśród form warciańskich najrozleglejsze powierzchnie zajmują nisko położone równiny rozlewiskowo-jeziorne [Harasimiuk i in. 2004]. Kierunkowość przebiegu tych form wynikała z pochylenia strefy przedpola lądolodu warciańskiego ku południowi i odpływu wód proglacjalnych w kierunku wschodnim, do rozlewiska Prypeci [Harasimiuk i in. 2004; Marks 2004] (ryc. 6). Wschodni kierunek odpływu determinowany był również przez charakter przedwarciańskiej rzeźby terenu i ułożenie założonych na strefach dyslokacyjnych głębokich form dolinnych [Dobrowolski, Harasimiuk 2002; Harasimiuk i in. 2004]. Procesy peryglacjalne, działające na przemian z interglacjalną akumulacją organogeniczną, przyczyniły się do wyraźnego złagodzenia pierwotnie urozmaiconej rzeźby glacjalnej. Następowało progresywne zmniejszanie deniwelacji terenu, zarówno poprzez denudacyjne niszczenie form wyniesionych, jak i wypełnianie zagłębień terenu przez osady mineralne (deluwia, namuły) i organiczne (torfy, gytie).



Ryc. 6. Główne kierunki odwodnienia lądolodu zlodowacenia Warty na Polesiu Lubelskim na tle współczesnej sieci hydrograficznej na podstawie [Harasimiuk i in. 2004]

(4) Etap postglacjalny

W późnym glacjale (13-10 tys. lat temu) rzeźba Polesia miała już charakter wybitnie równiny. Powszechna podczas degradacji zmarzliny i obniżania poziomu wód gruntowych erozja z powodu małych spadów i braku większych cieków nie odegrała tu większej roli. Etap ten w innych częściach Polski charakteryzował się także rozwojem procesów eolicznych, jednak na Polesiu, z powodu znacznych podmokłości terenu, procesy przewiewania piasku odegrały marginalną rolę. Dominującym procesem było powstawanie i pogłębianie zagłębień bezodpływowych, w tym mis jeziorno-torfowiskowych. Powstałe zagłębienia stały się miejscami predysponowanymi do rozwoju akumulacji osadów biogenicznych.

Kluczowe znaczenie dla kształtowania współczesnej fizjonomii obszaru wywarły procesy zachodzące na przełomie późnego glacjału i holocenu [Harasimiuk, Dobrowolski 2010]. Szczególny wpływ na przebieg i charakter procesów morfogenetycznych w tym okresie odegrały bardzo dynamiczne zmiany klimatyczne, zwłaszcza termiczne, kiedy to w okresie 4 tys. lat średnia roczna temperatura powietrza w Europie Środkowej wzrosła o ok. 12-15°C [Maruszczak 1974; Ralska-Jasiewiczowa i in. 1998]. W powstałych zagłębieniach w warunkach paludycznych akumulowane były torfy, a w subakwalnych osady limniczne (gytie) [Harasimiuk, Dobrowolski 2010; Harasimiuk, Wojtanowicz 1998]. Główna faza rozwoju mis jeziorno-torfowiskowych przypada na allerød, interstadialny okres późnego glacjału. Formy te charakteryzują się złożoną genezą i różnorodnymi czynnikami, które odegrały dominującą rolę w ich formowaniu. Powstanie mis najczęściej wiąże się z procesami: krasowymi [Dobrowolski 2006; Harasimiuk 1996; Harasimiuk i in. 2002; Dobrowolski 2006; Maruszczak 1966; Wilgat 1954, 1963, 1991, 1994] lub/i termokrasowymi [Bałaga i in. 1981; Buraczyński, Wojtanowicz 1974, 1982, 1983; Wojtanowicz 1994;]. W holocenie, w wyniku sedentacji torfów oraz sedymentacji gytii i namułów organiczno-mineralnych, dochodziło do sukcesywnego wypełniania zagłębień i tym samym wyrównywania późnoplejstoceńskiej rzeźby [Bałaga i in. 2006; Harasimiuk, Dobrowolski 2002].

(5) Etap współczesny

Nowym czynnikiem kształtującym przestrzeń przyrodniczą stała się także gospodarcza działalność człowieka. Początkowo była ona widoczna przede wszystkim w postępującej deforestacji. Znaczną rolę w funkcjonowaniu krajobrazów hydrogenicznych odegrały prace melioracyjne. Przyczyniły się one do zmiany tempa akumulacji osadów organogenicznych. Wskutek obniżania poziomu wód gruntowych zahamowane zostało tempo narastania

torfowisk, w przypadku nadmiernego przesuszenia nastąpiła nawet degradacja ich powierzchni, spowodowana procesem murszenia torfów. Jednakże przyspieszeniu uległ boczny rozwój torfowisk przyjeziornych z powodu wypłycania jezior. W ostatnim stuleciu ingerencja człowieka w środowisko wyraźnie wzrosła, przyczyniając się do powstania wielu form, które wyraźnie urozmaiciły monotonną rzeźbę analizowanego obszaru.

Piśmiennictwo

1. Areń B., 1984. Wend. [W:] Przewodnik LVI Zjazdu Polskiego Towarzystwa Geologicznego. Lublin, 6-8 września 1984. Warszawa, 124-127.
2. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J., 2006. Późnoplejstoceńska i holoceńska ewolucja torfowiska Durne Bagno (Polesie Lubelskie). Przegląd Geologiczny, 54, 1, 68-72.
3. Brochwicz-Lewiński W., Pożaryski W., Tomczyk H., 1981. Wielkoskalowe ruchy przesuwcze wzdłuż SW brzegu platformy wschodnioeuropejskiej we wczesnym paleozoiku. Przegląd Geologiczny, 29, 385-397.
4. Buraczyński J, 1984. Rzeźba powierzchni podczwartorzędowej Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Ann. UMCS, s. B, 39, 39-50
5. Buraczyński J., Wojtanowicz J., 1981. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Orzechów Nowy. Instytut Geologii, Warszawa.
6. Buraczyński J., Wojtanowicz J. 1982. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Kołacze. Instytut Geologii, Warszawa.
7. Buraczyński J., Wojtanowicz J. 1983. Wpływ zlodowacenia środkowopolskiego na rzeźbę południowej części Polesia Lubelskiego. Ann. UMCS, s. B, 25/26. 63-67.
8. Buraczyński J., Wojtanowicz J. 1985. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Sawin. Instytut Geologii, Warszawa.
9. Buraczyński J., Wojtanowicz J., 1990. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Świerże/Okopy, Wyd. Geologiczne, Warszawa. 83 ss.
10. Dobrowolski R., 1995. Drobne struktury tektoniczne w skałach górnokredowych wschodniej części Wyżyny Lubelskiej a dyslokacje podłoża platformy wschodnioeuropejskiej w kenozoiku. Ann. UMCS, s. B, 65, 1-4, 79-91.
11. Dobrowolski R., 1998. Strukturalne uwarunkowania rozwoju współczesnej rzeźby krasowej na międzyrzeczu środkowego Wieprza i Bugu. Wyd. UMCS, Lublin, 1-88.
12. Dobrowolski R., 2006. Glacjalna i peryglacjalna transformacja rzeźby krasowej północnego przedpola wyżyn lubelsko-wołyńskich (Polska SE, Ukraina NW). Wyd. UMCS, Lublin, 1-184.

13. Dobrowolski R., Harasimiuk M., 2002. Geologiczne uwarunkowania rozwoju rzeźby Polesia. [W:] S. Radwan i inni (red.), Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, PAN Oddział w Lublinie, Lublin, 7-19.
14. Dolecki L., Gardziel Z., Nowak J., 1990. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Sosnowica. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
15. Dolecki L., Gardziel Z., Nowak J., 1991. Nowe stanowisko interglacjału ferdynandowskiego w Sosnowicy, Polesie Lubelskie. UAM, Ser. Geografia, 50, 409-417.
16. Dolecki L., Gardziel Z., Nowak J., 1995. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Wisznice. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
17. Gardziel Z., 1998. Poligeneza rzeźby podłoża czwartorzędu Polesia Lubelskiego. [W:] Materiały IV Zjazdu Geomorfologów Polskich, t. III, Przewodnik wycieczkowy, Wyd. UMCS, Lublin, 27-31.
18. Harasimiuk M., 1975. Rozwój rzeźby Pagórów Chełmskich w trzeciorzędzie i czwartorzędzie. Prace Geograficzne, IG PAN, 115, 1-108.
19. Harasimiuk M., 1980. Rzeźba strukturalna Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Rozprawa habilitacyjna. Wyd. UMCS, Lublin, 1-136.
20. Harasimiuk M., Dobrowolski R., 2010. Geneza krajobrazów hydrogenicznych Polesia Zachodniego. [W:] T. Chmielewski, D. Piasecki (red.), The Future of hydrogenic Landscapes In European Biosphere Reserves. Przyszłość krajobrazów hydrogenicznych w rezerwatach biosfery Europy. UP Lublin, Poleski PN, PAN Oddz. Lublin, Komitet Narodowy UNESCO-MAB, Warszawa, Lublin, 139-162.
21. Harasimiuk M., Henkiel A., 1981. Kopalne formy dolinne w okolicy Łęcznej i ich znaczenie dla paleogeografii dorzecza Wieprza. Kwart. Geol., 25, 147-161.
22. Harasimiuk M., Rutkowski J., 1972. O strukturach deformacyjnych i sedymentacji piasków sarmatu rejonu Chełma. Rocznik PIG, 42, 2-3. Kraków, 271-284.
23. Harasimiuk M., Wojtanowicz J., 1998. Budowa geologiczna i rzeźba terenu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Monografia przyrodnicza. UMCS w Lublinie, PIOŚ w Warszawie, 41-53.
24. Harasimiuk M., Szwajgier W., Terpiłowski S., 2004. Wpływ lądolodu zlodowacenia Warty na rzeźbę północnego przedpola Wyżyny Lubelskiej. [W:] M. Harasimiuk, S. Terpiłowski, Zlodowacenie Warty w Polsce. Wyd. UMCS, Lublin, 164-171.
25. Henkiel, A. 1984. Regionalne zróżnicowanie pokrywy czwartorzędowej Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Ann. UMCS, s. B, 39, 73-90.

26. Lendzion K., 1983. Rozwój kambryjskich osadów platformowych Polski. Prace Instytutu Geologicznego, 105.
27. Liszkowski J., 1979. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Ostrów Lubelski. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
28. Małek M., Marszałek S., Pietruszka W., 2001. Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski, arkusz Piszczac. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
29. Maruszczak H., 1966. Zagadnienia genezy i wieku jezior Łęczyńsko-Włodawskich. Folia Soc. Soi. Lubl., D, Geografia, 5-6: 31-37.
30. Mojski J.E., Trembaczewski J., 1975. Osady kenozoiczne Polesia Lubelskiego. Biuletyn PIG, 290, 31.
31. Niemczycka T., 1976. Jura górna na obszarze wschodniej Polski (między Wisłą a Bugiem). Prace Instytutu Geologicznego, 77.
32. Ralska-Jasiewiczowa M., Goslar T., Madeyska T., Starkel L., 1998. Lake Gościąż, Central Poland, a monographic study, Part 1. Institute of Botany PAS, Kraków, 232-239.
33. Rzechowski J., 1997. Trzeciorzęd i czwartorzęd wschodniej części Wyżyny Lubelskiej i Roztocza na mapie geologicznej Polski 1: 200 000. Przegląd Geologiczny, 11, 1202-1208.
34. Wilgat T., 1954. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Ann. UMCS, s. B, 8, 3, 37-122.
35. Wilgat T., 1963. Budowa geologiczna, rzeźba i wody Polesia Lubelskiego. Polesie Lubelskie. Wyd. Lubelskie, 9-30.
36. Wilgat T., 1991. Geneza jezior. [W:] Wybrane zagadnienia wartości i zagrożeń środowiska przyrodniczego jezior Piaseczno i Głębokie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej PAN, 9, 112-120.
37. Wilgat T., 1994. Spory wokół jezior Łęczyńsko-Włodawskich. [W:] Przewodnik Ogólnopolskiego Zjazdu PTG. Lublin, 122-129.
38. Wojtanowicz J., Dolecki L., 1995. Typologia kopalnych form dolinnych na północnym przedpolu Wyżyny Lubelskiej. Materiały III Zjazdu Geomorfologów Polskich, cz. 1, 74-75.
39. Żelichowski A. M., 1972. Rozwój budowy geologicznej obszaru między Górami Świętokrzyskimi i Bugiem. Biuletyn Instytutu Geologicznego, 263. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
40. Żelichowski A. M., 1974. Struktury epok tektonicznych, bajkalskiej, kaledońskiej i waryscyjskiej. Część południowa. [W:] W. Pożaryski (red.), Budowa geologiczna Polski. T.4 – Tektonika, cz.1. Niż Polski. Wyd. Geologiczne, Warszawa, 78-87.

Anna Wójcikowska-Kapusta, Jacek Chodorowski, Beata Kołodziej

3.2. Gleby

3.2.1. Wstęp

Gleba stanowi naturalną zewnętrzną warstwę skorupy ziemskiej ukształtowaną w wyniku integralnego oddziaływania klimatu i żywych organizmów na zwietrzelinę skalną w warunkach określonego reliefu, w ciągu pewnego przedziału czasu, przy wydatnym wpływie bezpośrednim lub pośrednim gospodarczej działalności człowieka. Najistotniejszą rolą gleby jest jej zdolność do zaspokajania potrzeb pokarmowych i wodnych roślin, a pośrednio też i zwierząt. Gleba jest tworem dynamicznym, to znaczy zmiennym w czasie, następują w niej ciągłe przemiany chemiczne, takie jak: mineralizacja, humifikacja, przemieszczanie substancji, podział i obumieranie mikroorganizmów. Jest układem wielofazowym, składającym się z fazy stałej (tworzywo mineralne i substancja organiczna), fazy ciekłej (woda glebowa) oraz fazy gazowej (powietrze glebowe). Gleba jest integralnym elementem wszystkich ekosystemów lądowych i niektórych wodnych [Mocek i in. 2015; PTG 2011].

3.2.2. Warunki występowania gleb

Pokrywa glebowa Polesia Lubelskiego jest bardzo zróżnicowana i uwarunkowana przede wszystkim skałą macierzystą, warunkami hydrologicznymi, klimatem, szatą roślinną i działalnością człowieka [Gliński, Dębicki 2002].

Skała macierzysta decyduje o składzie granulometrycznym i chemicznym gleb, a procesy wietrzenia materiałów macierzystych są procesami wstępnymi do zasiedlania przez rośliny. Na Polesiu Lubelskim występuje duża mozaika skał macierzystych, głównie pochodzenia lodowcowego i wodnolodowcowego (piaski zwałowe, piaski fluwioglacjalne, utwory pyłowe, glina zwałowa) [Dobrowolski, Harasimiuk 2002], z których powstały przede wszystkim gleby bielicowe i rdzawe [Dobrzański, Uziak 1969; Gliński, Dębicki 2002; Turski i in. 2008].

Specyficzne warunki hydrologiczne na Polesiu Lubelskim mają duży wpływ na kształtowanie gleb. Utrudniony odpływ wód spowodowany małymi spadkami terenu oraz obecnością nieprzepuszczalnych iłów spoczywających bezpośrednio pod piaskami doprowadziły do powstania charakterystycznych dla tego terenu zabagnień i torfowisk, które stanowią blisko połowę powierzchni [Gawlik, Dembek 2002; Michalczyk i in. 2002; Michalczyk, Wilgat 1998]. W omawianym rejonie występują licznie rzeki, m.in. Bug, Piwonia, Tyśmienica, Świnka, Włodawka, Hanna, wzdłuż dolin których tworzą się mady. Warto również

podkreślić wysoką jeziorność Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, gdzie w zlewniach spotykamy najczęściej gleby bielicowe i bagienne [Misztal, Smal 1995].

Klimat określa charakter wietrzenia, a także wpływa na kierunki procesów glebotwórczych, zapewniając dopływ energii świetlnej i cieplnej. Do najistotniejszych składników klimatu należą opady atmosferyczne i temperatura powietrza. Polesie Lubelskie charakteryzuje się średnią roczną temperaturą powietrza na poziomie 7,3°C (przy amplitudzie równej 21°C); natomiast suma opadów rocznych nie przekracza 575 mm [Kaszewski 2002, 2008].

Szata roślinna jest ściśle związana z klimatem, wodą i skałą macierzystą. Roślinność współdziałając z innymi czynnikami glebotwórczymi przyczynia się do uformowania zasadniczych cech profilów glebowych, stanowiących podstawę do wydzielania poszczególnych typów gleb. Na badanym obszarze dominują zespoły leśne, natomiast słabo są reprezentowane rośliny zielne [Turski i in. 2008]. Na terenach niżej położonych dominują bagienne lasy łęgowe i olsy (z olszą czarną), na wzniesieniach zaś spotykamy najczęściej bory sosnowe i lasy mieszane [Fijałkowski 1991]. Tereny zalesione zajmują 28% powierzchni Polesia.

Działalność człowieka wzmacnia lub osłabia naturalne procesy glebotwórcze. Na terenie Polesia Lubelskiego czynnik antropogeniczny znacząco wpływał i w dalszym ciągu oddziałuje szczególnie na gleby związane z oddziaływaniem wody, m.in. poprzez pozyskiwanie surowców mineralnych (żwiru, piasku, torfu), działalność górniczą, melioracje, rolnictwo, rozwój turystyki i rekreacji [Gorzym-Wilkowski 2015; Michalczyk i in. 2017].

3.2.3. Historia badań gleb

Polesie Lubelskie charakteryzuje się wysokimi walorami turystyczno-krajoznawczo-poznawczymi: Poleski Park Narodowy, liczne parki krajobrazowe, rezerwaty przyrody, pomniki przyrody i inne. Struktura użytkowania gruntów, poza powierzchnią lasów, różni się znacznie od struktury ogólnopolskiej. Użytki zielone zajmują około 20,3%; bagna i torfowiska około 3%, grunty orne – 38,5% [Malicki, Litwińczuk 2002]. Chmielewski i Harasimiuk [2002] w przeprowadzonej analizie SWOT za mocne strony Polesia Lubelskiego uznali znaczne zasoby wód powierzchniowych, torfowisk i lasów w centralnej części regionu, wysoką różnorodność biologiczną w centralnej i południowej części regionu oraz unikatowe cechy krajobrazu przyrodniczego i kulturowego. Do słabych stron Polesia Lubelskiego zaliczyli m.in. przewagę gleb słabych i bardzo słabych, dysproporcje w zasobach przyrody północnej, centralnej i południowej części regionu (ubogiej, bardzo bogatej i bogatej). Pod względem gospodarczym jest to jeden z najuboższych regionów Lubelszczyzny.

Już przed II wojną światową Polesie Lubelskie było obiektem badań wielu gleboznawców: Tadeusza Mieczyńskiego, Sławomira Miklaszewskiego, Jana Tomaszewskiego, Zygmunta Starzyńskiego. Badania te dotyczyły głównie genezy, właściwości gleb i kartografii [Turski i in. 2008]. Z osiągnięć naukowych prof. Tomaszewskiego z tego okresu należy wymienić mapę kompleksów łąkowych i błotnych [1933], mapę gleboznawczą i mapę melioracyjną, 2 monografie: „Gleby błotne Polesia" [1935] oraz „Gleby wschodniego Polesia" [1939]. Do ważnych pozycji należy także zaliczyć prace dotyczące torfowisk: Tomaszewskiego [1937] „Charakterystyka i podział torfowisk poleskich wedle stosunków wodnych oraz składu masy torfowej" oraz Kulczyńskiego [1939] „Torfowiska Polesia".

W okresie po II wojnie światowej kontynuowano i rozszerzano te badania. W latach pięćdziesiątych i sześćdziesiątych podczas terenowych prac gleboznawczo-bonitacyjnych zostały zebrane liczne materiały dotyczące gleb tego regionu. Pierwszą schematyczną mapę gleb Polesia Lubelskiego przedstawił Zawadzki [1963]. W kolejnych latach prace gleboznawczo-kartograficzne Turskiego, Uziaka i Zawadzkiego [1993] zostały uwieńczone genetyczną mapą gleb oraz mapą glebowo-rolniczą tego regionu. Mapa genetyczna obejmowała 18 jednostek.

Duży wkład w dziedzinę badań gleb torfowych wniósł Borowiec opracowując monografię „Torfowiska Regionu Lubelskiego" [1990]. Również Gawlik i Dembek [2002] oraz Churski [1963] przedstawili badania dotyczące ekosystemów torfowiskowych Polesia. Gleboznawcy z Politechniki Warszawskiej w ramach podjętego tematu „Geneza i klasyfikacja gleb bagiennych Polski" opracowali gleby z torfowiska „Krowie Bagno" [Olszewski i in. 1964]. W późniejszych latach ukazało się jeszcze kilka prac z zakresu torfowisk, w których autorzy prezentowali badania dotyczące zawartości makro- i mikroelementów w glebach i roślinności torfowej [Borowiec, Gliński 1971; Borowiec i in. 2007; Urban i in. 2003; Urban, Michalska 2000, 2003; Urban i in. 2007; Urban, Wójcikowska-Kapusta 2003; Wójcikowska-Kapusta, Urban 1999].

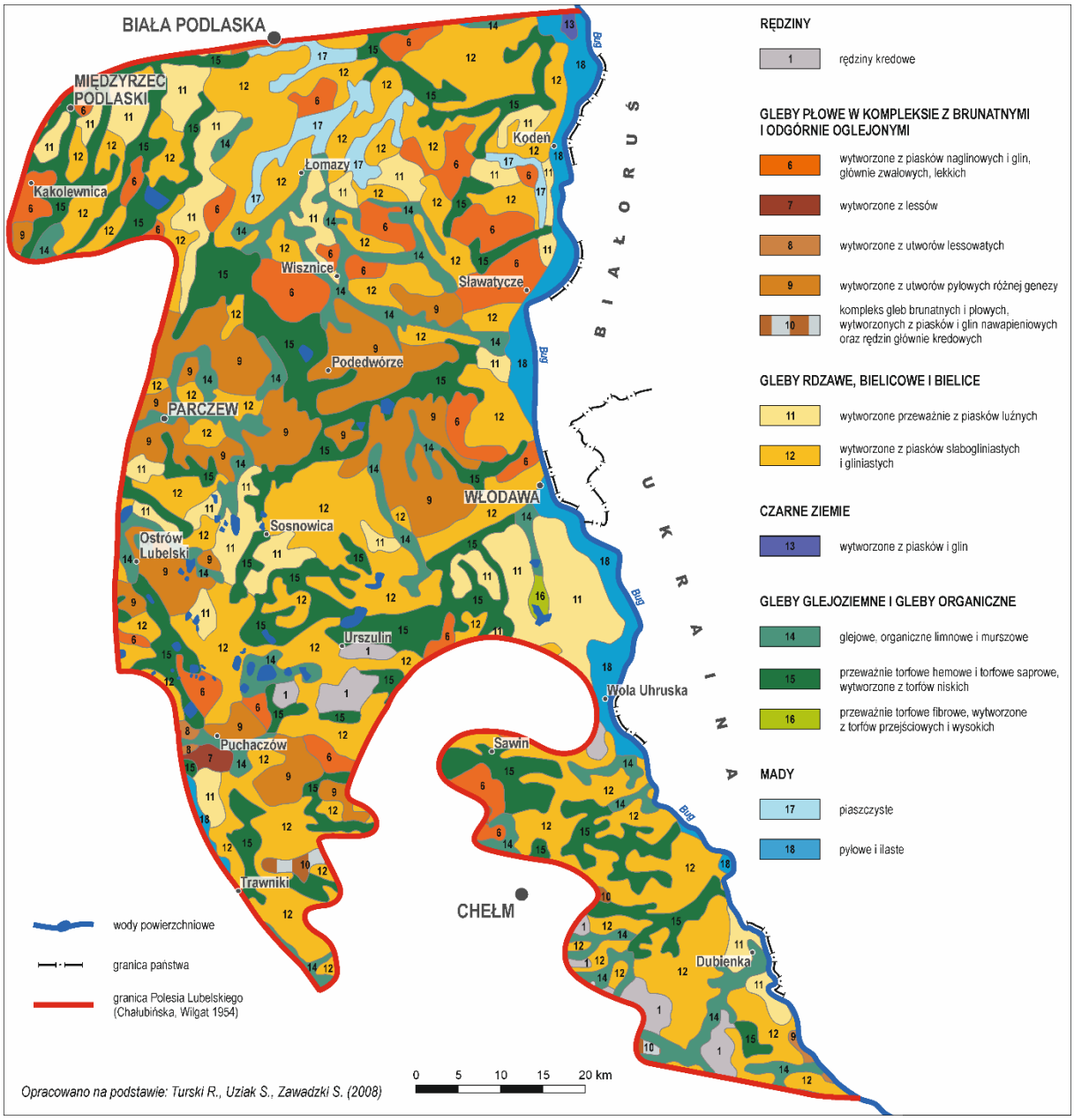
Badania w zakresie gleb hydrogenicznych w regionie Polesia prowadzili Zawadzki [1958, 1964, 1980], Zawadzki i Guz [1979], Borowiec [1993], Gawlik i Guz [1993], Gawlik [1999], Gawlik i Dembek [2002], Różycki [2016]. Wiele uwagi poświęcono również zagadnieniom związanym z trwałymi użytkami zielonymi [Borowiec 1961, Motyka i in. 1959]. Korniłowicz-Kowalska i in. [2016] badały zasiedlanie przez grzyby endomykoryzowe korzeni koniczyn i traw łąkowych w siedlisku pobagiennym na glebie murszowo-torfowej Polesia Zachodniego. Powstały też prace dotyczące gleb zlewni jezior [Misztal 1983; Misztal, Smal 1995] oraz biologii gleb zlewni [Szwed, Furczak 2000; Bielińska i in. 2003].

Przed rozpoczęciem prac związanych z przemysłem węglowym prowadzono badania rejestrujące aktualny stan gleb [Uziak i in. 1980/1981; Uziak, Steinbrich 1980/1981; Turski, Wójcikowska-Kapusta 1983; Wójcikowska-Kapusta 1982], gleb i wód [Borowiec, Gajda 1983/1984], gleb i roślinności [Uziak i in. 1983].

3.2.4. Charakterystyka gleb

Rędziny. Wytworzyły się ze skał węglanowych wieku kredowego (margle, wapienie margliste, kreda pisząca). Rędziny występują w kilku niewielkich płatach na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego oraz w obrębie Obniżenia Dubienki (ryc. 1). Znaczą część tych gleb można zaliczyć do rędzin czarnoziemnych [PTG 2011], wytworzonych z dość miękkich margli kredowych dających zwietrzelinę o uziarnieniu glin piaszczysto-ilastych i glin ilastych, zawierających do 40% węglanu wapnia. Są to gleby o dość dużej zawartości próchnicy, niezbyt dużej zawartości przyswajalnego fosforu i magnezu oraz nieco większej zawartości potasu [Wicik, Piotrowski 2002]. Ze względu na znaczną domieszkę materiału lodowcowego (gliny i piaski) są to przeważnie rędziny mieszane [Zawadzki 1963]. Na Polesiu Lubelskim występują także rędziny brunatne.

Gleby brunatne występują na całym obszarze Polesia Lubelskiego, przy czym głównym obszarem ich występowania jest Równina Parczewska, Garb Włodawski oraz Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie (ryc. 1). Gleby brunatne zostały głównie wytworzone z plejstoceńskich utworów polodowcowych, tj., piasków naglinowych i glin zwałowych o uziarnieniu glin lekkich i glin piaszczystych. Gleby brunatne mogą być także wytworzone z utworów pyłowych, głównie wodnego pochodzenia. Są to na ogół gleby niecałkowite, jeżeli chodzi o uziarnienie. Gleby brunatne reprezentowane są przede wszystkim przez gleby brunatne dystroficzne, wykazujące kwaśny lub bardzo kwaśny odczyn. Gleby tego typu nie są zbyt zasobne w próchnicę oraz łatwo przyswajalny fosfor i potas [Uziak i in. 1983; Turski, Wójcikowska-Kapusta 1983]. Na omawianym obszarze występują także gleby brunatne eutroficzne wyługowane, nawapieniowe o zróżnicowanym składzie granulometrycznym. Odczyn tych gleb waha się od kwaśnego do obojętnego, a ich zasobność w łatwo przyswajalny potas jest mała lub średnia [Turski, Wójcikowska-Kapusta 1983]. W zachodniej części Obniżenia Dorohuckiego na granicy z Wyżyną Lubelską występują gleby brunatne (w kompleksie z glebami płowymi) wytworzone z lessów i utworów lessopodobnych. Są to gleby z marginalnych obszarów lessowych wyraźnie wzbogacone we frakcję piasku [Turski, Wójcikowska-Kapusta 1983]. Z uwagi na ich fragmentaryczne występowanie na Polesiu Lubelskim nie będą bliżej omawiane.



Ryc. 1. Typy gleb Polesia Lubelskiego

Gleby płowe. Gleby te występują najczęściej w kompleksie z glebami brunatnymi (ryc. 1). Gleby płowe zostały wytworzone z różnych glin lekkich, glin piaszczystych, glin piaszczysto-ilastych oraz z piasków naglinowych i naiłowych rozprzestrzenionych w obrębie Zaklęsłości Łomaskiej, na Równinie Parczewskiej i na Garbie Włodawskim. Gleby płowe mogą się także tworzyć z utworów pyłowych różnej genezy. Niekiedy w glebach płowych występuje oglejenie opadowe. Odczyn gleb płowych jest z reguły kwaśny lub bardzo kwaśny. Są to gleby o niskiej zawartości próchnicy oraz niezbyt zasobne w łatwo przyswajalny fosfor, potas i magnez [Uziak i in. 1980/1981; Uziak, Steinbrich 1980/1981].

Gleby rdzawe należą do jednych z najbardziej rozpowszechnionych typów gleb Polesia Lubelskiego (ryc. 1). Wytworzone są z piasków luźnych i słabogliniastych. Genetycznie gleby te związane są z borowymi siedliskami leśnymi. Niekiedy gleby te mogą być wykorzystywane w rolnictwie. Odczyn gleb rdzawych jest kwaśny lub bardzo kwaśny (szczególnie gleb leśnych). Gleby te charakteryzują się niską zawartością próchnicy oraz łatwo przyswajalnego fosforu i potasu.

Gleby bielicowe występują w kompleksie z glebami rdzawymi. Wraz z glebami rdzawymi stanowią najbardziej rozpowszechniony typ gleb Polesia Lubelskiego (ryc. 1). Dominują one przede wszystkim w obrębie Zaklęsłości Łomaskiej, na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz w Obniżeniu Dorohuckim i Obniżeniu Dubienki. Gleby bielicowe podobnie jak gleby rdzawe wytworzone są z piasków luźnych i słabo gliniastych. Są to głównie gleby leśnych siedlisk borowych. Niska zawartość próchnicy w mineralnej części profilu gleb bielicowych oraz brak mineralnych koloidów glebowych powoduje, że gleby te są ubogie w łatwo dostępne dla roślin składniki odżywcze [Uziak i in. 1980/1981; Misztal 1983].

Czarne ziemie na Polesiu Lubelskim wytworzyły się z piasków, pyłów i glin. Są to gleby dość słabo próchniczne, często o kwaśnym odczynie, dobrze rozwiniętym kompleksie sorpcyjnym, względnie zasobnym w kationy o charakterze zasadowym [Turski, Wójcikowska-Kapusta 1983]. W profilu czarnych ziem może także występować węglan wapnia [Wicik, Piotrowski 2002].

Gleby glejowe. Są to na ogół gleby mineralne o różnym uziarnieniu oraz gleby mineralno-organiczne usytuowane w niskich partiach terenu o płytko występującym poziomie wód gruntowych. Stopień uwilgotnienia gleb glejowych znajduje odzwierciedlenie w rodzaju zakumulowanych w nich materiałów organicznych (utwory torfiaste, płytkie torfy i muły). Są to gleby o zróżnicowanym trofizmie. Gleby glejowe wytworzone z utworów piaszczystych wykazują na ogół odczyn kwaśny lub silnie kwaśny. Są to gleby na ogół średnio żyzne [Piotrowski, Kaciuba 1992]. Na obszarze Polesia Lubelskiego spotykane są gleby opadowo-glejowe wytworzone z glin piaszczysto-ilastych i piasków gliniastych, podścielonych glinami pylasto-ilastymi [Wicik, Piotrowski 2002].

Gleby organiczne limnowe zostały wytworzone z osadów powstających na dnie zbiorników wodnych lub zastoisk w obrębie dolin rzecznych [PTG, 2011], (ryc. 1). Po obniżeniu zwierciadła wód gruntowych z osadów tych powstają organiczne gleby mułowe i/lub gytiowe. Gleby organiczne limnowe występują pod łąkami, a także pod lasami łęgowymi i olsami.

Gleby torfowe. Polesie Lubelskie należy do najbardziej zatorfionych makroregionów w Polsce. Największą powierzchnię zajmują torfowiska niskie, zbudowane głównie z torfów

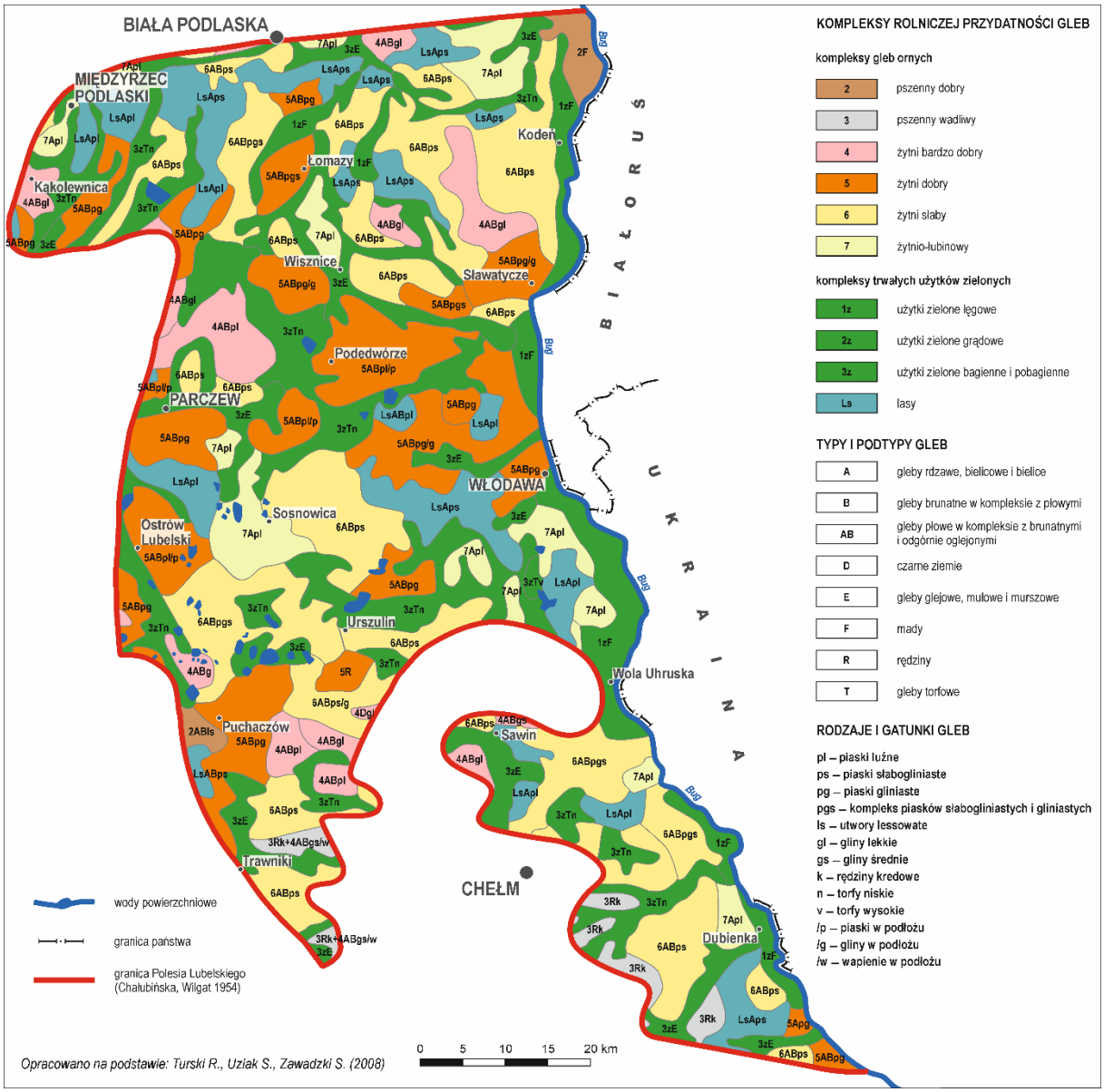
turzycowiskowych i szuwarowych. Udział torfowisk wysokich i przejściowych wynosi odpowiednio 0,73 i 1,35% ogólnej powierzchni torfowisk [Gawlik, Dembek 2002].

Największym stopniem zatorfienia charakteryzują się Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie oraz Zaklęsłość Łomaska. Na Polesiu Lubelskim gleby torfowe reprezentowane są przez gleby torfowe hemowe i gleby torfowe saprowe wytworzone przeważnie z torfu torfowisk niskich oraz rzadziej przez gleby torfowe fibrowe wytworzone na ogół z torfów torfowisk przejściowych i wysokich (ryc. 1). Gleby torfowe wytworzone z torfu torfowisk niskich należą do gleb przeważnie żyznych (stosunkowo duże zawartości dostępnego potasu i magnezu). Są to gleby o odczynie słabo kwaśnym do obojętnego i o dobrym uwilgotnieniu [Olszewski i in. 1964; Uziak i in. 1980/1981; Piotrowski, Kaciuba 1992]. Gleby torfowe wytworzone z torfów torfowisk przejściowych i wysokich występujące na obszarze Polesia Lubelskiego są przeważnie glebami mało żyznymi o bardzo silnie kwaśnym (gleby torfowe torfowisk wysokich) i silnie kwaśnym (gleby torfowe torfowisk przejściowych) odczynie. Uwilgotnienie gleb torfowych torfowisk wysokich jest uzależnione od ilości opadów atmosferycznych i może być sezonowo dość znaczne. W przypadku gleb torfowych torfowisk przejściowych wilgotność tych gleb jest na ogół bardzo wysoka [Piotrowski, Kaciuba 1992].

Gleby organiczne murszowe powstają z torfów fibrowych, hemowych i saprowych oraz organicznych utworów limnowych na skutek ich odwodnienia [PTG 2011]. Odwodnienie utworów organicznych prowadzi do ich mineralizacji i humifikacji, co w konsekwencji doprowadza do zmurszenia górnych poziomów genetycznych gleby torfowej. Produktem procesu murszenia jest organiczny utwór murszowy o ziarnistej strukturze. Gleby murszowe mają warstwową budowę profilu, tj. w stropie występuje warstwa murszu, którą podścielają niezmurszałe warstwy torfu, mułu lub gytii. Gleby murszowe na Polesiu Lubelskim towarzyszą glebom torfowym (ryc. 1). Są to najczęściej gleby o odczynie kwaśnym i lekko kwaśnym o małej zasobności w fosfor, magnez i potas; wystarczająca jest tylko ich zasobność w wapń i sód [Urban i in. 2003]. Spotyka się także gleby murszowe węglanowe [Zawadzki 1964]. Zawartość miedzi, cynku, ołowiu i kadmu w glebach murszowych Polesia Lubelskiego zawiera się w granicach naturalnej zasobności gleb w te pierwiastki [Urban, Michalska 2000].

Mady występują w dolinach większych rzek Polesia Lubelskiego. Są to głównie mady piaszczyste (dolina rzeki Krzny, Zielawy i Lutni) oraz mady pyłowe i ilaste (dolina Bugu i krótki odcinek doliny Wieprza).

Reasumując, należy podkreślić, że najbardziej rozpowszechnionymi glebami Polesia Lubelskiego są piaszczyste gleby rdzawe i bielicowe oraz organiczne gleby bagienne (głównie gleby torfowe i gleby murszowe) nadające temu regionowi wyjątkowy charakter.



Ryc. 2. Kompleksy rolniczej przydatności gleb Polesia Lubelskiego

3.2.5. Wartość użytkowa gleb

Wszystkie gleby Polski można podzielić na podstawie charakteru trwałego ich użytkowania na trzy zasadnicze kategorie: gleby uprawne, gleby łąkowo-pastwiskowe, gleby leśne. Na Polesiu Lubelskim grunty orne stanowią około 40%, łąki i pastwiska około 20%, lasy 28%, tereny zurbanizowane i inne, w tym: wody, bagna, odłogi i nieużytki około 12%. Obszary bagienno-torfowiskowe zajmują około 4%, natomiast wody około 3% powierzchni [Malicki, Litwińczuk 2002].

Pokrywa glebowa Polesia jest zróżnicowana pod względem wartości użytkowej. W klasyfikacjach użytkowych w Polsce wyróżniamy jako jednostki systematyczne: klasy bonitacyjne oraz kompleksy rolniczej przydatności. Klasy bonitacyjne łączą gleby różnej

genezy o zbliżonej wartości rolniczej. Określają one jakość gleby, czyli jej zdolność produkcyjną; tym samym wyrażając względną (porównawczą) wartość gleby. Kompleksy rolniczej przydatności (glebowo-rolnicze) są jednostkami łączącymi gleby o różnej genezie, ale o zbliżonej przydatności rolniczej, które mogą być podobnie użytkowane.

Na terenie Polesia Lubelskiego zarówno gleby uprawne, łąkowe, jak i leśne należą głównie do niższych klas bonitacyjnych [IUNG 1979, 1989, 1991] (ryc. 2). Gleby uprawne najlepsze zaliczane do I klasy bonitacyjnej występują w sprzyjających warunkach fizjograficznych, są zasobne w składniki pokarmowe, łatwe do uprawy, ciepłe, czynne, przewiewne i dostatecznie wilgotne. Dają bardzo wysokie plony [Dz.U. 2012]. Zaliczamy tu najlepsze czarnoziemy, najlepsze mady czarnoziemne pyłowe i najlepsze czarne ziemie wytworzone z glin marglistych lub utworów pyłowych, najlepsze czarnoziemne rędziny deluwialne, najlepsze gleby brunatne wytworzone z lessów lub utworów lessowatych oraz wyjątkowo najlepsze gleby brunatne wytworzone z glin.

Gleby klasy II (orne bardzo dobre) są zbliżone właściwościami i typologią do gleb klasy I, ale cechują się nieco gorszymi właściwościami fizycznymi, szczególnie wodnymi, lub słabszymi warunkami fizjograficznymi. Są na ogół trudniejsze do uprawy. Gleby uprawne najlepsze i bardzo dobre, należące do I i II klasy bonitacyjnej, na Polesiu Lubelskim zajmują mniej niż 1% powierzchni gruntów ornych [Malicki, Litwińczuk 2002] i występują miejscowo: w północno-zachodniej części Zaklęsłości Łomaskiej w gminie Terespol oraz na zachodzie Obniżenia Dorohuckiego w gminach Milejów, Puchaczów, Trawniki.

Klasa IIIa: gleby orne dobre, mają wyraźnie gorsze właściwości fizyczne i chemiczne lub występują w mniej sprzyjających warunkach fizjograficznych niż gleby poprzednich klas. Jednak negatywne cechy występują w małym stopniu i dlatego nie są one zaliczane do wadliwych. Poziom wód gruntowych może tutaj ulegać znacznym wahaniom. Na glebach lżejszych można osiągnąć wysokie plony żyta, jęczmienia, ziemniaków, a na cięższych buraków cukrowych, pszenicy, warzyw. Gleby te nadają się pod sady. Klasa IIIb, gleby orne średnio dobre, mają zbliżone właściwości jak przy klasie IIIa, ale z powodu gorszych właściwości fizycznych (szczególnie wodnych), chemicznych i fizjograficznych jest tu na ogół mniejszy wybór roślin uprawnych. Wysokość plonów waha się w szerokich granicach w zależności od stopnia kultury, umiejętności uprawy i nawożenia. Dla obu tych klas charakterystyczne są gleby brunatne i płowe wytworzone z najlepszych piasków gliniastych lub z glin, utworów pyłowych, lessów lub utworów lessowatych, czarnoziemy niecałkowite lub występujące w gorszych warunkach fizjograficznych, mady piaszczyste, niektóre rędziny, najlepsze gleby torfowe. Na Polesiu Lubelskim gleby klas IIIa i IIIb stanowią około 11%

powierzchni gruntów ornych [Malicki, Litwińczuk 2002]. Najliczniej występują w południowej części Obniżenia Dorohuckiego w gminach Milejów, Krasnystaw i Łopiennik Dolny oraz w gminie Kamień należącej do Obniżenia Dubienki.

Klasa IVa: gleby orne średniej jakości lepsze, charakteryzują się już zdecydowanie gorszymi właściwościami od poprzednich. Są zasobne w składniki pokarmowe, ale mało przewiewne. Zaliczamy tu gleby ciężkie, w których poziom wód gruntowych jest za wysoki. Część tych gleb wymaga melioracji i wtedy może przejść do wyższych klas. Zdolność produkcyjna zależy od ilości i rozkładu opadów atmosferycznych. Przy wysokiej kulturze rolnej i korzystnych warunkach atmosferycznych otrzymuje się wysokie plony pszenicy i buraków cukrowych. Nadają się pod sady, jednak nie dla każdych gatunków drzew. Do klasy tej należą gleby brunatne i płowe wytworzone ze żwirów gliniastych, bielicowe, opadowo-glejowe, podmokłe czarnoziemy, ciężkie mady, jeśli nie są za wilgotne, płytsze kredowe rędziny czarnoziemne, rędziny gipsowe, zmeliorowane gleby torfowe i torfowo-murszowe.

W klasie IVb (gleby orne średniej jakości gorsze) problem stanowią warunki wilgotnościowe, są to gleby za suche lub za wilgotne. Plony wahają się w dużych granicach i zależą przede wszystkim od warunków atmosferycznych. Na glebach ciężkich udają się mieszanki zbóż, owies, koniczyna, kapusta, a na lekkich żyto i ziemniaki. Do klasy IVb zaliczamy takie same jednostki taksonomiczne gleb, jak przy klasie IVa, ale mają one gorsze właściwości, związane z budową profilu i mniej korzystnym położeniem fizjograficznym. Gleby należące do klas IVa i IVb dominują na Polesiu Lubelskim, zajmując 52% gruntów ornych [Malicki, Litwińczuk 2002] i przeważają na Równinie Parczewskiej.

Klasa V: gleby orne słabe, są mało żyzne, nieurodzajne i zawodne, ponieważ są zbyt lekkie i za suche. Często występują tutaj gleby płytkie, kamieniste, najczęściej ubogie w substancję organiczną, a także gleby zbyt mokre, niemeliorowane lub nienadające się do melioracji. Zaliczamy tu płytkie gleby brunatne i płowe, rdzawe, bielicowe wytworzone z piasków i żwirów gliniastych, bardzo płytkie mady, bardzo płytkie rędziny wytworzone z twardych wapieni, gleby glejowe bardzo silnie podmokłe. Na omawianym obszarze gleb należącej do tej klasy jest około 26% [Malicki, Litwińczuk 2002]. Licznie występują na Zaklęsłości Łomaskiej (w gminach Międzyrzec Podlaski, Drelów, Biała Podlaska, Łomazy, Zalesie, Kodeń, Piszczac) oraz w mezoregionach Garb Włodawski i Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie (w gminach Włodawa, Stary Brus, Sosnowica i Hańsk).

Klasa VI: gleby orne najsłabsze, są wadliwe i zawodne, o niskich plonach, nadają się przede wszystkim pod zalesienie. Najczęściej należą tutaj najgorsze odmiany gleb ornych na torfach, wysoce wadliwe oraz najgorsze gleby murszaste, najgorsze mady piaszczyste, bardzo

lekkie lub ciężkie oraz bardzo płytkie rędziny wytworzone z twardych wapieni. Na terenie Polesia Lubelskiego gleby klasy VI stanowią około 10% [Malicki, Litwińczuk 2002]. Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim w gminach Hańsk i Włodawa zajmują ponad 1/3 powierzchni gruntów ornych, a w gminie Wola Uhruska ponad połowę.

Najlepsze użytki zielone na Polesiu Lubelskim, zaliczane do I. klasy bonitacyjnej, występują jedynie w gminie Milejów na glebach płowych wytworzonych z lessów. Użytków zielonych bardzo dobrych (II) praktycznie nie spotykamy na omawianym obszarze. Użytkami zielonymi dobrymi (III) charakteryzuje się południowo-zachodnia część Obniżenia Dorohuckiego. Dominującą klasę wśród gleb łąkowych i pastwiskowych stanowią gleby zaliczane do średniej klasy bonitacyjnej (IV), które licznie występują na Równinie Parczewskiej i w Obniżeniu Dubienki oraz na zachodzie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Z kolei użytki zielone słabe (V) i najsłabsze (VI) znajdujemy głównie w mezoregionie Garb Włodawski oraz we wschodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, m.in. w gminach Wyryki, Włodawa, Hańsk, Urszulin.

O klasyfikacji gruntów leśnych do klas bonitacyjnych decydują rzeźba terenu, stosunki wodne i warunki klimatyczne, które wpływają na wzrost i rozwój roślinności drzewiastej. Grunty pod lasami są także podzielone na 6 klas bonitacyjnych (I, II, III, IV, V, VI), różniących się między sobą określeniem jednostki fizjograficznej, grupą roślinności oraz rodzajem i gatunkiem gleby [Mocek 2015]. Pospolicie występującymi typami gleb pod lasami są rdzawe, bielicowe i bielice wytworzone z piasków luźnych oraz glejowe, mułowo-bagienne, torfowe [Misztal, Smal 1995; Turski i in. 2008]. Według klasyfikacji gleb leśnych, gleby pod lasami na Polesiu należą przeważnie do V i VI klasy bonitacyjnej. Udział lasów w strukturze użytkowania gruntów w ostatnich latach systematycznie wzrasta. Największą lesistością na Polesiu cechują się powiaty włodawski (39,2%), bialski (26,4%) i parczewski (26%) [Program Ochrony Środowiska 2016].

Biorąc pod uwagę kompleksy przydatności rolniczej gleb ornych, na Polesiu Lubelskim dominują kompleksy żytnie, w tym szczególnie dobry i słaby (ryc. 2). Kompleks żytni bardzo dobry (4), zwany pszenno-żytnim, obejmuje gleby lżejsze, na których uprawa żyta i ziemniaków jest bardziej zalecana niż uprawa pszenicy. Przydatność rolnicza tego kompleksu jest bardzo różna, w zależności od stosowanych zabiegów agrotechnicznych. Typowe dla niego są głównie gleby płowe, brunatne dystroficzne, mady brunatne oraz niektóre rędziny. Pod względem bonitacji gleby, w zależności od budowy i uziarnienia profilu glebowego, zaliczamy je do klas IIIb i IVa, z przewagą tej drugiej. Gleby kompleksu czwartego występują na Równinie Parczewskiej (np. w gminach Wohyń, Milanów) oraz gminie Cyców, której północna część należy do Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, natomiast południowa do Obniżenia Dorohuckiego.

Gleby kompleksu żytniego dobrego (5) charakteryzują się mniejszą zawartością składników pokarmowych i większą wrażliwością na niedobór wody. Są to zazwyczaj gleby brunatne dystroficzne, płowe wykształcone z piasków gliniastych lekkich i mocnych, rędziny i mady, należące do klas bonitacyjnych IVa i IVb. Na Polesiu Lubelskim można je spotkać licznie na Garbie Włodawskim oraz Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim.

Z kolei kompleks żytni słaby (6) stanowi ostatni z kompleksów gleb lekkich, który warto utrzymywać w obrębie użytków rolniczych. Gleby tego kompleksu wytworzone są głównie z piasków słabo gliniastych i piasków gliniastych, należą do nich także lekkie rędziny oraz bardzo lekkie mady. Gleby te mają małą zdolność retencjonowania wody i są ubogie w przyswajalne składniki pokarmowe. Na omawianym terenie występują pospolicie na Zaklęsłości Łomaskiej (gminy Kodeń i Łomazy) i Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (część wschodnia gminy Sosnowica, gmina Ludwin).

Kompleks żytni bardzo słaby (7) obejmuje gleby już za suche i zbyt jałowe dla wykorzystania rolniczego, który pod względem jakości w większości należy do VI klasy bonitacyjnej. W skład tego kompleksu wchodzą najczęściej gleby wytworzone z piasków luźnych i piasków słabo gliniastych. Na Polesiu Lubelskim można je zauważyć m.in. w mezoregionie Zaklęsłość Łomaska w gminie Piszczac oraz na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, szczególnie w gminach Sosnowica (część zachodnia), Włodawa (część południowa) oraz Hańsk.

Na Polesiu udział gleb żytnich kompleksów glebowo-rolniczych osiąga poziom około 70%, natomiast kompleksy pszenne stanowią tylko 13%, tym samym uprawy żyta, ziemniaków i owsa dominują w strukturze zasiewów [Malicki, Litwińczuk 2002]. Warto tylko zaznaczyć, że kompleks pszenny dobry przeważa w gminie Kamień należącej do Obniżenia Dubienki oraz miejscowo w Obniżeniu Dorohuckim, co związane jest z występowaniem skał wapiennych jako skał macierzystych gleb.

Oprócz kompleksów gleb ornych wyróżnia się kompleksy użytków zielonych: bardzo dobre i dobre (1z), średnie (2z), słabe i bardzo słabe (3z) [Zawadzki i in.1999]. Do kompleksu użytków zielonych bardzo dobrych należą łąki i pastwiska na glebach mineralnych i mułowo-torfowych o korzystnych stosunkach wodnych. Na terenie Polesia Lubelskiego występują nielicznie, tylko na madach wzdłuż wschodniej granicy regionu w dolinie Bugu oraz wzdłuż dolin Zielawy i Rudki na Zaklęsłości Łomaskiej. Pozostałe gleby trwałych użytków zielonych na omawianym terenie zaliczamy do kompleksów średnich (2z) oraz słabych i bardzo słabych (3z). Gleby kompleksu 2z spotykamy w dolinach rzecznych oraz w obniżeniach terenu, na glebach mineralnych i mułowo-torfowych, torfowych i murszowych. Są to gleby okresowo za

suche lub nadmiernie uwilgotnione, są mniej żyzne, ponadto cechują się wadliwymi stosunkami powietrzno-wodnymi i trudnym dostępem dla sprzętu mechanicznego na obszarach o podłożu organicznym. Gleby kompleksu 3z to użytki zielone okresowo podmokłe, położone w obniżeniach terenu lub na terenach zalewowych. Mogą być również okresowo lub stale suche, położone na stokach i skarpach.

Uwarunkowania przyrodnicze danego obszaru można ocenić, wyliczając ogólny wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Na podstawie danych z IUNG [2008] można stwierdzić, że Polesie charakteryzuje się niższym ogólnym wskaźnikiem jakości rolniczej przydatności produkcyjnej w porównaniu zarówno ze średnią dla województwa lubelskiego, jak i dla Polski (tab. 1). Niewątpliwie jest to spowodowane przede wszystkim występowaniem słabszych gleb, jak również gorszymi warunkami klimatycznymi oraz wodnymi. Jedynie równinny charakter regionu zapewnia wyższą wartość wskaźnika przy ocenie rzeźby terenu.

Tab. 1. Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polesia Lubelskiego wg gmin (na podstawie danych IUNG 2008)

Gmina	Wskaźnik bonitacji				Ogólny wskaźnik jakości rolniczej przestrzeni produkcyjnej
	jakości i przydatności rolniczej gleb	agroklimatu	rzeźby terenu	warunków wodnych	
Biała Podlaska	38,5	9,0	4,8	4,1	56,4
Biała Podlaska (m)	38,2	9,0	4,9	4,4	56,5
Cyców	48,0	10,0	4,4	3,0	65,4
Dębowa Kłoda	43,8	10,0	4,9	4,3	63,0
Dorohusk	43,8	10,2	4,8	3,4	62,2
Drelów	41,6	9,0	4,9	4,5	60,0
Dubienka	43,5	10,4	4,6	3,0	61,5
Hanna	40,5	9,8	4,8	4,0	59,1
Hańsk	31,1	9,8	5,0	2,9	48,8
Jabłoń	50,5	10,0	4,8	4,6	69,9
Kamień	54,6	10,2	4,0	3,8	72,6
Kąkolewnica Wschodnia	48,7	9,0	4,9	4,6	67,2
Kodeń	35,9	9,4	4,8	4,3	54,4
Komarówka Podlaska	47,0	9,2	5,0	4,3	65,5
Krasnystaw	60,6	12,0	3,7	2,9	79,2
Ludwin	45,8	10,4	4,6	3,3	64,1
Łomazy	37,2	9,4	4,8	4,3	55,7
Łopiennik Górny	66,1	11,8	3,0	3,7	84,6

Miedzyrzec Podlaski	41,6	9,0	4,8	4,5	59,9
Miedzyrzec Podlaski (m)	44,7	9,2	4,9	4,6	63,4
Milanów	53,7	9,8	4,8	4,4	72,7
Milejów	56,9	11,2	4,5	3,6	76,2
Ostrów Lubelski	45,7	10,2	4,4	3,0	63,3
Ostrów Lubelski (m)	45,7	10,2	4,4	3,0	63,3
Parczew	40,2	10,2	4,8	3,6	58,8
Parczew (m)	40,2	10,2	4,8	3,6	58,8
Piszczac	35,3	9,4	4,8	4,3	53,8
Podedwórze	48,1	10,4	4,7	4,6	67,8
Puchaczów	56,1	10,2	4,5	3,6	74,4
Radzyń Podlaski	51,2	8,8	4,8	4,4	69,2
Rejowiec Fabryczny	44,7	11,2	3,8	2,5	62,2
Rossosz	36,6	9,6	4,8	4,3	55,3
Ruda Huta	40,7	10,0	4,6	2,6	57,9
Sawin	42,9	10,0	4,7	2,8	60,4
Siedliszcze	51,7	10,8	4,1	3,3	69,9
Sławatycze	45,7	10,0	4,9	4,1	64,7
Sosnowica	34,0	9,8	4,7	2,8	51,3
Sosnówka	44,1	10,2	4,8	4,4	63,5
Stary Brus	31,6	10,0	4,7	2,4	48,7
Terespol	44,5	9,0	4,9	4,1	62,5
Terespol (m)	44,5	9,0	4,9	4,1	62,5
Trawniki	60,4	11,4	4,2	3,6	79,6
Tuczna	40,5	9,8	4,7	4,5	59,5
Urszulin	33,8	10,0	4,7	2,7	51,2
Uścimów	40,9	10,0	4,4	2,3	57,6
Wierzbica	52,9	10,0	4,1	3,3	70,3
Wisznice	46,9	10,2	4,7	4,3	66,1
Włodawa	37,5	10,0	4,9	2,5	54,9
Włodawa (m)	29,7	10,0	4,9	1,9	46,5
Wohyń	53,7	9,2	4,7	4,3	71,9
Wola Uhruska	39,8	10,0	4,4	3,0	57,2
Wyryki	38,6	9,8	4,8	3,1	56,3
Zalesie	43,8	9,0	4,7	4,1	61,6
Żmudź	53,7	10,4	3,9	3,7	71,7
Polesie	44,6	9,9	4,6	3,7	62,8
woj. lubelskie	55,8	10,6	4,0	3,8	74,1
POLSKA	49,5	9,9	3,9	3,3	66,6

Najniższym ogólnym wskaźnikiem waloryzacji charakteryzuje się środkowa część Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, a w gminach Stary Brus i Hańsk jego wartość nie przekracza 50 punktów. Najsłabsze jakościowo gleby występują na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (szczególnie w gminach: Hańsk, Stary Brus, Urszulin, Sosnowica) oraz na Zaklęsłości Łomaskiej (w gminach: Piszczac, Kodeń, Rossosz, Łomazy). Najwyższy ogólny wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej notuje się w południowej części Obniżenia Dorohuckiego oraz w środkowej części Obniżenia Dubienki, na co wpływ ma głównie wysoko punktowana jakość i przydatność rolnicza gleb.

3.2.6. Zagrożenia i ochrona pokrywy glebowej

Polesie należy do czystych ekologicznie obszarów, niemniej wielu autorów wskazuje na następujące zagrożenia: erozja wietrzna, zawodnienia, wyjałowienie, zakwaszenie oraz strata węgla organicznego [Gliński, Dębicki 2002]; działalność człowieka, zakłady przemysłowe, komunikacja, turystyka [Chodorowski i in. 2015].

Region Polesia jest bogaty w surowce mineralne, których pozyskiwanie stanowi zagrożenie dla całego środowiska. Podstawowym bogactwem tego regionu jest węgiel kamienny, występuje on od zachodu na linii Kock-Łęczna a od Wschodu na linii Włodawa-Międzyrzec Podlaski. Dwa złoża węgla są eksploatowane w południowo-zachodniej części Polesia przez Kopalnię Węgla Kamiennego w Bogdance. Kopalnia jest największym wytwórcą odpadów przemysłowych – są to odpady w postaci skały płonnej [Strycharz 2002]. Ponadto w kopalni powstają odpady z oczyszczalni ścieków i uzdatniania wody do celów przemysłowych, procesów termicznych, z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów. W obszarach eksploatacji węgla narastają deformacje pionowe i poziome, jak również zawodnienia gruntów. Powiat łęczyński, według Raportu o stanie środowiska [2017], charakteryzuje się największą ilością odpadów produkowanych przez przemysł w porównaniu do innych powiatów województwa lubelskiego (96 406,8 tys. ton w powiecie łęczyńskim; 3,4 tys. ton w powiecie włodawskim). Dużym zagrożeniem dla środowiska Polesia jest również eksploatacja licznych złóż surowców mineralnych (kruszywa, surowce węglanowe, ruda żelaza), która jest przyczyną degradacji środowiska w postaci m.in. wyrobisk. Szczególnie niebezpieczne są praktyki wydobywania kopalin bez koncesji. Eksploatacja żwirów i piasków bez pozwolenia przez właścicieli działek na tzw. potrzeby własne powoduje nieracjonalną gospodarkę kopalinami i dewastację gruntów. Sposobem przeciwdziałania degradacji spowodowanej przez eksploatację jest rekultywacja, a następnie zagospodarowanie w kierunku leśnym i wodnym. W programach perspektywicznych do 2025 r. jest to podstawowy kierunek

działania w obszarach, gdzie zakończono eksploatację [Program Ochrony Środowiska 2016] W procesach rekultywacji wykorzystywana jest często skała płonna, której zagospodarowanie jest tematem wielu badań [Łyszczarz, Zawiślak 2016; Przesmycka i in. 2013].

Budowa kanału Wieprz-Krzna rozpoczęta w 1954 r. i eksploatacja węgla kamiennego naruszyły stosunki wodne, wpływając na morfologię obszaru. Spowodowało to degradację gleb, zwłaszcza torfowych. Do dewastacji torfowisk przyczyniła się również nadmierna eksploatacja torfu do celów opałowych, zwłaszcza w ostatnim ćwierćwieczu XIX i pierwszej połowie XX wieku [Borowiec 1969, 1990]. Powstanie kanału (o łącznej długości prawie 140 km) spowodowało pocięcie terenu gęstą siecią rowów melioracyjnych zwiększających tempo odpływu wody z całego obszaru, czego następstwem było obniżeniu się poziomu wód gruntowych średnio o 1,2 m. Przyczyniło się to do osuszenia około 73% powierzchni torfowisk i bagien. Fakt ten doprowadził do znacznego zmniejszenia różnorodności biologicznej [Olszewski i in. 1964; Piwnicki 2007; Sawicki 2005]. Tendencje te uległy częściowemu zahamowaniu na skutek trwającej od 1992 realizacji r. programów renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych [Chmielewski, Harasimiuk 2002].

Ocenia się, że wskutek osiadania i mineralizacji odwodnionych torfowisk Polesia Lubelskiego powierzchnia gleb organicznych obniżyła się od 15 do 45 cm. W poziomach murszowych gleb organicznych następuje wzrost popielności, zmniejsza się zawartość C org. oraz porowatość ogólna, wzrasta natomiast gęstość objętościowa. W objętych procesem murszenia glebach organicznych obserwuje się proces ich zakwaszania, niedobór fosforu, magnezu i potasu przy wystarczającej zawartości wapnia i sodu [Gawlik, Urban 2003].

Wzrost liczby ludności powoduje wzrost intensyfikacji rolnictwa, co pociąga za sobą zwiększenie stosowania nawozów mineralnych i środków ochrony roślin. Niewykorzystane przez rośliny składniki pokarmowe, szczególnie P i N, spływają do wód, przyśpieszając proces eutrofizacji. Również turystyczna eksploatacja jezior, zabudowy zagrodowe oraz letniskowe w znacznym stopniu mają wpływ na wzbogacenie wód podziemnych oraz otwartych w substancje biogenne [Misztal, Smal 1995]. Prowadzi to do szybkiego zarastania obszarów bagiennych oraz tworzenia się leśnych i zaroślowych zbiorowisk lasów olszowych i brzozowo-olszowych. W badaniach Misztala i Smal [1995] wykazano, że największym źródłem składników biogennych do zlewni są grunty orne. Związane jest to z nawożeniem, ale także z zabudową wiejską i rekreacyjną. Najmniejsze stężenie różnych form azotu i fosforu wykazywały wody w zalesionym sektorze zlewni jezior z ograniczoną rekreacją. Dobrą barierą zapobiegającą przemieszczaniu się zanieczyszczeń do wód są gleby torfowe. Potwierdzają to również badania wód śródpolnego torfowiska „Bagno Wytrzeszczone" na Polesiu prowadzone

przez Wójcikowską-Kapustę i Urban [1999] oraz Urban i Wójcikowską-Kapustę [2003]. Również pestycydy nie są obojętne dla procesów biologicznych zachodzących w glebach. Wykazują negatywny wpływ nie tylko na szkodniki, ale też na faunę glebową i organizmy pożyteczne.

Kolejne zagrożenie środowiska to nasilająca się turystyka i rekreacja. Racjonalne postępowanie w tej dziedzinie nie powoduje większych szkód, ale nieodpowiedzialne zachowanie człowieka jest w stanie naruszyć równowagę w środowisku. Ruch drogowy jest poważnym źródłem emisji i hałasu, których natężenie systematycznie rośnie. Przez teren Polesia przebiegają drogi wojewódzkie, powiatowe i gminne, które wiodą przez tereny o intensywnej zabudowie, stanowiąc dużą uciążliwość dla mieszkańców.

Na obszarze Poleskiego Parku Narodowego znajdują się liczne trasy szlaków turystycznych i ścieżek przyrodniczych o łącznej długości 67,5 km, które zapewniają atrakcyjne walory przyrodnicze Polesia i przyciągają rzesze turystów. Znaczny rozwój turystyki pieszej, szczególnie w obrębie ścieżek i szlaków turystycznych, powoduje degradację powierzchniowych poziomów gleb, przyśpieszając tym samym ich erozję.

Program Ochrony Środowiska [2016] jako cele w zakresie ochrony powierzchni ziemi województwa lubelskiego na lata 2016-2019 z perspektywą do 2023 r. wyznaczył ochronę gleb na terenach rolnych i leśnych, ograniczanie negatywnego oddziaływania procesów gospodarczych na środowisko glebowe oraz zwiększanie skali rekultywacji terenów zdegradowanych. Z kolei w zakresie gospodarowania zasobami geologicznymi zaplanowano optymalizację wykorzystania zasobów kopalin oraz ograniczenie presji na środowisko w trakcie prowadzenia geologicznych prac poszukiwawczych i rozpoznawczych oraz w trakcie eksploatacji złóż kopalin.

Podstawowym sposobem ochrony tego cennego przyrodniczo obszaru powinno być planowe i racjonalne jego wykorzystanie, a także zalesianie gleb lekkich i słabych.

3.2.7. Podsumowanie

Pokrywa glebowa Polesia Lubelskiego jest bardzo zróżnicowana i uwarunkowana przede wszystkim skałą macierzystą, warunkami hydrologicznymi, klimatem, szatą roślinną i działalnością człowieka. Najbardziej rozpowszechnionymi glebami Polesia Lubelskiego są piaszczyste gleby rdzawe i bielicowe oraz organiczne gleby bagienne (głównie gleby torfowe i gleby murszowe), nadające temu regionowi wyjątkowy charakter.

Na Polesiu Lubelskim grunty orne stanowią około 40%, łąki i pastwiska około 20%, lasy 28%, tereny zurbanizowane i inne, w tym: wody, bagna, odłogi i nieużytki około 12%.

Obszary bagienno-torfowiskowe zajmują około 4%, natomiast wody około 3% powierzchni. Na tym obszarze zarówno gleby uprawne, łąkowe, jak i leśne należą głównie do niższych klas bonitacyjnych. Gleby uprawne najlepsze i bardzo dobre, należące do I i II klasy bonitacyjnej, zajmują mniej niż 1% powierzchni gruntów ornych i występują miejscowo: w północno-zachodniej części Zaklęsłości Łomaskiej w gminie Terespol oraz na zachodzie Obniżenia Dorohuckiego w gminach Milejów, Puchaczów, Trawniki. Gleby należące do klas IVa i IVb dominują na Polesiu Lubelskim, zajmując 52% gruntów ornych i przeważają na Równinie Parczewskiej. Dominującą klasę wśród gleb łąkowych i pastwiskowych stanowią gleby zaliczane do średniej klasy bonitacyjnej (IV), które licznie występują na Równinie Parczewskiej i w Obniżeniu Dubienki oraz na zachodzie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Pospolicie występującymi typami gleb pod lasami są gleby rdzawe, bielicowe i bielice wytworzone z piasków luźnych oraz glejowe, mułowo-bagienne, torfowe. Według klasyfikacji gleb leśnych, gleby pod lasami na Polesiu należą przeważnie do V i VI klasy bonitacyjnej. Biorąc pod uwagę kompleksy przydatności rolniczej gleb ornych, dominują kompleksy żytnie, w tym szczególnie dobry i słaby. Zdecydowaną większość gleb trwałych użytków zielonych na omawianym terenie zaliczamy do kompleksów średnich (2z) oraz słabych i bardzo słabych (3z). Polesie charakteryzuje się gorszym ogólnym wskaźnikiem jakości rolniczej przydatności produkcyjnej (62,8) w porównaniu zarówno ze średnią dla województwa lubelskiego (74,1), jak i dla Polski (66,6). Najwyższy ogólny wskaźnik waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej notuje się w południowej części Obniżenia Dorohuckiego oraz w środkowej części Obniżenia Dubienki.

Do zagrożeń pokrywy glebowej Polesia należy zaliczyć oprócz czynników naturalnych, takich jak erozja wietrzna czy zawodnienia, również eksploatację węgla kamiennego oraz innych kruszyw i związane z nimi wyrobiska. Kopalnia Bogdanka jest największym wytwórcą odpadów przemysłowych na omawianym terenie. Ponadto działalność kopalni oraz budowa kanału Wieprz-Krzna naruszyły stosunki wodne, co spowodowało osuszenie torfowisk. Do dewastacji torfowisk przyczyniła się również w znacznym stopniu eksploatacja torfu do celów opałowych. Postępująca intensyfikacja rolnictwa pociąga za sobą zwiększenie stosowania nawozów mineralnych i pestycydów, co prowadzi do zanieczyszczenia i eutrofizacji jezior. Kolejnym zagrożeniem jest także energicznie rozwijająca się turystyka i rekreacja.

Podstawowym sposobem ochrony tego cennego przyrodniczo obszaru powinno być planowe i racjonalne jego wykorzystanie, a także zalesianie gleb lekkich i słabych.

Piśmiennictwo

1. Bielińska E.J., Smal H., Misztal M., Ligęza S. 2003. Aktywność enzymatyczna strefy przybrzeżnej jezior Piaseczno, Łukie i Moszne. Acta Agrophysica, 1, 3, 369-375.
2. Borowiec J. 1961. Charakterystyka gleb łąkowych fragmentu doliny Bugu w rejonie Siedliszcza. Ann. UMCS, s. E, 16, 2, 35-57.
3. Borowiec J. 1969. Warunki wodno-glebowe na zdewastowanym torfowisku niskim. Ann. UMCS, s. E, 24, 7, 105-123.
4. Borowiec J. 1990. Torfowiska regionu Lubelskiego. Monografie. Tom 3. PWN, ss. 348.
5. Borowiec J. 1993. Kierunki i tendencje degradacji chemicznej środowiska terenów bagiennych i łąkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. TWWP, Lublin, 77-78.
6. Borowiec J., Gajda J. 1983/1984. Wstępna ocena chemizmu gleb i wód w rejonie Lubelskiego Zagłębia Węglowego w aspekcie planowanej tu intensywnej działalności gospodarczej i przemysłowej. Ann. UMCS, s. E, 38/39, 28, 317-332.
7. Borowiec J., Gliński J. 1971. Rozmieszczenie Cu, Mn i Ni w profilach czterech złóż torfu niskiego. Ann. UMCS, s. E, 26, 14, 311-320.
8. Borowiec J., Urban D., Mikosz A. 2007. Zmienność geochemiczna siedlisk łąkowych doliny Bugu w rejonie Dubienki. Ann. UMCS, s. E, 62, 2, 205-216.
9. Chodorowski J., Bartmiński P., Plak A., Klimowicz Z., Dębicki R., Pozniak S., Kit M., Pidkova O. 2015. Gleby. [W:] Roztocze – przyroda i człowiek. Monografia, 93-102.
10. Chmielewski T., Harasimiuk M. 2002. Analiza warunków zrównoważonego rozwoju Polesia Lubelskiego. Acta Agrophysica, 66, 229-243.
11. Churski T. 1963. Wstępna charakterystyka torfowisk na Polesiu Lubelskim. [W:] Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 161-168.
12. Dobrowolski B., Harasimiuk M. 2002. Geologiczne uwarunkowania rozwoju rzeźby Polesia. Acta Agrophysica, 66, 7-19.
13. Dobrzański B., Uziak S. 1969. Pokrywa glebowa województwa lubelskiego. Przegląd Geograficzny, 41, 1, 67-78.
14. Dz.U. 2012 poz. 1246. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 września 2012 r. w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów.
15. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, ss. 303.
16. Gawlik J. 1999. Wstępna ocena przeobrażeń gleb hydrogenicznych na torfowiskach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Problemy aktywnej ochrony ekosystemów

wodnych torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Materiały Międz. Konf. AR w Lublinie. Poleski Park Narodowy. P. T. Hydrobiol., 20-21.
17. Gawlik J., Dembek W. 2002. Ekosystemy torfowiskowe Polesia (rodzaje i przemiany strukturalne). Acta Agrophysica, 66, 121-145.
18. Gawlik J., Guz T. 1993. Próba oceny stanu zaawansowania zachodzących przeobrażeń wtórnych w pobagiennych glebach torfowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. TWWP, Lublin, 90-91.
19. Gawlik J., Urban D. 2003. Ekosystemy torfowiskowe. [W:] red. Radwan S. Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego. Acta Agrophysica, 91, 131-189.
20. Gliński J., Dębicki R. 2002. Użytkowanie ziemi oraz jakość gleb Polesia Lubelskiego. Acta Agrophysica, 66, 77-87.
21. Gorzym-Wilkowski W.A. 2015. Turystyka na Polesiu Lubelskim jako wyzwanie dla planowania przestrzennego. [W:] red. Dobrowolski R. i in. Potencjał Polesia Lubelskiego a zrównoważony rozwój Transgranicznego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. Wyd. Starostwo Powiatowe w Łęcznej, ss. 188.
22. IUNG 1979. Warunki przyrodnicze produkcji rolnej, woj. bialskopodlaskie. Opracowanie Zbysław B., ss. 69.
23. IUNG 1989. Warunki przyrodnicze produkcji rolnej, woj. chełmskie. Opracowanie Oczoś Z., Sajkiewicz M., Nardoń J., ss. 82.
24. IUNG 1991. Warunki przyrodnicze produkcji rolnej, woj. lubelskie. Opracowanie Oczoś Z, Strzelec J., ss. 101.
25. IUNG 2008. Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej dla województwa lubelskiego.
26. Kaszewski B.M. 2002. Klimat Polesia Lubelskiego i jego zmiany. Acta Agrophysica, 66, 21-48.
27. Kaszewski B.M. 2008. Klimat. [W:] red. Uziak S. i Turski R. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Wyd. LTN, Lublin, ss. 503.
28. Korniłłowicz-Kowalska T., Wojdyło-Kotwica B., Kwiatkowska E. 2016. Changes in the spore numbers of am fungi and in am colonisation of roots of clovers and grasses on a peat-muck soil with respect to mineral fertilisation. Pak. J. Bot., 48, 2, 729-738.
29. Kulczyński S. 1939. Torfowiska Polesia. Wyd. Gebethnera i Wolfa, Kraków, ss. 394.
30. Łyszczarz L., Zawiślak M. 2016. Zagospodarowanie odpadów wydobywczych w procesie kształtowania terenów poeksploatacyjnych. Wiadomości Górnicze, 67, 3, 250-256.

31. Malicki L., Litwińczuk Z. 2002. Gospodarcze wykorzystanie Polesia Lubelskiego. Acta Agrophysica, 66, 219-227.
32. Michalczyk Z., Bartoszewski S., Turczyński M. 2002. Stosunki wodne Polesia. Acta Agrophysica, 66, 49-76.
33. Michalczyk Z., Wilgat T. 1998. Stosunki wodne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 1-167.
34. Michalczyk Z., Mięsiak-Wójcik K., Sposób J., Turczyński M. 2017. Stan i zmiany stosunków wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Przegląd Geograficzny, 89, 1, 9-28.
35. Misztal M. 1983. Chemiczne i fizyko-chemiczne właściwości gleb w zlewniach dwóch jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Środowisko przyrodnicze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. TWWP, Lublin, 41-51.
36. Misztal M., Smal H. 1995. Gleby Poleskiego Parku Narodowego i w jego otulinie. [W:] Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. TWWP, AR w Lublinie, 70-78.
37. Mocek A. (red.) 2015. Gleboznawstwo. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, ss. 464.
38. Motyka J., Dobrzański B., Zawadzki S. 1959. Wstępne badania nad łąkami południowo-wschodniej Lubelszczyzny. Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, Lublin, Sec. E, 12, 1.
39. Olszewski Z., Białousz S., Rusiecka D., Skłodowski P. 1964. Gleby torfowe wytworzone z torfów torfowiska „Krowie Bagno" Rocz. Nauk Roln. 89-A-1, 47-75.
40. Piotrowski W., Kaciuba M. 1992. Charakterystyka gleb lasów Poleskiego Parku Narodowego. Sylwan, Rok CXXXVI, 9, 41-52.
41. Piwnicki P. 2007. Torfowiska Polesia – czy grozi nam kolejna katastrofa. Dzikie Życie, 7-8, 157-158.
42. Program Ochrony Środowiska Województwa Lubelskiego na lata 2016-2019 z perspektywą do roku 2023. 2016, ss. 102.
43. Przesmycka N., Przesmycka E., Koziołek J.E., Łyszczarz L., Kamińska-Wawryszuk M. 2013. Koncepcja rekultywacji i docelowego zagospodarowania składowiska odpadów górniczych w Lubelskim Węglu „Bogdanka" SA. Wiadomości Górnicze, 64, 11, 684-690.
44. PTG, 2011. Systematyka gleb Polski. Wydanie 5. Rocz. Glebozn., 62, 3. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze, Warszawa, ss. 195.
45. Raport o stanie środowiska 2017. WIOŚ w Lublinie.
46. Różycki A. 2016. Mokradła Lubelszczyzny. [W:] Różnorodność biologiczna siedlisk trawiastych wschodniej Lubelszczyzny. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie, 53-68.

47. Sawicki B. 2005. Rekultywacja oraz turystyka i rekreacja na obszarach wiejskich objętych działalnością górniczą Kopalni w Bogdance jako czynniki zrównoważonego rozwoju. Warsztaty 2005 z cyklu: „Zagrożenia naturalne w górnictwie". Mat. Symp., 75-79.
48. Strycharz Z. 2002. Polesie w programie ochrony środowiska województwa lubelskiego do 2015 roku. Acta Agrophysica, 66, 245-264.
49. Szwed A., Furczak J. 2000. Aktywność proteolityczna i amonifikacyjna użytkowanych rolniczo gleb zlewni jezior Piaseczno i Głębokie [Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie]. Acta Agrophysica, 38, 237-246.
50. Tomaszewski J. 1933. Kompleksy glebowe na Polesiu. Materiały do poznania gleb polskich, t. 3.
51. Tomaszewski J. 1935. Gleby błotne Polesia (monografia). Materiały do poznania gleb polskich, t. 4.
52. Tomaszewski J. 1937. Charakterystyka i podział torfowisk poleskich wedle stosunków wodnych oraz składu masy torfowej. Roczniki Nauk Rolniczych i Leśnych, Poznań, t. 43.
53. Tomaszewski J. 1939. Gleby wschodniego Polesia (monografia). Materiały do poznania gleb polskich, t. 5.
54. Turski R., Uziak S., Zawadzki S. 1993. Gleby. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, Lublin, ss. 107.
55. Turski R., Uziak S., Zawadzki S. 2008. Gleby. [W:] red. Uziak S. i Turski R. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, Lublin, 211-316.
56. Turski R., Wójcikowska-Kapusta A. 1983. Gleby Lubelskiego Zagłębia Węglowego. [W:] Środowisko przyrodnicze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. TWWP, Lublin: 27-40.
57. Urban D., Michalska R. 2000. Zawartość pierwiastków śladowych w glebach i roślinności łąkowej wybranych obiektów torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. Zesz. Probl. Post Nauk Roln., 471, 835-840.
58. Urban D., Michalska R. 2003. Zawartość makroelementów w glebach i roślinności łąkowej wybranych obiektów torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. Ann. UMCS, s. E, 58, 167-175.
59. Urban D., Mikosz A.I., Jendrzejewska J. 2007. Floristic and phytosociological diversity of peat pits in planned ecological land near Krasne (Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 4, 293-299.
60. Urban D., Mikosz I., Michalska R. 2003. Zawartość makroelementów w glebach i roślinności łąkowej wybranych obiektów torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. Ann. UMCS, s. E, 58, 167-175.

61. Urban D., Wójcikowska-Kapusta A. 2003. Wpływ zlewni na zawartość makroelementów w glebach i wodach śródpolnego torfowiska przejściowego. Acta Agrophysica, 1(2), 339-348.
62. Uziak S., Izdebski K., Melke J. 1983. Badania zawartości pierwiastków w glebach i niektórych gatunkach runa wybranych zbiorowisk leśnych na terenie Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Ann. UMCS, s. E, 38, 7, 67-91.
63. Uziak S., Klimowicz Z., Melke J. 1980/1981. Niektóre cechy gleb części obszaru LZW w zależności od litologii i zawartości substancji organicznej. Ann. UMCS, s. B., V 35/36, 14. Druk 1983, 227-238.
64. Uziak S., Steinbrich K. 1980/1981. Niektóre pierwiastki metali ciężkich w glebach LZW. Ann. UMCS, s. B, V. 35/36, 15. Druk 1983, 241-253.
65. Uziak S., Turski R. (red.). 2008. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, ss. 526.
66. Wicik B., Piotrowski W. 2002. Gleby Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wydawnictwo MORPOL, Lublin, 43-54.
67. Wójcikowska-Kapusta A., Urban D. 1999. Zawartość cynku, miedzi i ołowiu w wodach śródpolnego torfowiska „Bagno Wytrzeszczone". Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, 200, Agricultura,77, 405-408.
68. Wójcikowska-Kapusta A. 1982. Zasobność gleb LZW w wybrane mikroelementy ze szczególnym uwzględnieniem możliwości ich akumulacji i zmian rozpuszczalności. Praca doktorska. AR Lublin. Maszynopis.
69. Zawadzki S. 1958. Badania genezy i ewolucji gleb błotnych węglanowych Lubelszczyzny. Ann. UMCS, s. E, 12, 1, 1-86.
70. Zawadzki S. 1963. Gleby Polesia Lubelskiego. [W:] red. Wilgat T. Polesie Lubelskie. Mat. Sesji Nauk. PTGeogr. Wyd. Lubelskie, Lublin, 61-64.
71. Zawadzki S. 1964. Udział wód w kształtowaniu przemian gleb hydrogenicznych Lubelszczyzny. Biblioteka „Wiadomości IMUZ", Nr 14. PWRiL, Warszawa, ss. 124.
72. Zawadzki S. 1980. Gleby hydrogeniczne Lubelszczyzny. Rocz. Glebozn., 31, 3/4, 27-44.
73. Zawadzki S. (red.). 1999. Gleboznawstwo. PWRiL, Warszawa, ss. 600.
74. Zawadzki S., Guz T. 1979. Charakterystyka rejonu kanału Wieprz-Krzna. Kompleksy wilgotnościowo-glebowe. [W:] Kompleksy wilgotnościowo-glebowe i ich interpretacja przy projektowaniu melioracji i zagospodarowania /1979/. Biblioteka „Wiadomości IMUZ" 58, 75-85.

Bogusław Michał Kaszewski, Krzysztof Siwek

3.3. Klimat i jego zmiany

3.3.1. Wstęp

Według klasyfikacji klimatów świata V. Köppena [Kottek i in. 2006], klimat Polesia zaliczony został do strefy D, obejmującej klimaty śnieżne, wilgotne w całym roku, z ciepłym latem. Klimat ten charakteryzuje się temperaturą najcieplejszego miesiąca powyżej 10°C oraz średnią temperatura najchłodniejszego miesiąca poniżej –3°C.

Według regionalizacji Romera [1949], klimat Polesia Lubelskiego należy do krainy Chełmsko-Podlaskiej, wchodzącej w skład klimatów krainy „Wielkich Dolin". Niewielka liczba izogradientów klimatycznych (1-2) świadczy o monotonii klimatycznej tego obszaru. W klasyfikacji Okołowicza i Martyn [1979] obszar Polesia znajduje się w regionie Mazowiecko-Podlaskim, o zwiększających się ku wschodowi amplitudach temperatury powietrza, z długim latem oraz długą i chłodną zimą. W podziale Polski na regiony klimatyczne, uwzgledniającym częstość występowania dni z różnymi typami pogody [Woś 2010], Polesie znajduje się w regionie Lubelskim o małej, w stosunku do innych regionów, liczbie dni z pogodą umiarkowanie ciepłą (122 dni w roku) oraz z pogodą umiarkowanie ciepłą z opadem (59 dni w roku). Zauważalna jest większa częstość występowania dni z pogodą dość mroźną, słoneczną i bez opadu (5 dni w roku). Częściej też występują dni przymrozkowe z pogodą umiarkowanie zimną (30 w roku).

Wśród 7 dziedzin klimatycznych wyróżnionych na terenie województwa lubelskiego przez W. Zinkiewicza i A. Zinkiewicza [1973] obszar Polesia w większości leży w dziedzinie Lubartowsko-Parczewskiej, która wyróżnia się m.in. wysoką średnią roczną wilgotnością względną powietrza, znacznymi wartościami parowania wody oraz znacznymi prędkościami wiatru.

W podziale Lubelszczyzny na regiony klimatyczne wg Kaszewskiego [2008] Polesie Lubelskie leży w Regionie II Poleskim. Cechuje się ono bardzo małą zmiennością przestrzenną wartości większości elementów klimatu. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi ok. 7,4°C, a okres wegetacyjny trwa ok. 212 dni. Roczna suma opadu atmosferycznego wynosi ok. 550 mm. Jest to obszar należący do terenów o największym saldzie bilansu promieniowania w Polsce.

Na terenie Polesia Lubelskiego przeprowadzono do tej pory wiele prac badawczych o charakterze klimatologicznym. Wyniki tych badań możemy znaleźć w licznych opracowaniach, które można podzielić na kilka grup.

Pierwsza grupa to prace dotyczące ogólnych warunków klimatycznych na całym obszarze [Zinkiewicz 1963; Gluza, Siwek 1994; Kaszewski 2002a, 2008; Kaszewski i in. 2014) oraz zachodzących na tym terenie zmian klimatu [Dobrowolski i in. 2010; Kaszewski 2002a; Kaszewski, Siłuch 2009]. W drugiej grupie są prace dotyczące warunków klimatycznych wybranych obszarów Polesia, np.: Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie" [Dobrowolski i in. 2010; Kaszewski 2005; Kaszewski i in. 2009], centralnej części Polesia Zachodniego [Szajda i in. 1995], Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, [Kołodziej i in. 1991; Warakomski 1988], Lubelskiego Zagłębia Węglowego [Michna i in. 1977a i b, 1978, 1980b; Paczos 1987; Warakomski 1972, 1974], Poleskiego Parku Narodowego [Kaszewski 2002b], okolic jezior Białego i Glinki [Michna i in. 1981a i b]. Trzecia grupa to prace dotyczące badań topo- i mikroklimatycznych prowadzonych na terenie Polesia [Gluza, Siwek 1993; Gluza i in. 2000; Gluza i in. 2004; Kaszewski, Siłuch 2009; Siłuch i in. 2004].

Głównym celem pracy jest ocena warunków klimatycznych i zakresu ich wahań w latach 1981-2017 na obszarze Polesia Lubelskiego oraz określenie dotychczasowych i prognozowanych zmian klimatu na tym obszarze.

Wyniki wcześniejszych publikacji [np. Kaszewski 2002a] pokazały, że obszar Polesia cechuje się bardzo małym zróżnicowaniem przestrzennym większości elementów klimatu, co wiąże się ze stosunkowo małym zróżnicowaniem hipsometrycznym analizowanego terenu, stąd do realizacji celu pracy wykorzystano dane meteorologiczne ze Stacji Meteorologicznej IMGW PIB Włodawa (φ = 51º55'N; λ = 23º53'E, H = 142 m n.p.m.). Dane z tej stacji można traktować jako reprezentatywne dla analizowanego obszaru. Na podstawie dobowych wartości z lat 1981-2017 określono wartości średnie elementów dla poszczególnych miesięcy i lat oraz częstość występowania tzw. dni charakterystycznych i wybranych zjawisk pogodowych. Do oceny zmian klimatu na Polesiu wykorzystano dane dotyczące średnich miesięcznych wartości temperatury powietrza i opadów atmosferycznych z tej stacji z lat 1951-2017.

3.3.2. Warunki cyrkulacyjne

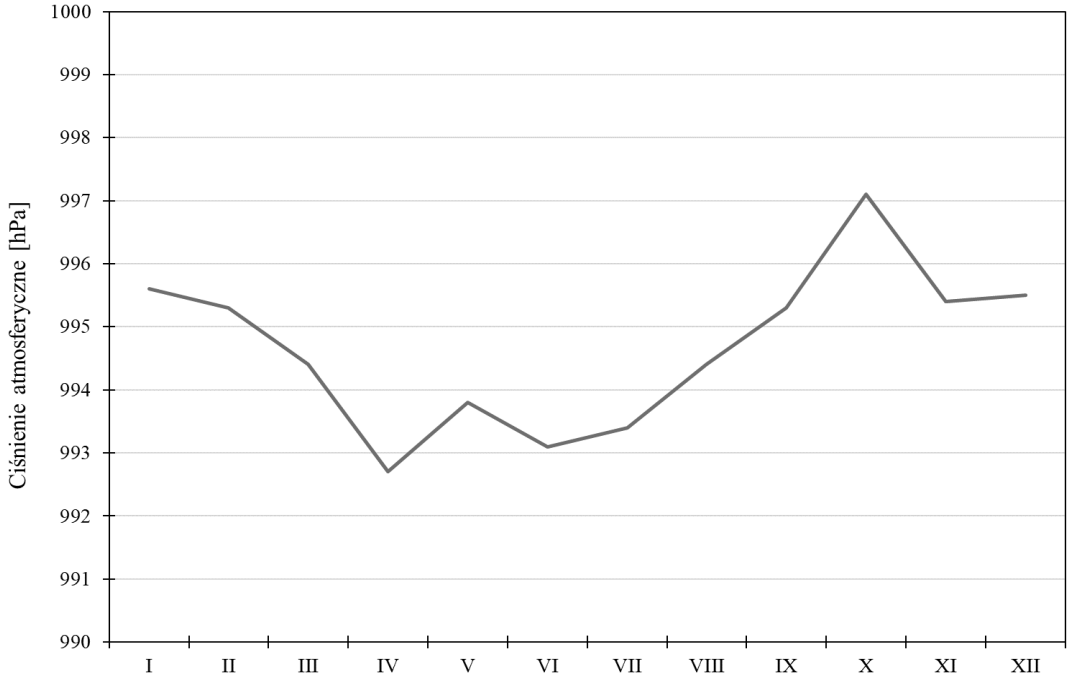
Tak jak w całej Polsce, nad analizowanym obszarem przeważa cyrkulacja atmosferyczna strefowa. Dowodem tego jest ponad 65% udziału dni w roku z napływającymi, głównie z sektora zachodniego, masami powietrza polarnego morskiego. Masy te w okresie ciepłym (IV-X) najczęściej przynoszą ochłodzenie, a w okresie chłodnym (XI-III) wyższą niż średnia temperaturę powietrza, w tym często odwilże atmosferyczne. Wyraźnie mniejszy (ok. 18%) jest udział, napływających głównie ze wschodu, mas powietrza kontynentalnego. W okresie ciepłym najczęściej mają one wyższą niż średnia temperaturę powietrza, natomiast

w okresie chłodnym niższą niż średnia. W ciągu całego roku chłodniejsze, w stosunku do średniej temperatury (sezonu, miesiąca), są masy pochodzenia arktycznego, a cieplejsze masy powietrza zwrotnikowego [Bartoszek i in. 2017].

W ciągu roku występuje średnio 138 frontów atmosferycznych w 117 dniach [Paczos 1987]. Najczęściej, ok. 52% ogólnej liczby wszystkich frontów, przemieszczają się fronty chłodne. Występują one głównie w okresie ciepłym, tj. od maja do października, rzadziej w miesiącach zimowych. Fronty ciepłe (z udziałem ok. 28%), odwrotnie niż chłodne, najczęściej występują w chłodnej porze roku, z maksimum w listopadzie, a najrzadziej w porze ciepłej, z minimum w czerwcu. Podobny do frontów ciepłych rozkład częstości w ciągu roku mają fronty okluzji – ok. 17% – z maksimum w styczniu i minimum w październiku. Fronty stacjonarne mają udział tylko ok. 3%.

Związek elementów pogody i klimatu z masami powietrznymi szczególnie takich jak zachmurzenie czy opady atmosferyczne nie jest jednoznaczny, bowiem wpływ na ich wielkość i przebieg mają układy baryczne, przy których dana masa powietrza napływa. Układy niskiego ciśnienia cechują się dużym zachmurzeniem, często opadami, natomiast układy wyżowe cechuje często brak opadu i małe zachmurzenie.

Przebieg roczny ciśnienia atmosferycznego (ryc. 1) na tym obszarze charakteryzuje się maksimum ciśnienia w październiku (997,1 hPa) i minimum w kwietniu (992,7 hPa).



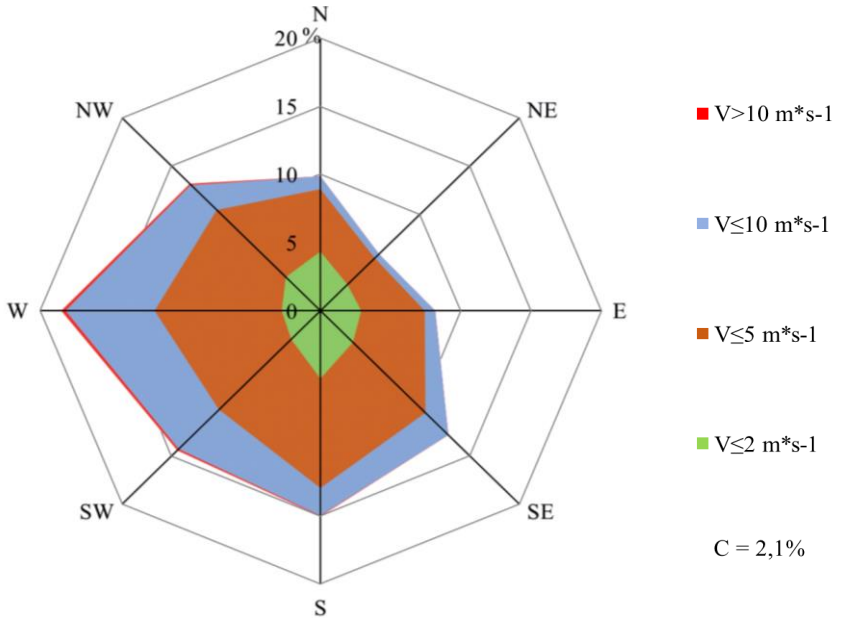
Ryc. 1. Przebieg roczny ciśnienia atmosferycznego we Włodawie (1981-2017)

Zróżnicowanie pola ciśnienia atmosferycznego powoduje powstawanie poziomego gradientu barycznego i w związku z tym wiatru.

Tab. 1. Przebieg roczny średniej prędkości wiatru we Włodawie (1981-2017)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	rok
$V_{śr}$	4,7	4,4	4,4	3,9	3,5	3,3	3,2	3,2	3,5	3,9	4,3	4,5	3,9
V_{max}	16,0	14,0	18,0	14,0	12,0	12,0	11,0	15,0	15,0	14,0	18,0	14,0	18,0

Średnia prędkość wiatru na wysokości 10 m n.p.g. we Włodawie wynosi blisko 4 m s^{-1} i zmienia się od 3,2 m s^{-1} w lipcu i sierpniu do 4,7 m s^{-1} w styczniu. Największa prędkość wiatru wystąpiła w marcu i listopadzie – 18,0 m s^{-1} (tab. 1).

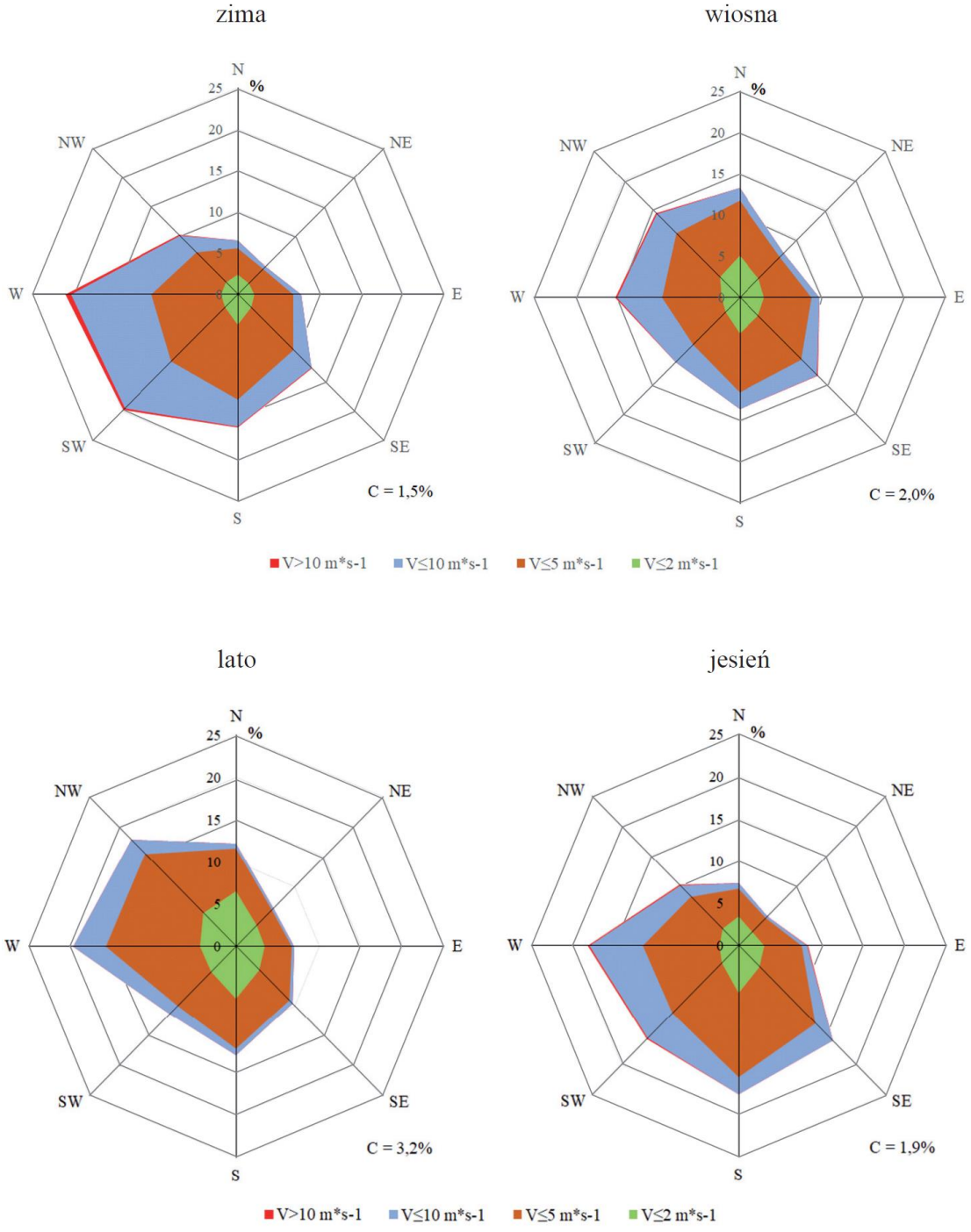


Ryc. 2. Róża kierunkowo-prędkościowa wiatru dla Włodawy (1981-2017)

Róża wiatru dla Włodawy dla roku pokazuje przewagę wiatru z kierunków W, SW i S (ryc. 2). Wyraźnie mniejszy jest udział wiatru z kierunku NE. Przeważa wiatr o prędkości 2-5 m s^{-1}. Występowania wiatru o prędkości powyżej 10 m s^{-1} ograniczone jest do kierunków NW, W, SW i S.

W ciągu roku kształt róży wiatru zmienia się sezonowo. W okresie wiosny wzrasta udział kierunku NW i N, a zmniejsza udział W i SW (ryc. 3). W lecie i w jesieni maleje udział kierunków SW i S, zmniejsza się udział wiatru o prędkości 5-10 m z kierunków wschodnich i wzrasta udział cisz.

Zróżnicowanie kierunku i prędkości wiatru na obszarze Polesia wiąże się głównie z dwoma rodzajami terenu: terenów odkrytych o przeważającym udziale niskiej roślinności i terenów pokrytych lasami. Oba te typy cechują się dość dużym zróżnicowaniem uwilgotnienia oraz zwartości pokrywy roślinnej.

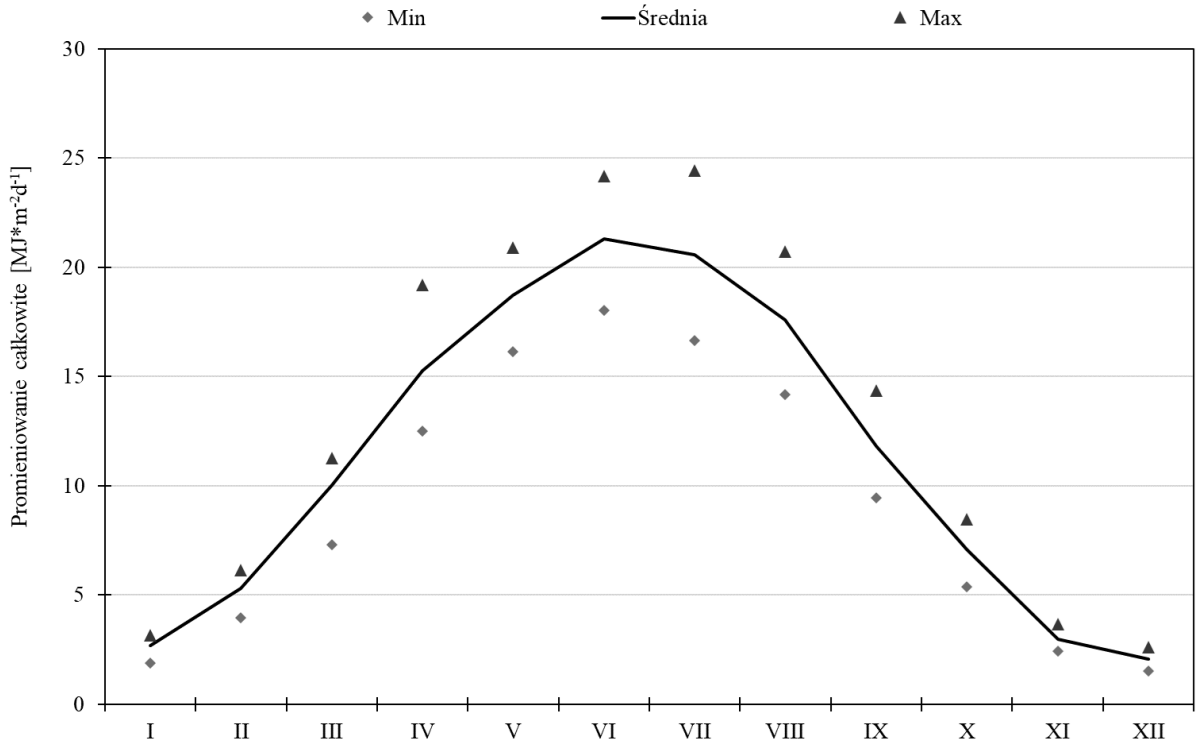


Ryc. 3. Róże kierunkowo-prędkościowe wiatru w porach roku dla Włodawy (1981-2017)

Przedstawione informacje o stosunkach anemometrycznych na analizowanym terenie dotyczą terenów odkrytych i w małym stopniu terenów pokrytych lasami. Jak wykazały badania na terenach położonych przed barierami, jakie stanowią obszary leśne i za nimi, prędkość wiatru zmniejsza się do ok. 40% jej wartości na otwartym terenie. Strefa „zaciszna" od strony zawietrznej rozciąga się nawet do 15-20-krotnej wysokości zadrzewień. Prędkość wiatru w lesie ulega znacznemu zmniejszeniu i nawet w drzewostanach o małym zwarciu prędkości wiatru stanowi tylko kilka lub kilkanaście procent prędkości w terenie otwartym [Kożuchowski 2014].

3.3.3. Warunki solarne

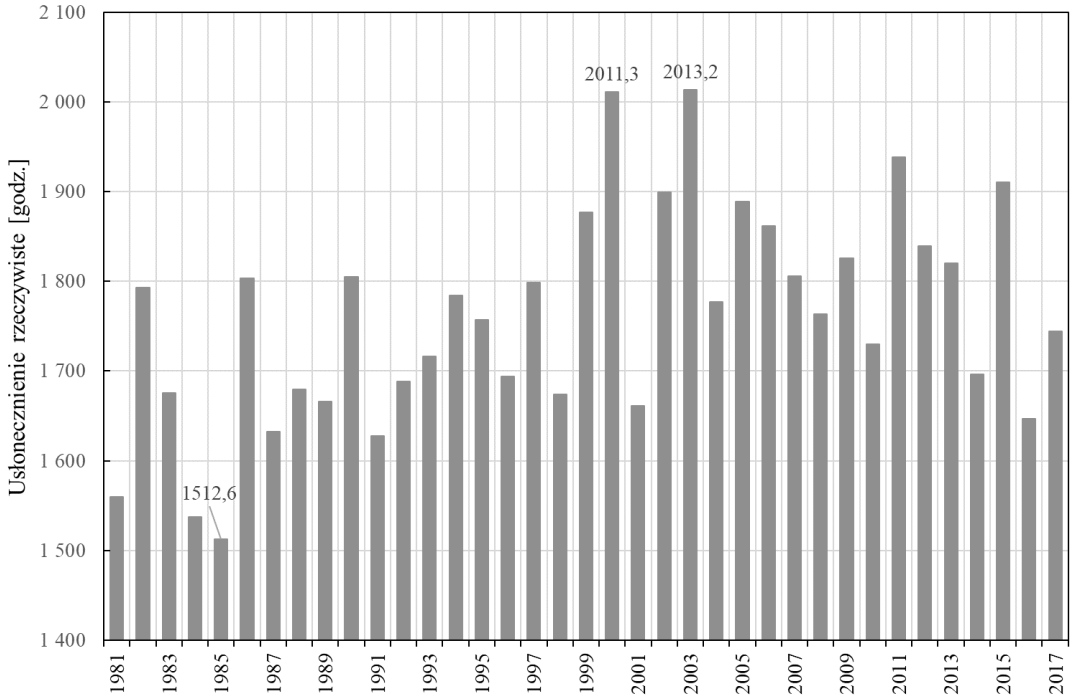
Średnia roczna wielkość strumienia promieniowania całkowitego (jest to suma promieniowania bezpośredniego i rozproszonego na powierzchnię poziomą) na terenie Polesia przekracza 11,31 MJ·m^{-2}d^{-1}. Są to jedne z największych wartości w Polsce [za: Woś 2010]. Przebieg wartości promieniowania całkowitego (2006-2015) uśrednionych dla miesięcy jest dość regularny (ryc. 4). Najmniejsze wartości promieniowania całkowitego występują tak jak w całej Polsce w grudniu, średnio około 2 MJ·m^{-2}d^{-1}, a największe w czerwcu – ponad 21 oraz w lipcu ponad 20 MJ·m^{-2}d^{-1}. Ten ostatni miesiąc charakteryzuje się bardzo dużą zmiennością dopływu promieniowania słonecznego. W 2006 r. średnia dobowa suma wyniosła 24,44, a w 2011 r. tylko 14,16 MJ·m^{-2}d^{-1}.



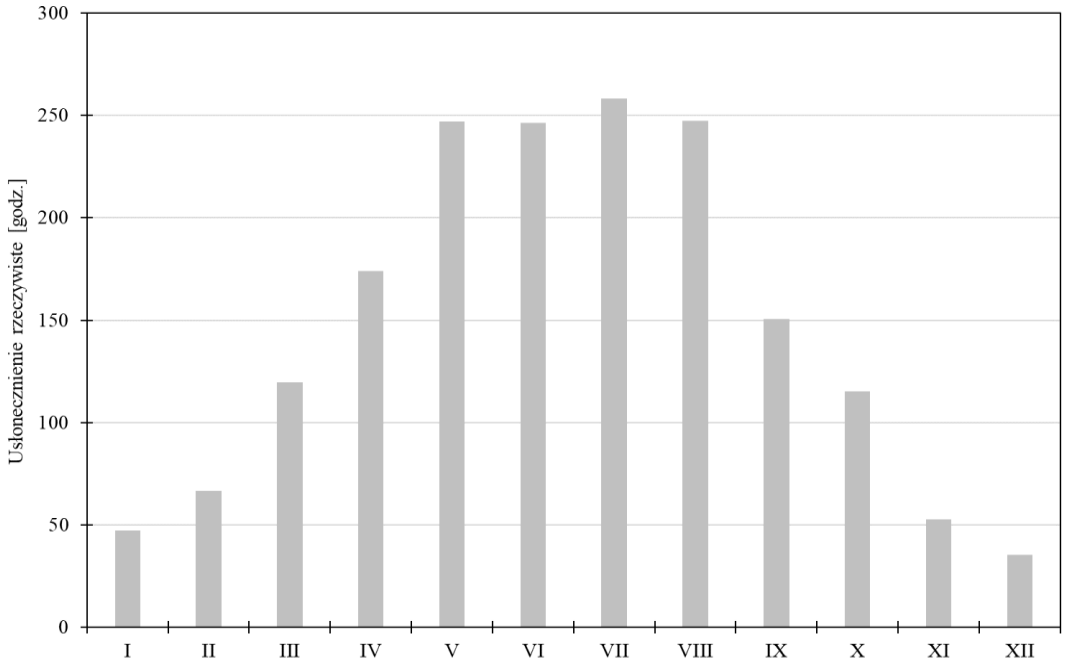
Ryc. 4. Przebieg roczny całkowitego promieniowania słonecznego [MJ·m^{-2}d^{-1}] we Włodawie (2006-2015)

Wielkość sumy promieniowania całkowitego zależy w znacznym stopniu od czasu dopływu tego promieniowania, w tym przede wszystkim od czasu dopływu promieniowania bezpośredniego, czyli usłonecznienia.

Średnia roczna suma usłonecznienia rzeczywistego we Włodawie wynosi 1759,8 godz. W poszczególnych latach okresu 1981-2017 sumy roczne wykazywały znaczne zróżnicowanie: od 1512,6 godz. w 1985 r. do 2013,2 godz. w 2003 r. (ryc. 5).



Ryc. 5. Przebieg usłonecznienia rzeczywistego we Włodawie (1981-2017)

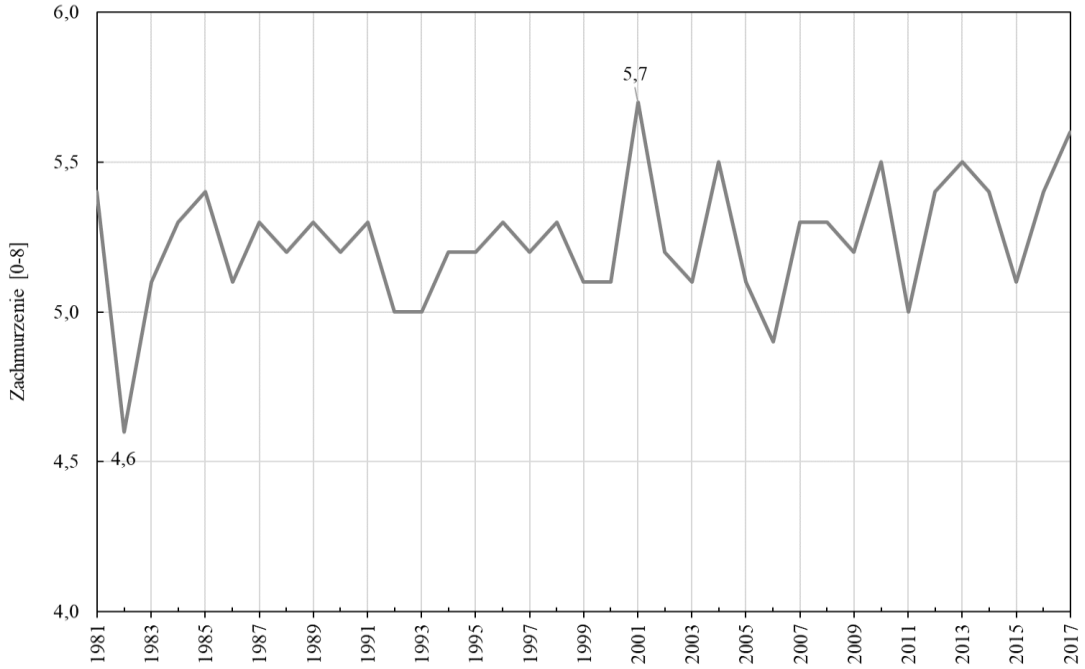


Ryc. 6. Przebieg roczny usłonecznienia rzeczywistego we Włodawie (1981-2015)

W przebiegu rocznym (ryc. 6) największe sumy usłonecznienia występują w lipcu (ok. 258 godz.), niewiele mniejsze sumy (powyżej 240 godz.) występują w maju, czerwcu i sierpniu. Najniższe sumy (poniżej 50 godz.) notowane są w grudniu i styczniu.

Według Koźmińskiego i Michalskiej [2006], Polesie Lubelskie jest uprzywilejowanym regionem w Polsce. Dotyczy to szczególnie ciepłej pory roku, gdy wartości odchyleń sum godzin ze Słońcem od średniej krajowej przekraczają +90 godz. Także okres ze średnim dziennym usłonecznieniem rzeczywistym trwającym co najmniej 4 godziny jest najdłuższy na Polesiu Lubelskim (trwa ponad 200 dni).

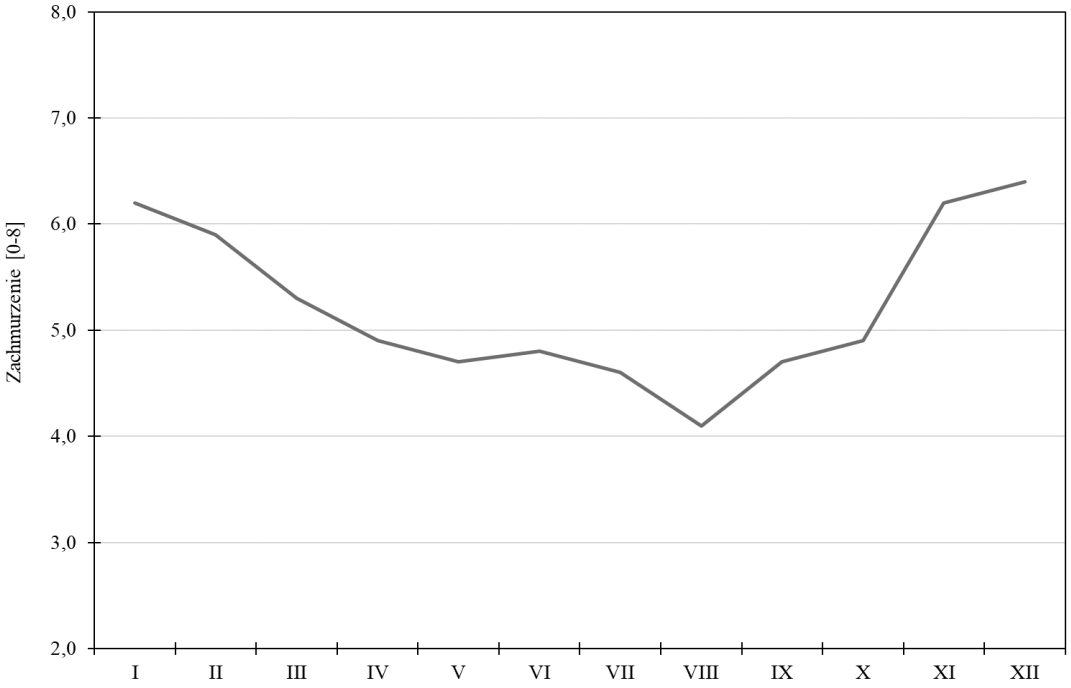
Na warunki solarne duży wpływ wywiera stopień zachmurzenia (N), a także częstość występowania poszczególnych rodzajów chmur. Średnie roczne zachmurzenie we Włodawie wynosi 5,2 (w skali 0-8). Przebieg wieloletni zachmurzenia na analizowanym obszarze cechuje się stosunkowo małą zmiennością i w większości lat wartości średniego rocznego zachmurzenia mieszczą się w przedziale od 5,0 do 5,5 (ryc. 7).



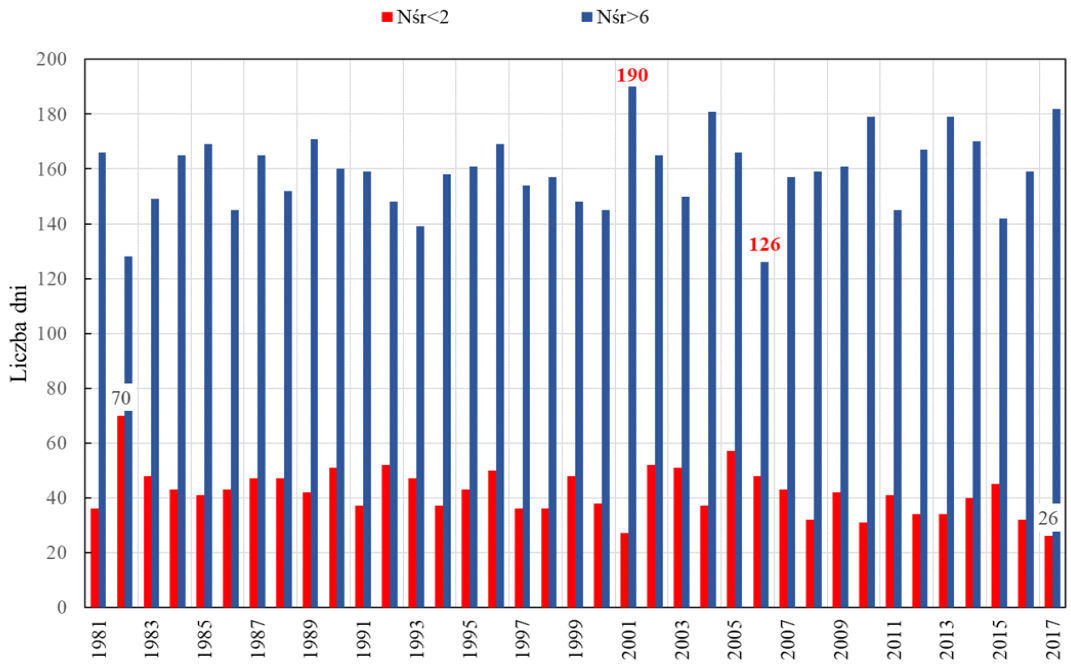
Ryc. 7. Przebieg zachmurzenia we Włodawie (1981-2017)

Przebieg roczny zachmurzenia wskazuje na jego wyraźny wzrost od sierpnia (4,1) do grudnia (6,4), a następnie spadek do maja (4,7), a po lekkim wzroście w czerwcu (4,8) spadek do sierpnia.

W analizowanym wieloleciu zaznaczyły się duże różnice w średnich miesięcznych wartościach zachmurzenia tych samych miesięcy. Największe różnice wystąpiły we wrześniu, tj. od 2,8 w 2006 r. do 6,7 w 2001 r. Najmniejszym zakresem zmienności charakteryzują się miesiące zimowe (XII-II), w których wartości te zmieniają się o ok. 2/8.



Ryc. 8. Przebieg roczny zachmurzenia we Włodawie (1981-2017)



Ryc. 3.3.9. Przebieg liczby dni pogodnych i dni pochmurnych we Włodawie (1981-2017)

Ważną charakterystyką zachmurzenia jest częstość występowania dni pogodnych ($N_{śr} < 2$) i dni pochmurnych ($N_{śr} > 6$) (ryc. 9., tab. 2). Średnia liczba dni pogodnych wynosi 42. Najwięcej takich dni (70) wystąpiło w 1982 r., a najmniej (26) w 2017 r. Średnia liczba dni pochmurnych wynosi 159. Najwięcej takich dni (190) wystąpiło w 2001 r., a najmniej (126) w 2006 r.

W przebiegu rocznym dni pogodne najczęściej występują w sierpniu (6 dni) i w październiku (5), a najrzadziej w grudniu (ok. 1 dnia) (tab. 2). Z kolei największa liczba dni pochmurnych występuje w grudniu (około 21 dni), a najmniejsza (około 7) w sierpniu.

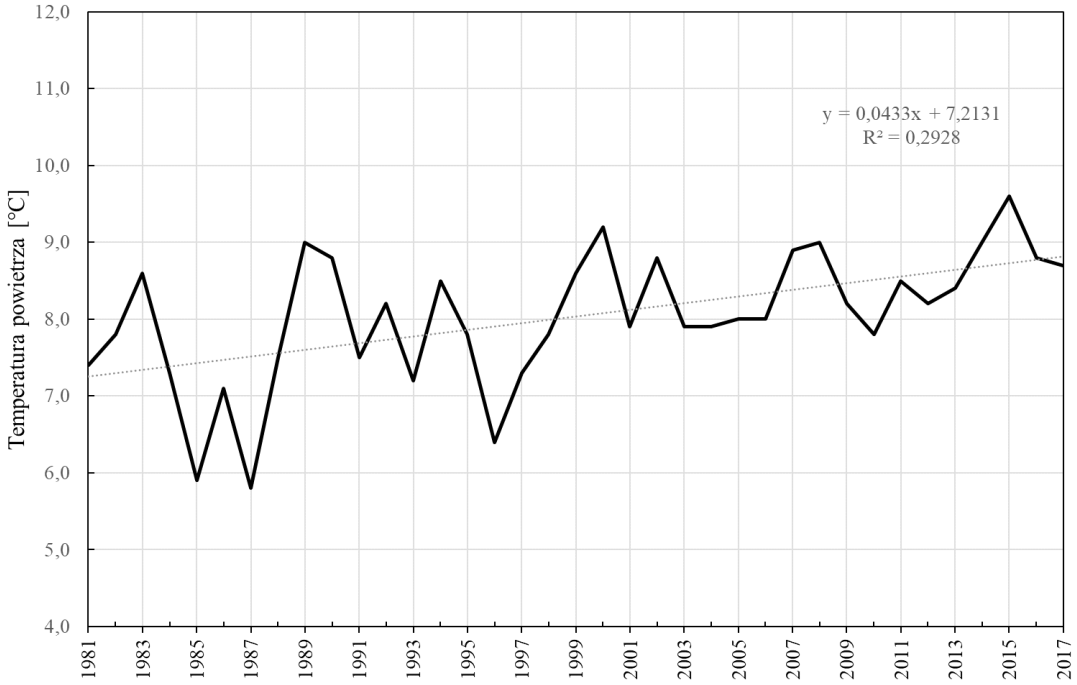
Tab. 2. Przebieg roczny dni charakterystycznych zachmurzenia we Włodawie (1981-2017)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
$N_{śr}<2$	1,8	2,3	3,7	4,2	3,9	3,1	4,1	6,0	4,9	5,1	1,7	1,4	42,3
$N_{śr}>6$	20,1	16,8	14,5	11,6	8,9	9,6	8,5	6,6	10,0	12,5	18,8	21,2	159,1

Dopływ energii słonecznej do podłoża zależy przede wszystkim od wielkości promieniowania całkowitego, rzeźby terenu i pokrycia terenu. Promieniowanie całkowite i rzeźba terenu są na tym obszarze stosunkowo mało zróżnicowane, stąd głównym czynnikiem różnicującym stosunki klimatyczne (topoklimatyczne) jest pokrycie terenu. Opisane warunki insolacyjne odnoszą się do terenów odkrytych o przeważającym udziale niskiej roślinności i terenów pokrytych wodą. Nieco inne warunki solarne panują na terenach pokrytych lasami. Ekosystemy leśne dysponują większymi zasobami energii niż tereny niezalesione ze względu na małe albedo lasów, zawłaszcza iglastych. Większość energii pochodzącej od Słońca zostaje pochłonięta przez główną powierzchnię czynną, którą stanowią korony drzew. W warstwie podkoronowej obecne jest głównie promieniowanie rozproszone. Promieniowanie słoneczne dochodzące do drugiej czynnej powierzchni, jaką stanowi dno lasu, stanowi kilka do kilkunastu procent promieniowania dochodzącego do powierzchni koron. Dopływ promieniowania zależy od składu gatunkowego oraz od wieku i zwartości drzewostanu. W lasach liściastych tracących liście w zimie do powierzchni Ziemi dociera w tym sezonie nawet 80% promieniowania, w gęstych borach jodłowych i świerkowych zaledwie 2% [Kożuchowski 2014].

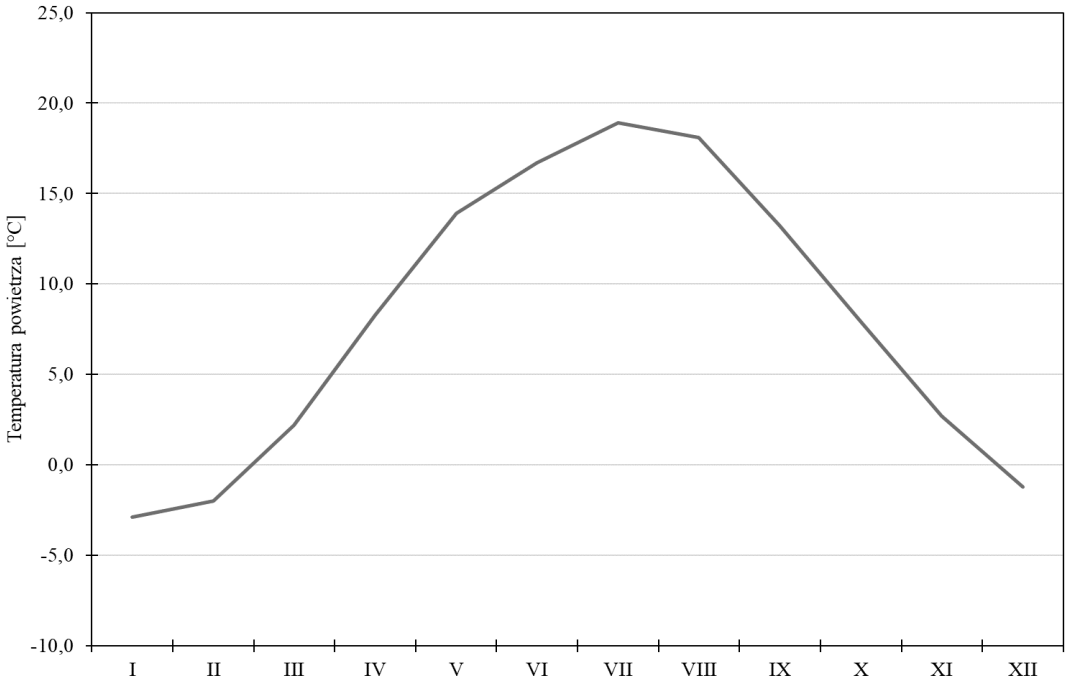
3.3.4. Warunki termiczne

Stosunki termiczne Polesia Lubelskiego są typowe dla wschodniej części Polski. Średnia roczna temperatura powietrza we Włodawie wynosi 8,0°C i zmieniała się od 5,8°C w 1987 r. do 9,6°C 2003 r. (ryc. 10). W analizowanym okresie obserwuje się wzrostowy trend temperatury powietrza istotny statystycznie na poziomie $\alpha = 0{,}001$ (Mann-Kendall).



Ryc. 10. Przebieg temperatury powietrza we Włodawie (1981-2017)

Najniższa średnia miesięczna temperatura powietrza (–2,9°C) przypada na styczeń, natomiast najwyższa (18,9°C) na lipiec (ryc. 11). Oprócz stycznia ujemną średnią temperaturą cechują się grudzień i luty.



Ryc. 11. Przebieg roczny temperatury powietrza we Włodawie (1981-2017)

Tab. 3. Przebieg roczny ekstremalnych wartości temperatury powietrza we Włodawie na wysokości 200 cm i 5 cm (1981-2017)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
T_{max}	11,7	16,3	20,6	29,9	30,9	33,2	36,0	36,0	34,5	24,8	18,9	14,9	36,0
T_{min}	–34,2	–26,8	–23,2	–6,9	–1,7	–0,7	5,9	2,4	–3,0	–9,0	–19,9	–25,8	–34,2
T_{5min}	–37,1	–28,7	–28,6	–10,8	–7,4	–4,2	2,0	–1,0	–5,8	–12,4	–25,0	–30,2	–37,1

Zakres zmienności temperatury powietrza na Polesiu przekracza 70°C (tab. 3). Skrajne zanotowane temperatury powietrza na wysokości 200 cm n.p.g. to odpowiednio: temperatura minimalna (T_{min}) –34,2°C (8 I 1987) i temperatura maksymalna (T_{max}) 36,0°C (29 VIII 1992, 31 VII 1994, 6 VIII 2012 oraz 9 VIII 2015). W przebiegu rocznym maksymalne wartości temperatury powietrza zanotowane na wysokości 200 cm n.p.g. w każdym miesiącu roku były większe od 10°C, a od marca do października większe od 20°C. Dni z temperaturą > 30°C występują od maja do września. Minimalne wartości temperatury powietrza zanotowane na wysokości 200 cm n.p.g. nie są niższe od 0°C tylko w lipcu i sierpniu. Wartości temperatury poniżej –20°C wystąpiły od grudnia do marca.

Minimalne wartości temperatury powietrza zanotowane na wysokości 5 cm n.p.g. (T_{5min}) tylko w lipcu nie są niższe od 0°C. Wartości temperatury poniżej 20°C występowały od listopada do marca. Najmniejsza zanotowana temperatura na 5 cm wyniosła –37,1°C (8 I 1987).

Ważną charakterystyką warunków termicznych danego obszaru jest częstość tzw. termicznych dni charakterystycznych (tab. 4).

Tab. 4. Przebieg roczny liczby dni wybranych termicznych dni charakterystycznych we Włodawie (1981-2017)

Liczba dni	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Mroźnych	13,6	11,1	3,3	0,1						0,1	3,8	10,7	42,7
Bardzo mroźnych	1,6	0,8	0,0*									0,6	3,1
Przymrozkowych	9,9	10,3	15,0	6,5	0,7	0,0			0,4	5,6	9,8	11,4	69,5
Gorących				0,3	3,9	7,9	14,4	12,6	2,6				41,6
Upalnych					0,1	0,9	3,4	3,1	0,1				7,7
Nocy tropikalnych							0,1	0,1					0,2
$T_{5min} < 0$	26,8	24,1	22,9	12,0	2,5	0,2			1,9	9,3	17,6	25,3	142,7

*Wartość 0,0 oznacza częstość poniżej 0,1

Średnia liczba dni mroźnych ($T_{max} < 0,0$°C) wynosi około 43 (tab. 4). Najwięcej takich dni (77) zanotowano w 1996 r., a najmniej, bo tylko 9, w 2015 r. Dni mroźne pojawiają się na

analizowanym obszarze sporadycznie już w październiku, a ostatni taki dzień (nie każdego roku) występuje w kwietniu. Najwięcej dni mroźnych występuje w styczniu – blisko 14.

Średnia liczba dni bardzo mroźnych (T_{max} < –10,0°C) wynosi 3. Dni takie nie są notowane każdego roku, a najwięcej tych dni wystąpiło w 1985 r. – aż 23. Dni bardzo mroźne występują w trzech miesiącach roku: grudniu, styczniu i lutym.

Średnia roczna liczba dni z przymrozkiem (T_{max} > 0 i T_{min} < 0) na wysokości 200 cm wynosi blisko 70, z maksimum w marcu (15). Dni takie sporadycznie występują od września do maja, ale w tych dwóch miesiącach nie każdego roku.

Częstość występowania temperatury mniejszej od 0,0°C przy gruncie (T_{5min}) w ciągu roku wynosi ok. 143 dni. Powyżej 20 takich dni występuje w miesiącach grudzień-marzec. Tylko w lipcu i sierpniu temperatura na 5 cm nie była mniejsza niż 0,0°C

Średnia liczba dni gorących (T_{max} > 25,0°C) wynosi 42. Najwięcej takich dni – 61 zanotowano w 2002 r., a najmniej, tylko 22, w 1984 r. Dni gorące występują od kwietnia do września, ale w tych dwóch miesiącach bardzo rzadko i nie każdego roku. Najwięcej takich dni notuje się w lipcu, średnio ponad 14.

Średnia liczba dni upalnych (T_{max}>30,0°C) wynosi 8. Najwięcej takich dni (25) zanotowano w 2015 r., a najmniej (tylko 1 dzień) w latach 1983, 1984, 1987 i 1988. Dni te występują od maja do września, z największą częstością w lipcu – ponad 3 dni.

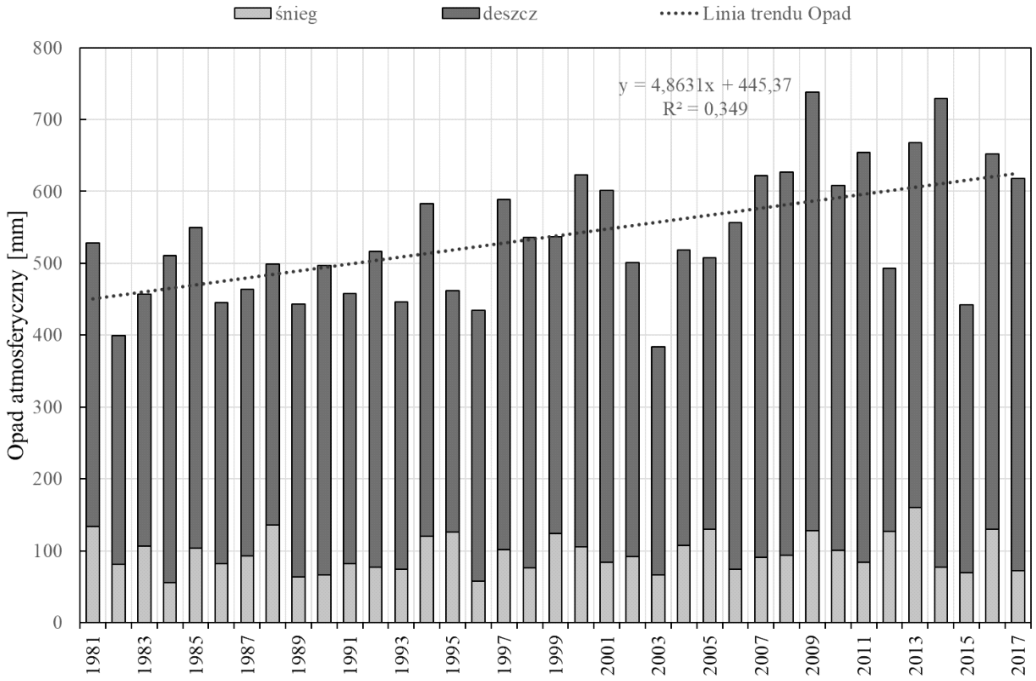
Na analizowanym obszarze od 2001 r. występują tzw. noce tropikalne (T_{min} > 20°C), łącznie w analizowanym okresie wystąpiło ich tylko 7.

Temperatura powietrza w lesie kształtuje się pod wpływem oddziaływania powierzchni czynnych położonych na wierzchołkach koron drzewostanu oraz na glebie i runie leśnym. Ta pierwsza ma dominujące znaczenie. W ciągu dnia warstwa koron drzew nagrzewa się (powyżej temperatura jest o 3-8° wyższa niż w warstwie przygruntowej), a w nocy wypromieniowuje ciepło. Niższa warstwa czynna (pod okapem) zachowuje się podobnie, ale w mniejszym zakresie, co daje mniejsze wahania dobowe temperatury i zmniejszoną częstość przymrozków. Przymrozki są tu także mniej intensywne [Kożuchowski 2014].

3.3.5. Warunki opadowe i wilgotnościowe

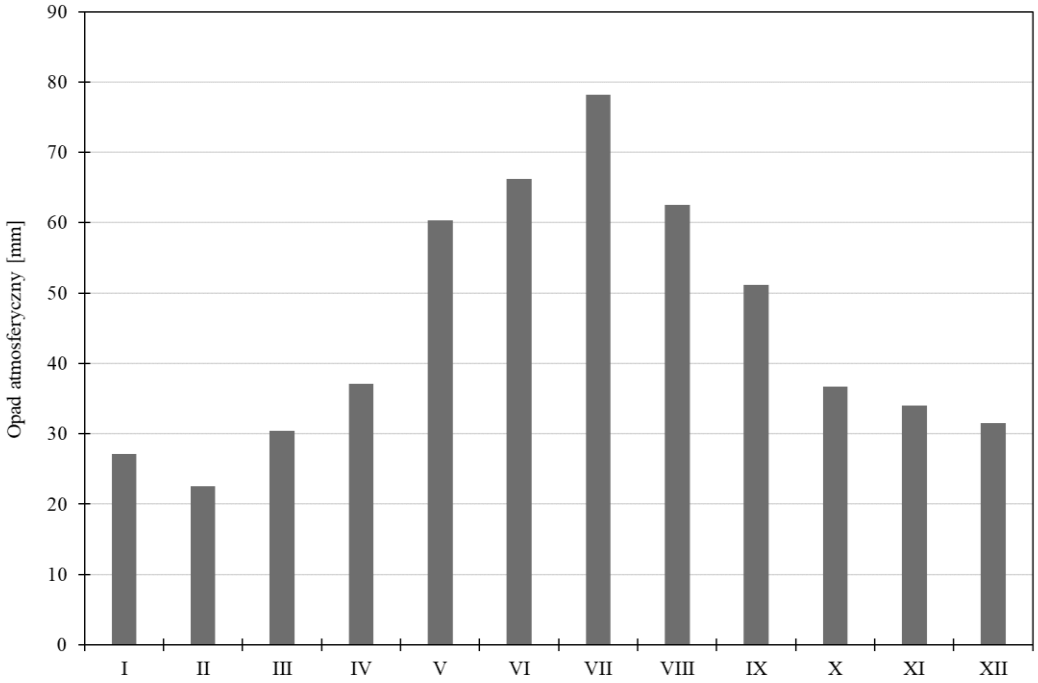
Średnia suma roczna opadów atmosferycznych we Włodawie wynosi 538 mm. Roczne sumy opadu wykazują bardzo duże zróżnicowanie. Największą sumę roczną zanotowano w 2009 r. – 738 mm, a najmniejszą w 2003 r. – 384 mm (ryc. 12). W analizowanym okresie wystąpił, istotny statystycznie na poziomie $\alpha = 0,01$ (Mann-Kendall), wzrost opadu atmosferycznego.

W strukturze opadu przeważają opady w formie ciekłej – średnio rocznie jest to 442 mm. Opad w formie stałej (śnieg) to 96 mm. Udział opadu w formie ciekłej zmieniał się od 317 mm w 2003 r. do 653 mm w 2014 r., a w postaci śniegu od 56 mm w 1984 r. do 160 mm w 2013 r.



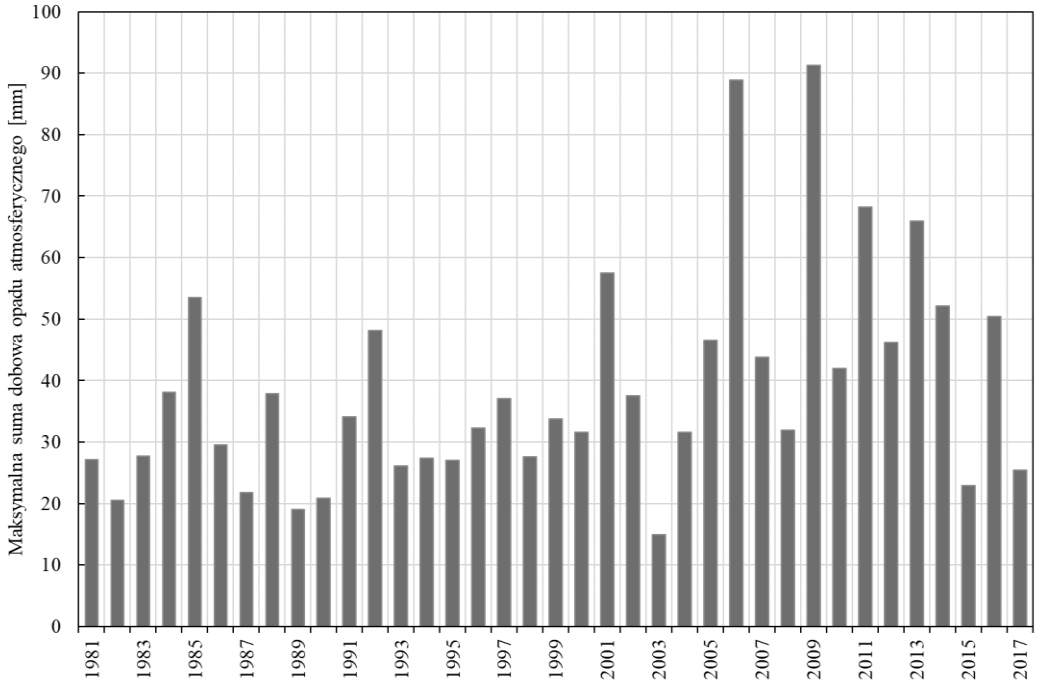
Ryc. 12. Przebieg sum rocznych opadów deszczu i śniegu we Włodawie (1981-2017)

W przebiegu rocznym zaznacza się wyraźna przewaga opadów letnich (ryc. 13). W trzech miesiącach (VI-VIII) opady stanowią ok. 40% całorocznej ich sumy. W ujęciu miesięcznym najmniejsze opady występują w lutym – 22,5 mm, a największe w lipcu – 78,2 mm. Bardzo duże zróżnicowanie wykazały najwyższe i najniższe sumy miesięczne w przebiegu wieloletnim, np. w sierpniu 2006 r. suma opadów wyniosła 273,8 mm, a w sierpniu 1984 r. tylko 3,4 mm.



Ryc. 13. Przebieg roczny opadu atmosferycznego we Włodawie (1981-2017)

Największe sumy dobowe są bardzo zmienne z roku na rok (ryc. 14). Maksymalny opad dobowy we Włodawie w latach 1981-2017 wyniósł 91,3 mm (26 VI 2009). Na obszarze Polesia większe sumy dobowe wystąpiły 11 VIII 2006 w posterunkach: Mosty (129,3 mm) i Przegaliny Duże (112,5 mm) [Vademecum… 2013].



Ryc. 14. Maksymalne sumy dobowe opadu atmosferycznego we Włodawie (1981-2017)

Średnio w roku występuje 159 dni z opadem P > 0,1 mm (tab. 5). Najwięcej takich dni (183) zanotowano w 2016 r., a najmniej (133) w 1984 r. Średnia liczba dni z opadem P > 1,0 mm wynosi 42. Najwięcej takich dni (45) wystąpiło w 2009 r., a najmniej (21) w 1996 r. Średnia liczba dni z opadem P > 10,0 mm wynosi 12. Najwięcej takich dni (21) wystąpiło w 2014 r., a najmniej (6) w 1987 r. Opad o sumie dobowej większej od 20 mm występuje średnio w 3 dniach roku, w miesiącach od marca do grudnia.

Tab. 5. Przebieg roczny sum miesięcznych, maksymalnych sum dobowych (P_{max}) oraz liczby dni z dobową sumą opadu (P): > 0,1, > 1,0,> 10,0 i > 20,0 mm we Włodawie (1981-2017)

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Suma opadu	27,1	22,5	30,4	37,1	60,3	66,2	78,2	62,5	51,2	36,7	34,0	31,5	537,7
P_{max}	15,8	17,6	20,6	33,8	65,9	91,3	57,5	88,9	48,1	33,1	24,4	35,0	91,3
Liczba dni z P > 0,1	15,5	14	14	12	13	13	13	11	12	12	15	16	158,9
Liczba dni z P > 1,0	7,1	6,2	7,1	6,5	8,7	9,3	9	7,3	7,8	6,9	7,9	7,7	91,6
Liczba dni z P > 5,0	1,1	0,9	1,8	2,6	3,8	3,8	4,7	3,6	3	2,5	1,8	1,5	31,3
Liczba dni z P > 10,0	0,4	0,1	0,2	0,8	1,7	1,9	2,4	1,7	1,5	0,7	0,5	0,3	12,3
Liczba dni z P> 20,0			0,0	0,1	0,5	0,5	0,9	0,6	0,2	0,1	0,1	0,1	3,1

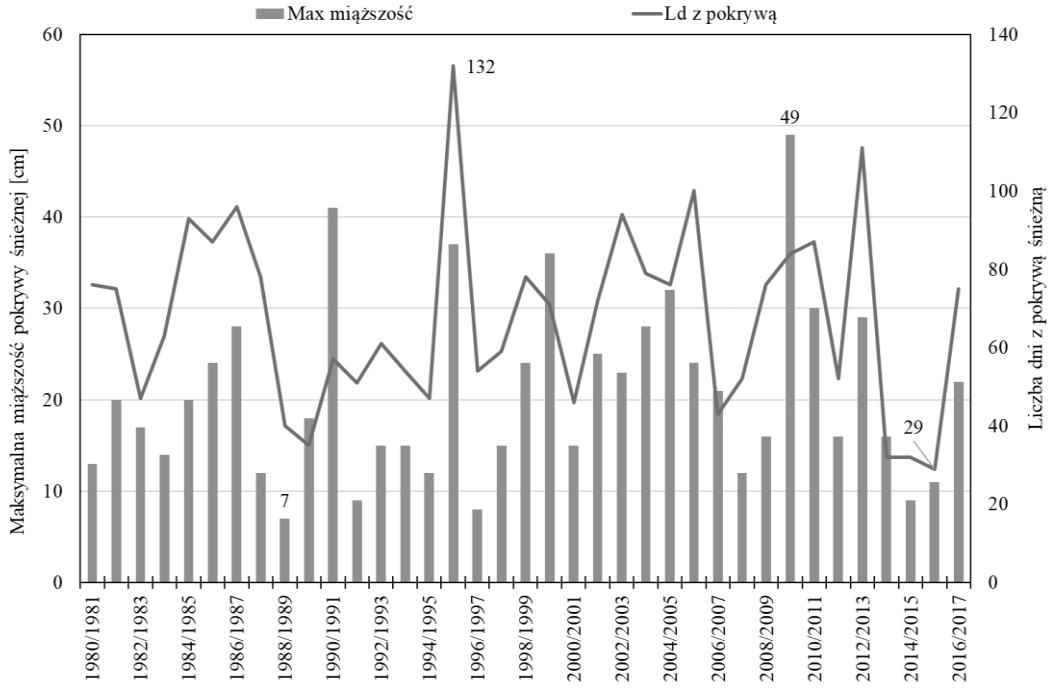
*Wartość 0,0 oznacza częstość poniżej 0,1

W ekosystemach leśnych suma opadów jest około 10% większa niż w terenie otwartym [Miler 2013]. Jednak do dna lasu, w zależności od budowy, składu gatunkowego drzewostanu i jego wieku dochodzi znacznie mniej opadu. W drzewostanach iglastych dochodzi ok. 60-70% opadu mierzonego ponad lasem, a w lasach liściastych 80-90% [Murat 1999]. Wiąże się to z zatrzymywaniem części opadów (intercepcja opadowa) w koronach drzew oraz niższych piętrach drzewostanu (podszyt, podrost, runo). Opad w lesie dociera do gleby w postaci opadu podkoronowego oraz spływającego po pniach drzew. Wielkość opadu spływającego po pniach drzew uzależniona jest przede wszystkim od gatunku drzewa i pory roku. Na przykład w przypadku drzew iglastych kształt korony, ułożenie gałęzi i zróżnicowana morfologicznie kora są czynnikami ograniczającymi wielkości spływu [Kozłowski, Jóźwik 2017].

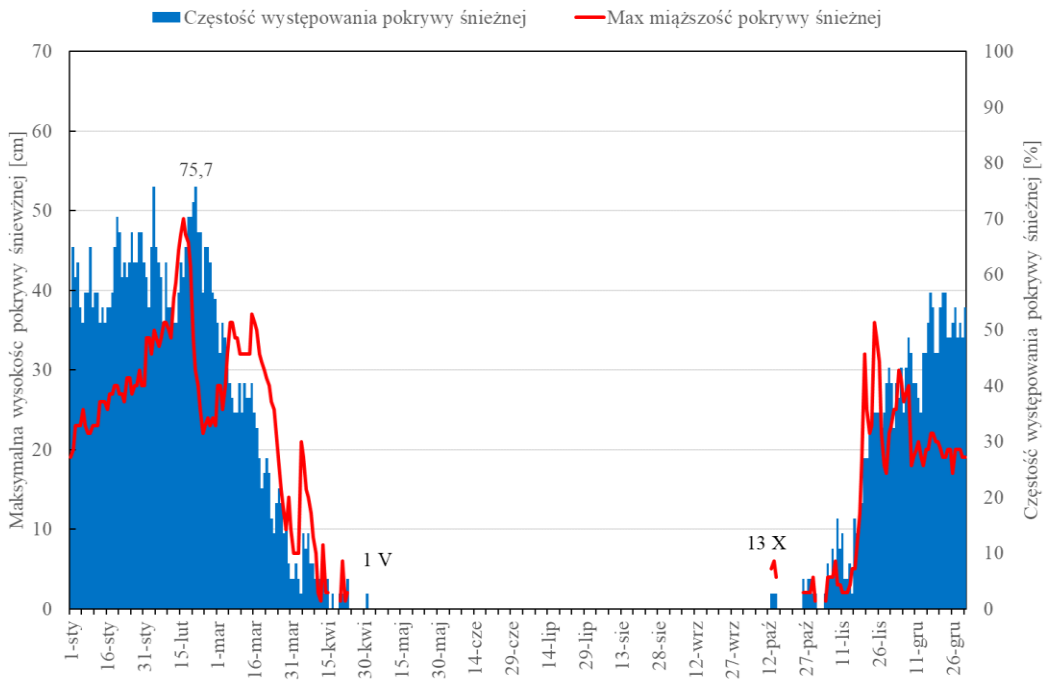
Jak wcześniej wspomniano, część rocznej sumy opadów stanowi śnieg, który w sprzyjających warunkach tworzy pokrywę śnieżną. Czas trwania pokrywy śnieżnej w poszczególnych latach jest bardzo zmienny (ryc. 15). W okresie zimy 2015/2016 we Włodawie pokrywa śnieżna wystąpiła tylko w 29 dniach, a w zimie z lat 1995/1996 aż w 132 dniach. Najwcześniej pokrywa śnieżna pojawiła się 13 października, a najpóźniej 1 maja (ryc. 16). Najczęściej, bo w ok. 40% dni, jest ona notowana w trzeciej dekadzie lutego.

Maksymalna miąższość pokrywy śnieżnej osiągnęła blisko 50 cm w zimie 2009/2010. Warto zauważyć, że w kwietniu maksymalna wysokość pokrywy śnieżnej przekroczyła 20 cm (ryc. 17).

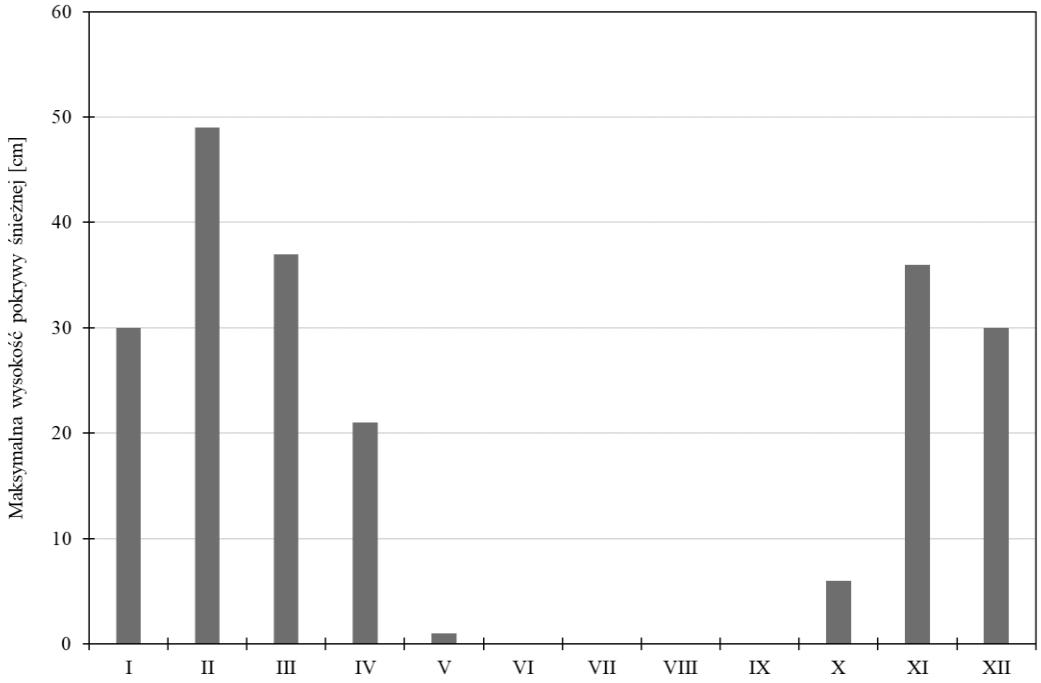
Tworzenie się pokrywy śnieżnej na dnie lasu jest uwarunkowane wieloma czynnikami. Głównym czynnikiem ograniczającym grubość pokrywy w lesie jest zatrzymywanie (intercepcja) opadu śniegu przez korony drzew. W większym stopniu opad w formie stałej jest zatrzymywany przez wiecznie zielone iglaste niż przez pozbawione liści (nie zawsze całkowicie) gatunki liściaste. Mimo to, nawet w tym samym zbiorowisku wielkość intercepcji może być różna, gdyż zależy ona również od warunków pogodowych (temperatura powietrza, prędkość wiatru i wielkość oraz rodzaj opadu śniegu). Śnieg suchy i sypki jest łatwo zwiewany z gałęzi, dlatego najmniejsza skuteczność intercepcji występuje podczas mrozów i silnego wiatru. Również zanikanie pokrywy śnieżnej przez osiadanie, tajanie i sublimację przebiega w innych warunkach w lesie niż poza lasem. Pułap drzewostanu powoduje spowalnianie zanikania śniegu wskutek mniejszej dostępności promieniowania bezpośredniego, większej wilgotności powietrza oraz słabej wentylacji na dnie lasu. Warto jednak podkreślić, że oddziaływanie warunków pogodowych na stan pokrywy śnieżnej w lesie nie jest jednoznaczne [Żarnowiecki 2008].



Ryc. 15. Liczba dni z pokrywą śnieżną i maksymalna jej wysokość we Włodawie (1981-2017)



Ryc. 16. Przebieg roczny częstości występowania pokrywy śnieżnej i maksymalnej jej wysokości w dniach we Włodawie (1981-2017)



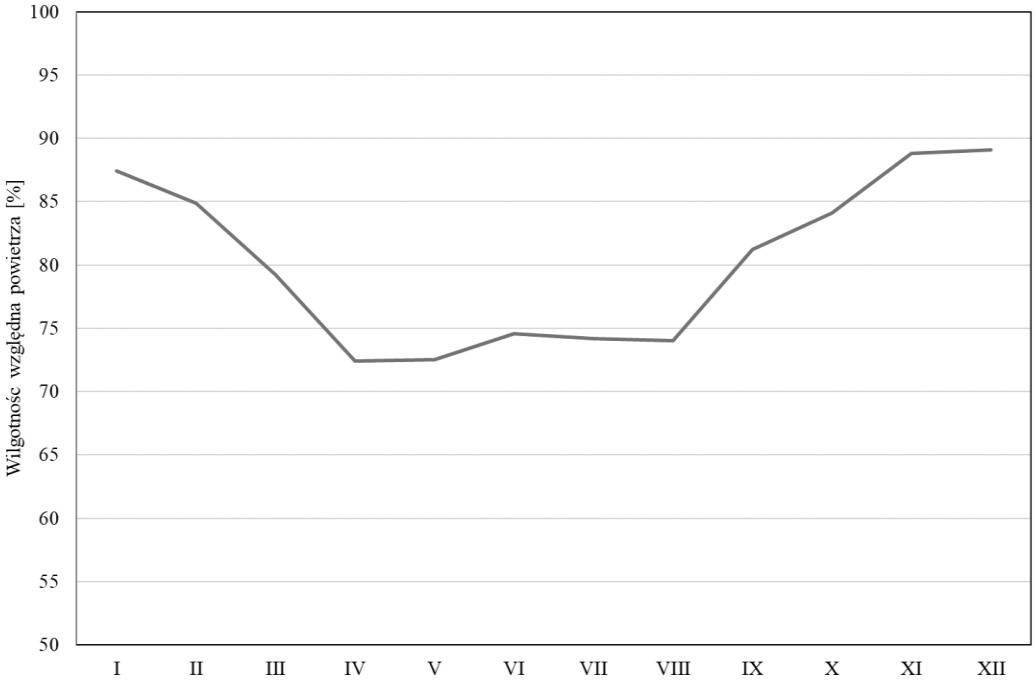
Ryc. 17. Przebieg roczny maksymalnej wysokość pokrywy śnieżnej

Warunki wilgotnościowe na Polesiu są dość zróżnicowane, co wiąże się ze zróżnicowanym uwilgotnieniem podłoża, a także rodzajem pokrycia terenu. Stąd uzyskane

wyniki dotyczące przebiegu wilgotności względnej na podstawie danych z Włodawy trzeba traktować jako przybliżone.

Przebieg roczny wilgotności względnej (średnia roczna wartość ok. 80%) jest mało zróżnicowany, z minimum w kwietniu (nieco ponad 72%) i maksimum w grudniu (ponad 87%) (ryc. 18).

Wilgotność powietrza w lesie jest zwiększona w porównaniu z otwartym terenem. Wiąże się to przede wszystkim z dużym parowaniem, a także z ograniczoną wymianą powietrza w warstwie podokapowej, hamującą dyfuzję pary wodnej w atmosferze. Stąd wilgotność względna powietrza leśnego jest o kilka procent wyższa od wilgotności powietrza poza lasem. Różnice te powiększają się w ciepłej porze roku [Kożuchowski 2014].



Ryc. 18. Przebieg roczny wilgotności względnej powietrza we Włodawie (1981-2017)

3.3.6. Zjawiska atmosferyczne

Zjawiskiem, któremu towarzyszą wyładowania atmosferyczne, silny i porywisty wiatr oraz intensywne opady deszczu i gradu jest burza. Średnio w roku na analizowanym obszarze występuje blisko 30 burz (tab. 6). Burze były notowane od stycznia do października, z największą częstością ok. 8 dni w lipcu. Ponad 85% burz występuje od maja do sierpnia. Największe prawdopodobieństwo burz występuje latem w strefie frontu chłodnego lub frontu okluzji, gdy napływająca chłodniejsza masa powietrza wypiera gorące i wilgotne powietrze zwrotnikowe. Burzom niekiedy towarzyszy opad gradu. W latach 1981-2010 we Włodawie wystąpiło 30 dni z gradem. Najczęściej grad występuje w kwietniu i maju [Vademecum… 2013]. Groźnym zjawiskiem związanym z burzami lub głębokimi niżami jest silny wiatr. Na

analizowanym obszarze wiatr o prędkości > 15 m/s występuje średnio raz na dwa lata i nie w każdym miesiącu (tab. 6).

Duże utrudnienia w funkcjonowaniu człowieka stwarza pojawianie się gołoledzi, czyli gładkiego i zwartego osadu lodu, na ogół przezroczystego, powstającego wskutek zamarzania przechłodzonych kropel deszczu na przedmiotach, których powierzchnia ma temperaturę niższą lub nieznacznie wyższą od 0°C. Średnio rocznie występuje ok. 8 dni z gołoledzią (tab. 6). Zjawisko to notowane jest od października do marca, z największą częstością w grudniu i styczniu (powyżej 2 dni).

Innym osadem na odkrytych powierzchniach, składającym się ze zlepionych kryształków lodu, jest szadź. Powstawaniu szadzi sprzyja umiarkowany lub silny wiatr. Szadź osadza się głównie po stronie nawietrznej. Osad ten występuje średnio 10-11 razy w roku, w ponad 80% przypadków tylko w zimie (XII-II).

Zjawiskiem dość zróżnicowanym pod względem częstości występowania jest mgła. Średnio w roku występuje ponad 48 dni z mgłą. Najwięcej dni z mgłą notuje się w październiku i listopadzie (po ok. 7 dni).

W okresach bez opadu atmosferycznego źródłem wody, która może być wykorzystywana przez rośliny i zwierzęta, jest rosa. Powstawaniu rosy sprzyjają bezchmurne noce, duża wilgotność względna przygruntowej warstwy powietrza oraz słaby wiatr. Na analizowanym obszarze występuje ona średnio w ok. 139 dniach roku, głównie od kwietnia do października. Powyżej 20 dni z rosą notuje się od lipca do września oraz w maju. W okresie od listopada do marca przeważa forma stała tego osadu, czyli szron. Średnio w roku występuje ponad 38 dni ze szronem, z największą częstością w marcu i październiku (powyżej 6 dni).

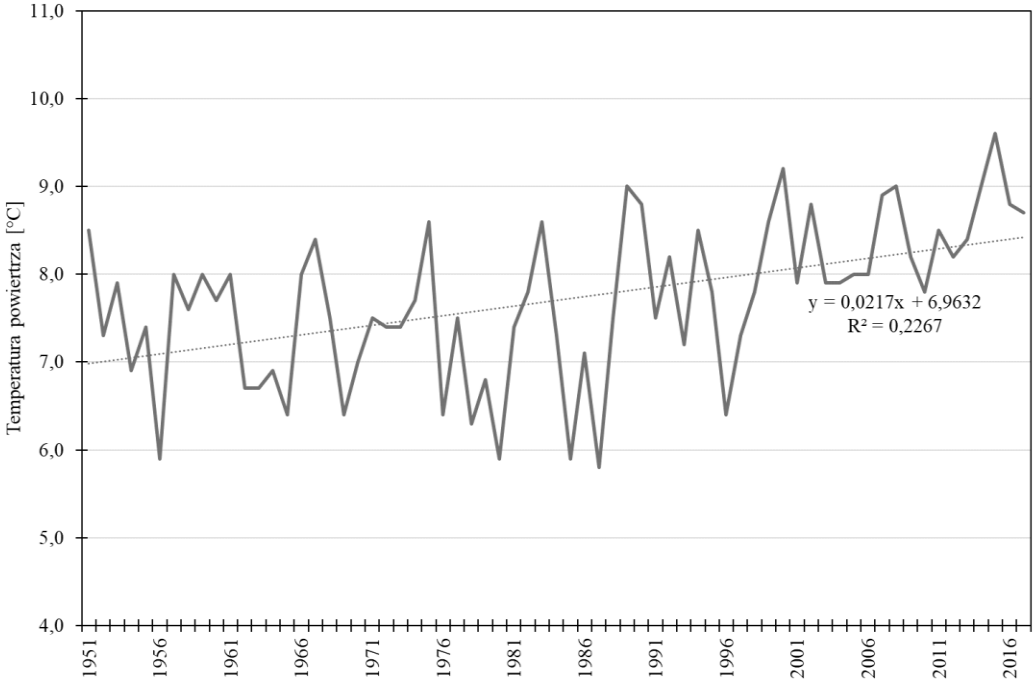
Tab. 6. Przebieg roczny wybranych zjawisk atmosferycznych we Włodawie (1981-2017)

Zjawisko	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XI	Rok
Mgła	4,8	4,4	4,0	2,4	2,3	2,2	2,0	2,4	4,8	6,7	7,1	5,4	48,3
Szadź	3,4	2,5	0,8	0,1					0,0	0,2	0,9	2,9	10,7
Gołoledź	2,2	1,4	0,5		0,0					0,1	1,0	2,5	7,7
Prędkość wiatru > 15 m/s	0,2		0,1		0,0		0,0		0,1	0,0	0,1		0,5
Burza	0,1	0,1	0,4	1,7	5,9	6,4	7,7	5,3	1,3	0,1			29,0
Rosa	0,1	0,1	1,2	12,3	21,1	19,8	21,5	22,4	20,6	15,1	4,0	0,4	138,6
Szron	3,2	3,7	6,8	5,8	1,1	0,1	0,1		1,2	6,3	5,7	4,6	38,4

*Wartość 0,0 oznacza częstość poniżej 0,1

3.3.7. Zmiany klimatu (1951-2017)

Średnia temperatura powietrza za lata 1951-2017 we Włodawie wyniosła 7,7°C i zmieniała się od 5,8°C w 1987 r. do 9,6°C w 2015 r. (tab. 7). Najwyższe średnie miesięczne temperatury były w każdym miesiącu dodatnie. Wartości wyższe od 20°C występowały w miesiącach czerwiec – sierpień. Ujemne średnie miesięczne temperatury wystąpiły od listopada do marca. Największy zakres zmienności średnich miesięcznych występuje w lutym (17,0°C) i w styczniu (16,6°C), a najmniejszy (5,9°C) w październiku.



Ryc. 19. Przebieg temperatury powietrza we Włodawie (1951-2017)

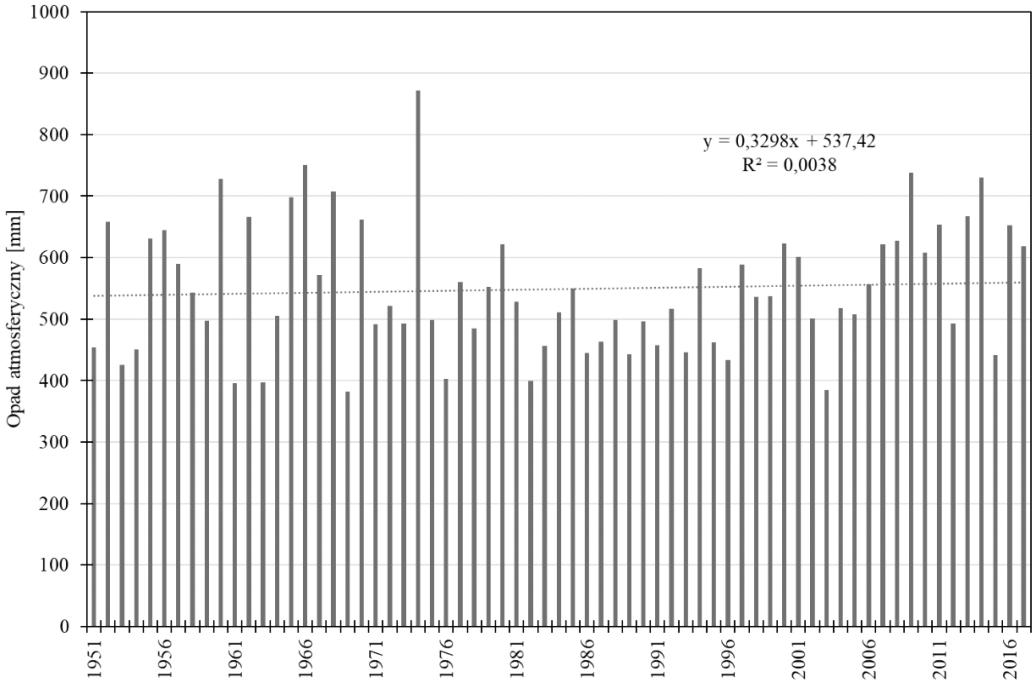
W analizowanym okresie obserwuje się wzrostowy trend średniej rocznej temperatury powietrza (ryc. 19), istotny statystycznie na poziomie $\alpha = 0{,}001$ (Mann-Kendall). Podobnie jak dla roku, trend istotny statystycznie występuje dla sierpnia oraz nieco słabszy dla marca ($\alpha = 0{,}05$).

Tab. 7. Temperatura powietrza we Włodawie 1951-2017

Temperatura	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Średnia	–3,6	–2,7	1,4	7,9	13,5	16,8	18,5	17,8	13,1	7,8	2,8	–1,4	7,7
Max.	2,4	4,0	6,3	11,9	16,7	20,9	21,6	21,9	16,5	10,8	6,3	3,3	9,6
Min.	–14,2	–13,0	–5,1	4,4	9,3	14,0	14,6	14,9	10,2	4,9	–3,5	–8,4	5,8

Średnia suma roczna opadów atmosferycznych wyniosła blisko 549 mm. Największą sumę roczną, prawie 872 mm, zanotowano w 1974 r., a najmniejszą, ok. 383 mm, w 1969 r. (tab. 8). Zakres sum rocznych wyniósł zatem blisko 490 mm. Największe sumy miesięczne, powyżej 200 mm, wystąpiły w lecie (VI-VIII) oraz w październiku z maksimum w sierpniu – 274 mm. Najmniejsze sumy, w większości miesięcy, to tylko kilka mm. Największy zakres zmienności opadów atmosferycznych, ponad 270 mm, występuje w sierpniu.

W przypadku opadów nie występuje trend istotny statystycznie, zarówno dla wartości rocznych, jak i miesięcznych (ryc. 20).



Ryc. 20. Przebieg opadów atmosferycznych we Włodawie (1951-2017)

Tab. 8. Opad atmosferyczny we Włodawie 1951-2017

Suma opadu	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Średnia	28,0	25,9	29,0	36,6	60,0	67,3	82,1	62,6	48,5	39,1	37,0	32,7	548,6
Max.	79,7	53,8	89,1	90,9	173,3	213,9	237,4	273,8	164,0	242,9	80,0	87,6	871,8
Min.	2,4	0,1	1,0	10,5	13,3	5,1	12,3	2,9	6,6	2,9	0,5	2,6	382,7

Ze względu na fakt, że na obszarze Polesia znajdują się unikalne w skali Europy ekosystemy wodne i torfowiskowo-bagienne, niezmiernie istotne jest określenie zmian zasobów wodnych na tym obszarze, czyli relacji zachodzących między opadami atmosferycznymi a ewapotranspiracją rzeczywistą (uwarunkowaną głównie przez temperaturę powietrza).

Według regionalizacji pluwiometrycznej Polski na podstawie danych za lata 1971-2000 dla okresu wegetacyjnego (IV-X) [Ziernicka-Wojtaszek 2009], prawie całe Polesie leży

w regionie umiarkowanie ciepłym. Suma temperatury ≥ 10°C wynosi od 2400 do 2800°C, a współczynnik hydrotermiczny Sielianinowa[3] jest w granicach 1,0-1,3. Według scenariusza zakładającego wzrost temperatury powietrza w każdym miesiącu o 2°C, przy niezmienionych sumach opadów atmosferycznych, Polesie znajdzie się w regionie ciepłym o sumie temperatury ≥10°C od 2800 do 3200°C. Spowoduje to zmniejszenie współczynnika hydrotermicznego Sielianinowa i wzrost parowania z tego terenu.

Jedną z miar wykorzystywanych do wyznaczania okresów susz oraz dostępności wody dla roślin w okresie wegetacji danego obszaru jest klimatyczny bilans wodny. Uwzględnia on zarówno opady atmosferyczne, jak i ewapotranspirację.

Średnie miesięczne wartości klimatycznego bilansu wodnego w okresach wegetacyjnych (IV–IX) w latach 1971-2005 wykazały, że w środkowowschodniej Polsce (w tym na Polesiu) w miesiącach okresu wegetacyjnego dwa razy częściej występują ujemne klimatyczne bilanse wodne niż dodatnie. Ujemne wartości tego wskaźnika najczęściej notowano w miesiącach wiosennych (w kwietniu ich częstość wynosiła –72%, w maju –81%), a dodatnie we wrześniu (+53%). Wartości klimatycznego bilansu wodnego charakteryzują się dużym zróżnicowaniem. Minimalne wartości klimatycznego bilansu wodnego w lipcu wynosiły –144 mm we Włodawie w 1994 r. Stwierdzono, że wartości te zmniejszają się istotnie, średnio o 5 mm na rok.

Wyniki badań rocznych przebiegów kumulowanego klimatycznego bilansu wodnego przeprowadzonych na obszarach rolniczych i leśnych w okolicach Poznania świadczą, że zarówno w latach suchych, jak i mokrych mniej więcej w maju zimowe nadwyżki opadów zostają wykorzystane na parowanie. Dalszy przebieg wartości kumulowanego klimatycznego bilansu wodnego zależy od ilości opadów – jeżeli opady przewyższają średnią z wielolecia, to pokrywają potrzeby ewapotranspiracyjne roślin, jeżeli jest ich mniej, to zaczyna pogłębiać się deficyt wody. W latach mokrych dopiero opady jesienne, po ustaniu wegetacji, tworzą nadwyżkę wody w środowisku, podczas gdy w latach suchych rok kończy się deficytem [Leśny, Juszczk 2005]

3.3.8. Wnioski

Polesie Lubelskie wyróżnia się na tle Polski pod względem zasobów energii słonecznej. Tu notuje się jedne z największych w Polsce wartości promieniowania słonecznego i usłonecznienia. Szczególnie jest to widoczne w okresie ciepłym.

[3] Współczynnik hydrotermiczny Sielianinowa K = 10P/t, gdzie P suma opadów, a t – średnia temperatura.

Na analizowanym obszarze w ciągu 67 lat nastąpił istotny wzrost temperatury powietrza (o ok. 1,5°C). Wzrost temperatury jest widoczny praktycznie we wszystkich miesiącach. Nie obserwuje się istotnych zmian w ilości opadu atmosferycznego.

Cechą niekorzystną z punktu widzenia zasobów wodnych Polesia jest stosunkowo mała suma opadów atmosferycznych i liczba dni z opadem, a także duża zmienność sum miesięcznych i rocznych z roku na rok.

Wzrost temperatury powietrza na tym obszarze powoduje wzrost parowania, co przy praktycznie niezmieniających się w dłuższym okresie opadach może spowodować częstsze występowanie ujemnego klimatycznego bilansu wodnego, a w konsekwencji zmniejszenie się zasobów wodnych tego terenu.

Omówione zmiany zasobów wodnych mogą zachodzić w różnym stopniu i natężeniu w wyróżnionych na tym terenie obszarach odsłoniętych i obszarach pokrytych lasem.

Piśmiennictwo

1. Bartoszek K., Kaszewski B.M., Gluza A. 2017. Synoptyczne uwarunkowania napływu mas powietrza arktycznego i zwrotnikowego nad Lubelszczyznę. Ann. UMCS, s. B, LXXII (2), 7-26.
2. Dobrowolski R., Bałaga K., Kaszewski B.M. 2010: Attempt to determine the climate change tendencies in the Western Polesie during the last two millennia based on palaeoecological data and instrumental measurements. [In:] T.J. Chmielewski & D. Piasecki (ed.), The future of hydrogenic landscapes in European Biosphere Reserves. University of Life Sciences in Lublin, The Polesie National Park/Biosphere Reserve, Polish Academy of Sciences-Branch in Lublin, National UNESCO-MAB Comitee of Poland, Lublin, 209-245.
3. Gluza A., Siwek K. 1993. Klimat lokalny okolic jeziora Łukie. Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. Lublin.
4. Gluza A.F., Siwek K., 1994. Zarys klimatu Polesia Lubelskiego. Ogólnopolski Zjazd Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Przewodnik wycieczkowy. Lublin, 139-140.
5. Gluza A.F., Siłuch M., Siwek K. 2001. Z badań nad mikroklimatem Poleskiego Parku Narodowego. Mikroklimat i parowanie terenowe. Wyd. Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań, 21-26.
6. Gluza A.F., Siłuch M., Siwek K. 2004. Badania topoklimatyczne w obszarach chronionych Lubelszczyzny Biblioteka Monitoringu Środowiska. Inspekcja Ochrony Środowiska, UMK, Toruń, 114-122.

7. Kaszewski B.M. 2000. Klimat. [W:] T.J. Chmielewski (red.), Międzynarodowy Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie" – projekt harmonizacji przyrody i kultury, Lublin, 29-31.
8. Kaszewski B.M. 2002a. Klimat Polesia Lubelskiego i jego zmiany. [W:] S. Radwan, J. Gliński, M. Geodecki, M. Rozmus (red.), Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, PAN, 66, 21-48.
9. Kaszewski B.M. 2002b. Warunki klimatyczne Poleskiego Parku Narodowego. [W:] S. Radwan (red.), Poleski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Lublin, 10-28.
10. Kaszewski B.M. 2005. Warunki klimatyczne Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". [W:] T.J. Chmielewski (red.), Rezerwat biosfery „Polesie Zachodnie". Walory, funkcjonowanie, perspektywy rozwoju. Monografia regionu. Lublin-Urszulin.
11. Kaszewski B.M. 2008. Warunki klimatyczne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin.
12. Kaszewski B.M., Siłuch M. 2009. Analiza cech mezo- i topoklimatu w latach 1952-2009 oraz ocena zachodzących zmian. [W:] T.J. Chmielewski (red.), Ekologia krajobrazów hydrogenicznych Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie. Zakład Ekologii Krajobrazu i Ochrony Przyrody, 71-86.
13. Kaszewski B.M., Siwek K., Gluza A.F., Siłuch M. 2009: Changes of selected climatic components In the „West Polesie" Biosphere Reserve during 1951-2006 period. [In:] T.J. Chmielewski & C. Sławiński (Ed.), Nature and Landscape monitoring system in the West Polesie Region. University of Life Sciences in Lublin. Department of Landscape Ecology and Nature Conservation, Institute of Agrophysics. Polish Academy of Science in Lublin, 138-151.
14. Kaszewski B.M., Siwek K., Gluza A.F. 2014. Zasoby klimatyczne Polesia Lubelskiego pod kątem rekreacji i turystyki. [W:] R. Dobrowolski i P. Mroczek (red.), Potencjał przyrodniczy a zrównoważony rozwój powiatów Polesia Lubelskiego. Starostwo Powiatowe we Włodawie, Starostwo Powiatowe w Łęcznej, Urząd Gminy Włodawa. Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, 43-61.
15. Kołodziej J., Galant H., Gupta N., Liniewicz K. 1991. Charakterystyka klimatologiczna Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego ze szczególnym uwzględnieniem okolic jeziora Piaseczno (1976-1985). Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej XIX, Kraków, 141-174.
16. Kottek M., Grieser J., Beck, Rudolf B., Rubel F. 2006. World Map of Köppen-Geiger Climate Classification. Meteorologische Zeitschrift, 15, 3, 259-263.
17. Kozłowski R., Jóźwiak K. 2017. Transformacja opadów atmosferycznych w strefie drzew wybranych ekosystemów leśnych w Górach Świętokrzyskich. Prz. Geogr., 89, 1, 133-153.

18. Leśny J., Juszczak R. 2005. Klimatyczny bilans wodny terenów rolniczych i leśnych. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 5, 2 (15), 53-65.
19. Michna E. Paczos S. 1981. Opad pyłu w południowo-zachodniej części rejonu Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Folia Soc. Sci. Lub., 23, 89-95.
20. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1977a. Wstępne wynik badań klimatu lokalnego i mikroklimatu Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Folia Soc. Sci. Lub., 19, 3-8.
21. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1978. Klimat lokalny Lubelskiego Zagłębia Węglowego, Prz. Geogr., 40, 3, 427-443.
22. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1977b. Próba klasyfikacji klimatycznej obszaru Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Materiały Ogólnopolskich Konferencji Kartograficznych, UG, Gdańsk, 5, 101-105.
23. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1979a. Mikroklimat i klimat lokalny rejonu Łęcznej, I. Biuletyn LTN, 21, 2, 83-89.
24. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1979b. Mikroklimat i klimat lokalny rejonu Łęcznej, II. Biuletyn LTN, 21, 2, 91-95.
25. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1980a. Badania mikroklimatyczne w wybranych ekosystemach trawiastych i leśnych. Zesz. Nauk UŁ, ser. II, 28, 51-65.
26. Michna E., Paczos S., Zinkiewicz A. 1980b. Z metodyki badań klimatu lokalnego obszaru Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Dokum. Geogr. IGiPZ PAN, 3, 89-95.
27. Michna E., Paczos S., Kaszewski M. 1981. Klimat lokalny okolic jeziora Białego i Glinki. Cz. I, Folia Soc. Sci. Lub., 23, Geogr. 1/2, 37-44.
28. Michna E., Paczos S., Kaszewski M. 1981. Klimat lokalny okolic jeziora Białego i Glinki. Cz. II, Folia Soc. Sci. Lub., 23, Geogr. 1/2, 45-50.
29. Miler A.T. 2013. Kompleksowa metodyka oceny stosunków wodnych w lasach. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań.
30. Murat E. 1999. Poradnik hodowcy lasu. Oficyna edytorska „Wydawnictwo Świat", Warszawa.
31. Okołowicz W., Martyn D. 1979. Regiony klimatyczne Polski. [W:] Atlas geograficzny. PPWK, Warszawa.
32. Paczos S. 1987. Lubelskie Zagłębie Węglowe na tle podziałów fizyczno-geograficznych Lubelszczyzny. [W:] L. Pawłowski, J. Malicki (red.), Określenie dróg przenoszenia abiotycznego i ekologicznego głodnych polutantów w regionie LZW. Tom I. Stan badań obszaru LZW ze szczególnym uwzględnieniem CRW. Prace Naukowe Politechniki Lubelskiej 171. Budownictwo 26. Inżynieria Środowiska, 223-263.

33. Romer E. 1949. Regiony klimatyczne Polski. Prace WTN, B, 16, Wrocław.
34. Siłuch M. 2002. Badania mikroklimatyczne prowadzone w wybranych ekosystemach Poleskiego Parku Narodowego. Polsko-Ukraińsko-Białoruska Konferencja „Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany". Wyd. PAN, Lublin, 79-80.
35. Siłuch M., Kaszewski B.M. 2010. The variability of selected vegetation indexes on the West Polesie Biosphere Reserve, based on satellite data. [In:] T.J. Chmielewski & D. Piasecki (ed.), The future of hydrogenic landscapes in European Biosphere Reserves. University of Life Sciences in Lublin, The Polesie National Park/Biosphere Reserve, Polish Academy of Sciences-Branch in Lublin, National UNESCO-MAB Comitee of Poland Lublin, 353-368.
36. Siłuch M., Siwek K., Gluza A.F., 2004. Wpływ warunków pogodowych na typy stratyfikacji termicznej w przygruntowej warstwie powietrza w ekosystemach trawiastych. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Inspekcja Ochrony Środowiska, UMK, Toruń, 157-165.
37. Szajda J., Olszta W., Babkiewicz Z. 1995. Warunki klimatyczne centralnej części Polesia Lubelskiego. [W:] J. Kołodziej, R. Turski (red.), Materiały z Konferencji Naukowej „Gleby i Klimat Lubelszczyzny". Lublin, 187-192.
38. Vademecum. Niebezpieczne zjawiska meteorologiczne, geneza, skutki, częstość występowania 2013. Część pierwsza – wiosna, lato. Meteorologiczna osłona kraju. IMGW PIB, Warszawa.
39. Warakomski W. 1972. Wstępna charakterystyka poziomych i pionowych ruchów powietrza oraz opadów atmosferycznych w okolicy północno-zachodniej części obszaru Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Folia Soc. Sci. Lub., sec. D, 14, 19-26.
40. Warakomski W. 1974. Charakterystyka wybranych elementów klimatycznych. [W:] Projekt ochrony krajobrazu w przyszłym Lubelskim Zagłębiu Węglowym. Ochr. Przyr., 40, 21-25.
41. Warakomski W. 1998. Charakterystyka klimatyczna Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie, Monografia przyrodnicza. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin, 21-34.
42. Zinkiewicz W. 1963. Klimat Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. Wydawnictwo Lubelskie, Lublin, 31-60.
43. Zinkiewicz W., Zinkiewicz A. 1975. Atlas klimatyczny województwa lubelskiego 1951-1960. LTN, Lublin.
44. Żarnowiecki G. 2008. Związek pomiędzy pokrywa śnieżną a roślinnością na przykładzie grądów Białowieskiego Parku Narodowego. Prace Geograficzne, nr 216. IGiPZ PAN, Warszawa.

Zdzisław Michalczyk, Stanisław Chmiel, Sławomir Głowacki, Katarzyna Mięsiak-Wójcik, Krzysztof Raczyński, Joanna Sposób, Marek Turczyński

3.4. Charakterystyka wód

3.4.1. Wstęp

3.4.1.1. Zarys opracowań hydrologicznych

Polesie Lubelskie jest zachodnią częścią wielkiego regionu Polesia rozciągającego się na terytoriach południowej Białorusi i północnej Ukrainy. Region wyróżnia się małym zróżnicowaniem rzeźby terenu, bardzo płytkim występowaniem wody podziemnej, dużą różnorodnością i gęstą siecią wód powierzchniowych, w tym jezior, bagien, torfowisk i mokradeł. Cechy te sprawiają wrażenie bogactwa wodnego regionu, w rzeczywistości stwierdzane są duże deficyty wody, szczególnie w okresach letnich, wynikające zarówno z niskiego zasilania, jak również z warunków retencjonowania wody w skałach podłoża. Jest to obszar o specyficznych układach wodno-torfowiskowo-bagiennych, typowych dla regionu poleskiego [m.in. Wilgat 1954, 1963; Wilgat i in. 1992; Michalczyk i in. 2002b], które decydują o jego atrakcyjności naukowej i krajobrazowej. Te specyficzne stosunki wodne kształtowane są przez czynniki geologiczno-glebowe oraz klimatyczne, a także są konsekwencją regionalnego układu wód podziemnych w strefie międzyrzecza Wieprza i Bugu. Pod względem hydrogeologicznym obszar Polesia znajduje się obrębie IX lubelsko-podlaskiego i mazowieckiego (I) regionu hydrogeologicznego [Paczyński 1995], z dominującymi zasobami wód piętra kredowego i czwartorzędowego, a lokalnie również trzeciorzędowego. Rozpoznanie hydrologiczne i hydrogeologiczne regionu nie jest równomierne, a podstawowe zagadnienia stosunków wodnych regionu charakteryzowane były w opracowaniach regionalnych [Wilgat 1968; Michalczyk, Wilgat 1998, 2008]. W kilku pracach przedstawiono podstawowe problemy hydrologiczne oraz zagadnienia dotyczące ochrony zasobów wodnych regionu [Wilgat 1963; Michalczyk 1993, 1994a, 1997, 2000, 2005a, b; Michalczyk i in. 2002a]. Na podstawie wyników kartowania hydrograficznego przedstawione zostały warunki występowania wód podziemnych dla dużej części regionu [Michalczyk, Paszczyk 1981; Wilgat i in. 1984]. Osobną grupę prac stanowią publikacje związane z budową, funkcjonowaniem i oddziaływaniem kanału Wieprz-Krzna na środowisko Polesia [Kwapiszewski 1955; Wilgat 1957; Janiec 1993; Łoś 1993, 1995; Michalczyk 1994b, c, 2015; Michalczyk, Wilgat 1996]. Jednakże najwięcej opracowań hydrograficznych dotyczy całości lub części obszaru Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [np. Wilgat 1954; Wilgat i in. 1992; Michalczyk i in. 1993a, b, 1999, 2002a, b,

2003, 2010, 2011, 2015, 2017; Harasimiuk i in. 1998; Michalczyk, Turczyński 2004; Michalczyk, Głowacki 2008; Turczyński i in. 2009a, 2016]. Ważną rolę hydrologiczną i krajobrazową spełnia dolina Bugu, stanowiąca wschodnią granicę Polesia Lubelskiego [Michalczyk i in. 2002c; Michalczyk, Sobolewski 2002; Michalczyk, Piszcz 2005]. Podjęte na terenie Poleskiego Parku Narodowego i w jego sąsiedztwie zabiegi renaturyzacyjne wykazały możliwość zmniejszenia tempa i wielkości odpływu wody z obszarów wodno-błotnych, co wpłynęło na zwiększenie zasobów wody, a nawet na możliwość restytucji ginących gatunków roślin [Chmielewski i in. 1996; Michalczyk i in. 1996].

Zmiany stosunków wodnych, podobnie jak i zmiany środowiska przyrodniczego, są powolnym procesem ciągłym, a skokowe zmiany zwykle pojawiają się w przypadkach podejmowania dużych inwestycji. W działalności człowieka na Polesiu można wyodrębnić trzy okresy różniące się charakterem i intensywnością antropopresji [Wilgat i in. 1987, 1992]. Pierwszy okres, o znikomym bezpośrednim oddziaływaniu człowieka na hydrosferę i bardzo wolno narastającymi wpływami pośrednimi, obejmuje czasy przedhistoryczne, a jego zakończenie przypada na XVIII wiek. Okres drugi, obejmujący XIX i połowę XX wieku zaznaczył się wzrostem oddziaływań bezpośrednich na sieć wodną. Koryta rzek na wielu odcinkach zostały wyprostowane, teren został pocięty rowami, a większość jezior włączono do sieci odpływu. Mimo wyraźnych zmian, region zachował swój „poleski" charakter – przede wszystkim bagienność. Okres trzeci, mimo że zaczął się w II połowie XX wieku, przyniósł największe zmiany stosunków wodnych i środowiska. Wynika to z podejmowanych działań związanych z gospodarczym wykorzystaniem terenu: budową systemu melioracyjnego kanału Wieprz-Krzna, rozwijającym się ruchem turystyczno-rekreacyjnym oraz przemysłem wydobywczym. Badania wykazały, że woda – zwłaszcza w południowej części Polesia – jest komponentem decydującym o specyfice środowiska oraz o jego funkcjonowaniu i krajobrazie. Celem pracy jest ocena zasobów wodnych obszaru Polesia, ich ilości i jakości oraz stopnia przekształcenia i możliwości ochrony.

3.4.1.2. Materiały i metody badań

Charakterystykę hydrograficzną Polesia opracowano na podstawie wyników badań terenowych i prac kameralnych prowadzonych przez pracowników Zakładu Hydrologii UMCS w latach 1950-2017, materiałów IMGW oraz dostępnej literatury. Najlepiej hydrograficznie rozpoznanym regionem jest obszar Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, na którym badania Tadeusz Wilgat rozpoczął w połowie lat 50. XX wieku [Wilgat 1954]. Po przyjęciu do realizacji koncepcji inwestycji kanału Wieprz-Krzna, wykorzystując metodę kartowania terenowego,

wykonano w 1955 r. zdjęcie hydrograficzne w strefie przewidywanego jej oddziaływania [Wilgat 1957]. W następnych latach wykonywano kolejne kartowania hydrograficzne, pierwsze z nich w 1977 r., obejmujące dużą część Polesia, wchodzącą w strefę potencjalnego oddziaływania górnictwa węglowego [Michalczyk 1985; Michalczyk, Paszczyk 1981; Wilgat i in. 1984; Janiec i in. 1988]. Następne badania w 1986 r. obejmowały obszar projektowanego Poleskiego Parku Narodowego. Pomiary te powtórzono w 1992 r. przy bardzo niskich stanach wody. W ostatniej dekadzie XX wieku wykonano kilka serii zdjęć hydrograficznych w sąsiedztwie kopalni węgla i strefie jezior uściwierskich [Michalczyk i in. 1993b, 1996, 2007a, b; Michalczyk, Chmiel 2005]. Na początku XXI wieku wykonywane było zdjęcie hydrograficzne do poszczególnych rozdziałów Szczegółowej Mapy Hydrograficznej Polski 1:50 000, dla których pracownicy Zakładu Hydrologii opracowywali komentarze [Turczyński 2006 i inni]. W trakcie prac terenowych przeprowadzono także inwentaryzację obiektów hydrotechnicznych oraz identyfikację obszarów, na których stosunki wodne zostały antropogenicznie zmienione lub są potencjalnie zagrożone. Zbierano także materiały dotyczące własności fizycznych i chemicznych wody oraz okresowo pobrano próby wody do analiz wykonywanych w Pracowni Hydrochemii i Hydrometrii Zakładu Hydrologii UMCS. Uzyskane dane uzupełniono informacjami statystycznymi dotyczącymi przede wszystkim gospodarki wodno-ściekowej oraz jakości wody i przekształceń środowiska. Ukształtowanie i głębokość występowania zwierciadła wody podziemnej pierwszego użytkowego poziomu opracowano na podstawie materiałów archiwalnych Zakładu Hydrologii oraz map hydrogeologicznych wykonanych w podziałce 1:200 000 i 1:50 000. Powierzchnie poszczególnych zlewni oraz długości cieków określono z mapy MPHP [Mapa… 2010].

Wielkość zasobów wodnych oraz ich dynamikę na Polesiu opracowano na podstawie materiałów IMGW, które dotyczyły przepływu rzek oraz stanów wód podziemnych i wielkości zasilania atmosferycznego. Materiały te uzupełniono własnymi obserwacjami prowadzonymi na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, które obejmowały monitoringowe pomiary stanów wody w 11 jeziorach rozpoczęte w 1991 r. W 2012 r. założono automatyczne rejestratory stanów wody na rzekach i kontynuowano okresowe pomiary przepływów w zlewniach Włodawki, Świnki, Piwonii i górnej Tyśmienicy. Z Chełmskich Parków Krajobrazowych uzyskano obserwacje stanów wody w 29 jeziorach, prowadzonych na zasadzie comiesięcznych odczytów wodowskazowych, a z Poleskiego Parku Narodowego otrzymano informacje dotyczące monitoringu jezior i stanów wody podziemnej. Dane dotyczące funkcjonowania kanału Wieprz-Krzna uzyskano z Wojewódzkiego Zarządu Melioracji i Urządzeń Wodnych,

natomiast firma Lubelski Węgiel „Bogdanka" S.A. udostępniła materiały dotyczące monitoringu środowiska w rejonie oddziaływania kopalni. Dodatkowo szczegółowo przeanalizowano materiały kartograficzne, które stanowiły podstawę do analizy stanu środowiska, gęstości sieci rzecznej, jezior, zbiorników wody oraz obszarów chronionych.

3.4.2. Wody podziemne

3.4.2.1. Położenie i warunki hydrogeologiczne

Według regionalizacji hydrogeologicznej Polski, obszar Polesia Lubelskiego [Paczyński 1995; Paczyński, Sadurski 2007] znajduje się głównie w obrębie IX – lubelsko-podlaskiego oraz południowo-wschodniej części I – mazowieckiego regionu hydrogeologicznego. Zgodnie z wyróżnionymi jednostkami jednolitych części wód podziemnych (JCWpd), region Polesia Lubelskiego znajduje się w obrębie środkowej i południowej części 67 JCWPd, wschodniej części 75 JCWPd, północnej i wschodniej części 91 JCWPd, a tylko niewielkie obszary znajdują się w 90 i 121 JCWPd [Nowicki 2008]. W ramach wydzielonych głównych zbiorników wód podziemnych [Kleczkowski 1990] region Polesia Lubelskiego znajduje się w obrębie zbiornika kredowego niecka lubelska – GZWP 407, Cr3 – niecka lubelska (zbiornik Chełm-Zamość) oraz GZWP 215, Tr – subniecka warszawska i GZWP 224, Tr – Podlasie. Na obszarze Polesia Lubelskiego pierwszy poziom wodonośny związany jest zwykle z wodami czwartorzędowymi. Jego zasobność jest uzależniona od miąższości wodonośca i jego wykształcenia litologicznego oraz od zasilania wodami naporowymi z głębszych warstw wodonośnych. W północnej części regionu wody występują w piaskach miocenu i oligocenu [Herbich i in. 1985], które zalegają na zawodnionych skałach górnej kredy, decydujących o zasobach wodnych całego Polesia Lubelskiego.

Warunki hydrogeologiczne decydują o występowaniu na Polesiu Lubelskim kilku poziomów wodonośnych: górnej kredy, oligocenu i miocenu oraz czwartorzędu. Największe zasoby są zretencjonowane w szczelinowo-porowych osadach wieku kredowego, które są wykształcone jako opoki, margle i kreda pisząca. Wody krążące w skałach kredowych mają najczęściej swobodne zwierciadło wody, którego ukształtowanie nawiązuje do rzeźby terenu. W obszarach, w których skały kredowe przykryte są osadami czwartorzędowymi o słabej przepuszczalności lub glinami wietrzeniowymi pojawiają się wody pozostające pod niewielkim ciśnieniem piezometrycznym. Lokalnie w skałach kredowych wody zawieszone podparte są wkładkami skał o małej przepuszczalności. W warunkach naturalnych stabilizacje zwierciadła wody następują na zbliżonym poziomie. W sytuacji nienaruszonego reżimu lokalną bazę

drenażu stanowiły doliny rzeczne, do których następował podziemny spływ wody. Ważną rolę odgrywa również drenaż ukryty, związany ze strefami spękań, do których spływają wody systemem szczelin.

W strefie pogranicza Wyżyny Lubelskiej i Polesia osady kredowe występują na wysokości 170-190 m n.p.m., niemal na powierzchni terenu. Ich strop generalnie obniża się ku północnemu zachodowi, gdzie skały kredowe są nawiercane na 70-100 m n.p.m., na którym zalega różnej miąższości i wykształcenia litologicznego warstwa skał czwartorzędowych, a w północnej części regionu serie piasków oligoceńskich i mioceńskich. Pod osadami trzeciorzędu i czwartorzędu wody piętra kredowego nawiercane są na różnych głębokościach, lokalnie nawet 80 m, a stabilizują się zwykle na głębokości kilku metrów. W obszarach międzydolinnych zwierciadło piętra kredowego stabilizuje się nieco poniżej czwartorzędowego zwierciadła wody, a w obniżeniach i w dolinach na wysokości zbliżonej lub powyżej pierwszego zwierciadła. Naporowy charakter mają również wody poziomu oligoceńskiego i mioceńskiego, których zwierciadło stabilizuje się na głębokości kilku metrów. Wydajności możliwe do uzyskania ze studni wynoszą, w zależności od warunków hydrogeologicznych, od kilkunastu do 100 $m^3 \cdot h^{-1}$. Są one powszechnie wykorzystywane do zorganizowanego zaopatrzenia w wodę.

Na północ od Sosnowicy i Włodawy, na skałach kredowych zalegają zwartą pokrywą zawodnione osady trzeciorzędowe, o miąższości od kilku do 50 m. Są one wykształcone jako średnio- i drobnoziarniste piaski oligoceńskie oraz piaszczysto-pylaste piaski mioceńskie. We wschodniej części zlewni Krzny warstwy trzeciorzędowe przykryte są osadami czwartorzędowymi, a w części północno-zachodniej również ilastymi utworami pliocenu. Mają one naporowe zwierciadło wody, których zwierciadło stabilizuje się na głębokości kilku metrów. Warstwy wodonośne trzeciorzędu są zasilane pośrednio, przez infiltrację lateralną w osadach czwartorzędowych lub bezpośrednio w oknach hydrogeologicznych. Są one wykorzystywane do zaopatrzenia w wodę. Skały kredy i trzeciorzędu przykryte są zróżnicowanym litologicznie płaszczem utworów czwartorzędowych, w których istnieją liczne przewarstwienia skał dobrze i słabo przewodzących wodę. Decyduje to o utrzymywaniu się w serii osadów czwartorzędowych różnych warstw wodonośnych, a także wpływa na zróżnicowanie kontaktów hydraulicznych między zawodnionymi skałami górnej kredy, trzeciorzędu i czwartorzędu.

W północnej części Polesia w osadach czwartorzędowych wyróżniają się dwie zawodnione warstwy: górna o swobodnym zwierciadle wody oraz dolna (podglinowa) o zwierciadle naporowym. Warstwy te są rozdzielone pakietem glin zwałowych, a ograniczoną łączność hydrauliczną zapewniają wkładki piasków. Pierwsza warstwa wodonośna, o małej

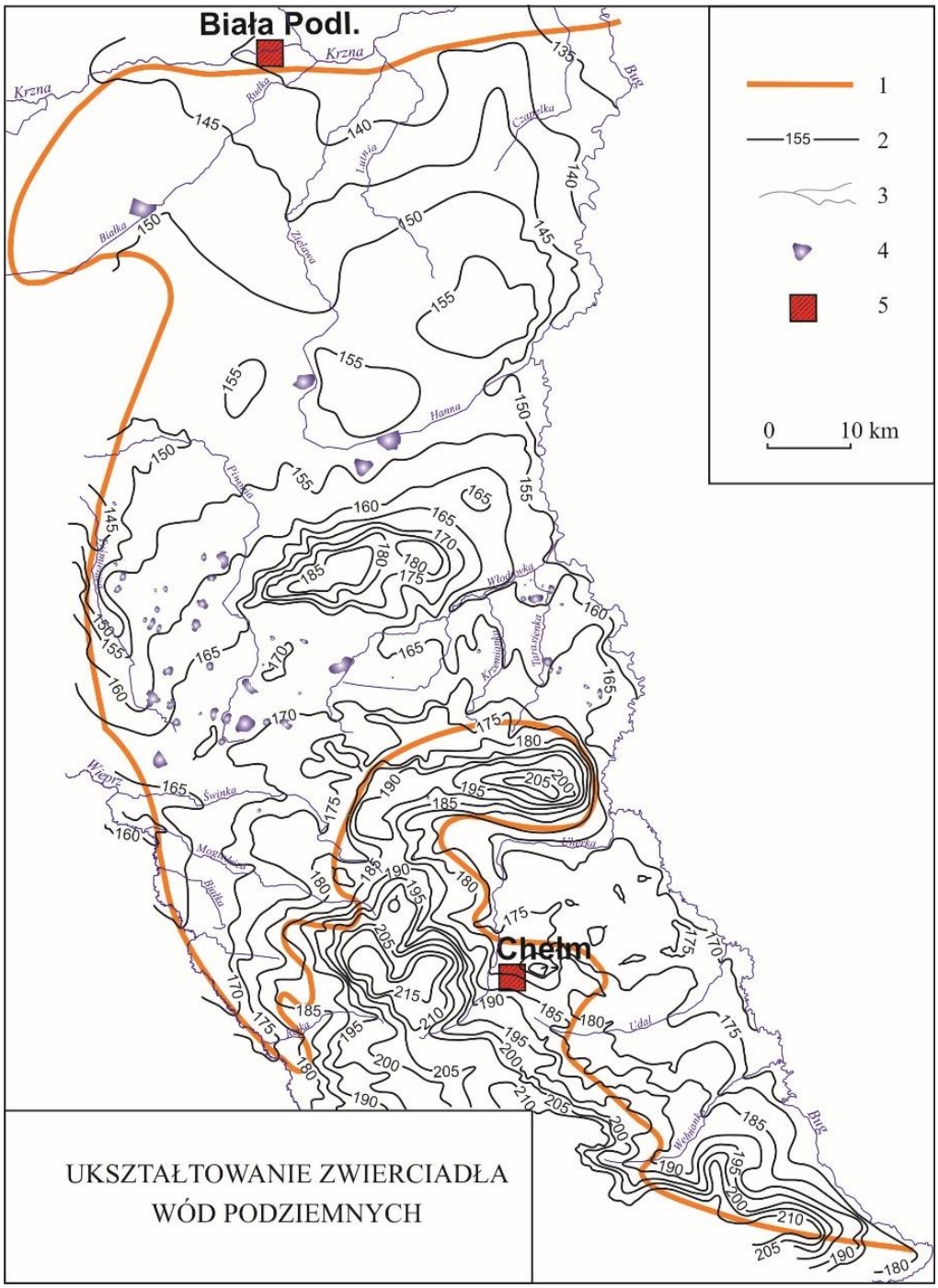
miąższości i płytko występującym zwierciadle wody, była powszechnie wykorzystywana do zaopatrzenia w wodę gospodarstw wiejskich. Warstwa dolna zalega bezpośrednio na zawodnionych osadach miocenu i oligocenu, z którymi tworzy jeden poziom wodonośny, który jest ujmowany w studniach wierconych.

W środkowej i południowej części Polesia miąższość osadów czwartorzędowych jest bardzo mała, z wyjątkiem stref dolin rzecznych. Utrzymują się w nich wody przypowierzchniowe, często pozostające w ograniczonej równowadze hydraulicznej z wodami piętra kredowego [Wilgat i in. 1984; Rysak, Gil 2004; Rysak, Zwoliński 2004]. Były one wykorzystywane do zaopatrzenia w wodę gospodarstw wiejskich. W dolinach rzecznych, a szczególnie w dolinie Bugu, występują wody w aluwialnych piaskach czwartorzędowych. W obniżeniach terenu oraz w dnach dolin utrzymują się wody w osadach mineralnych, szczególnie widoczne w okresie wiosennym. Zasilanie warstw czwartorzędowych następuje poprzez bezpośrednią infiltrację opadów atmosferycznych, w dolinach rzecznych również ze skał kredowych.

Na Polesiu Lubelskim wody podziemne pierwszego poziomu, z wyjątkiem obszarów garbów kredowych, występują w utworach czwartorzędu. Charakteryzują się one płytkim występowaniem, lokalnym systemem krążenia, niewielką zasobnością i swobodnym zwierciadłem wody. Warstwy wodonośne nie są izolowane od powierzchni terenu, co zapewnia dobre warunki do zasilania infiltracyjnego. Drenaż wody następuje przez gęstą sieć rzek i rowów odwadniających oraz przez ewapotranspirację.

3.4.2.2. Ukształtowanie i głębokość występowania zwierciadła wody

Z uwagi na małe zróżnicowanie hipsometryczne oraz występowanie w strefie przypowierzchniowej utworów przepuszczalnych ukształtowanie zwierciadła wody podziemnej jest współkształtne z powierzchnią terenu [Wilgat i in. 1984]. Najwyżej zwierciadło wody podziemnej występuje w południowej części Polesia Lubelskiego, nawet 200 m n.p.m., a najniżej w dolinie Bugu – ok. 135 m n.p.m. W obrazie hydroizohips (ryc. 1) zauważa się ogromny kontrast wysokości występowania wody w części nizinnej i wyżynnej. Małe różnice w położeniu wody stwierdza się w Zaklęsłości Łomaskiej i na Równinie Parczewskiej. W całym regionie Polesia Lubelskiego, mimo małego zróżnicowania wysokości położenia zwierciadła wody, jest ono generalnie nachylone w kierunku północno-zachodnim i północno-wschodnim [Michalczyk, Wilgat 2008]. Cechą charakterystyczną są bardzo małe gradienty hydrauliczne pierwszego poziomu, a ich wielkość rośnie ku zachodniej i wschodniej granicy regionu, co wynika z drenującej roli dolin rzecznych Tyśmienicy i Bugu.

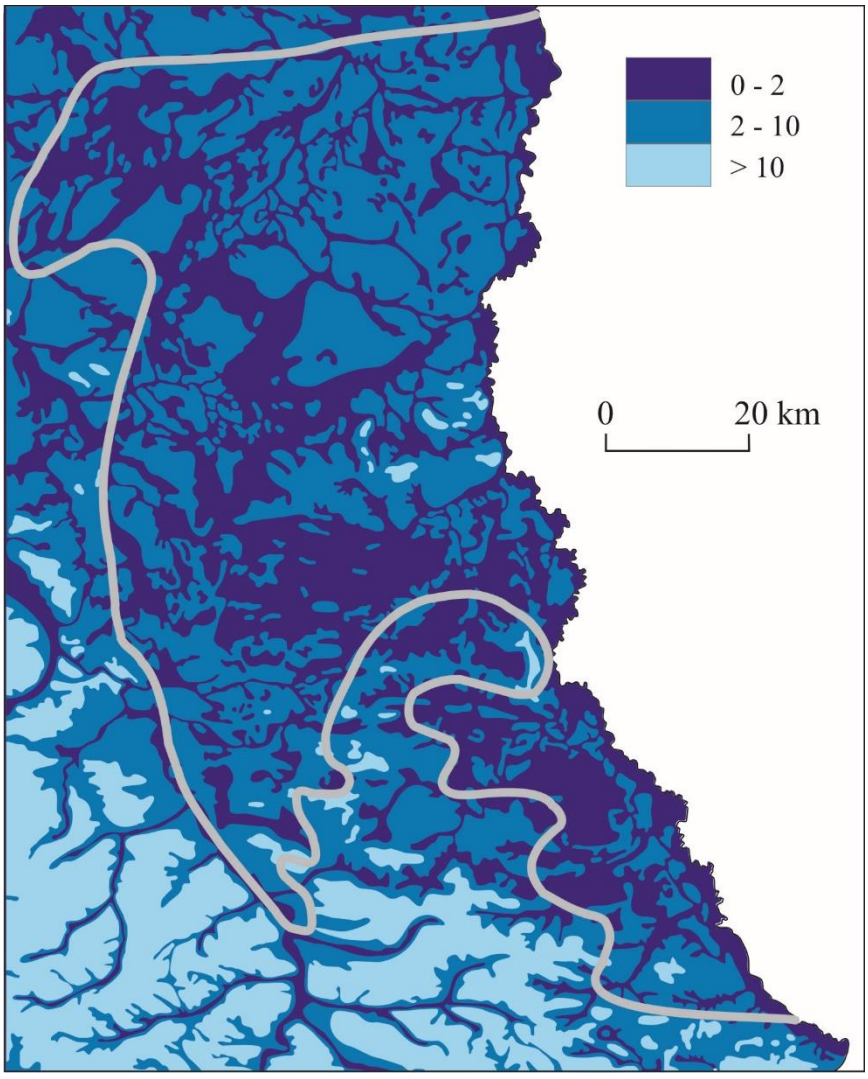


Ryc. 1. Ukształtowanie pierwszego zwierciadła wody podziemnej: 1 – granica Polesia Lubelskiego, 2 – hydroizohipsy, 3 – rzeki, 4 – jeziora i zbiorniki wody, 5 – większe miasta

Zdecydowanie większe spadki hydrauliczne stwierdzane są także w strefie pogranicza subregionów Wyżyny Lubelskiej i Polesia. Największe gradienty hydrauliczne istnieją w strefie wyżynnego subregionu Pagóry Chełmskie, a na Polesiu na tzw. Garbie Włodawskim. Górne odcinki typowych rzek poleskich słabo drenują wody podziemne, co wynika z małego rozcięcia erozyjnego wododziałowych partii Polesia, natomiast drenaż wód podziemnych zwiększa się

w środkowych i dolnych odcinkach dolin rzecznych wypełnionych przepuszczalnymi osadami [Wilgat 1963; Wilgat i in. 1984, 1992]. Po zmeliorowaniu terenu Polesia nastąpiło włączenie zagłębień bezodpływowych do sieci odpływu, co spowodowało znaczne zwiększenie drenażu wód podziemnych przez rzeki i kanały. Odnawialność wód podziemnych oceniana na podstawie analizy warunków filtracji i wielkości odpływu podziemnego i wynosi 1,9 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$.

Głębokość występowania zwierciadła wody podziemnej pierwszego poziomu jest mało zróżnicowana (ryc. 2). Najmniejsze miąższości strefy aeracji stwierdzane są w obrębie rozległej niższej równiny akumulacyjnej Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i w Obniżeniu Dubienki, gdzie we wszystkich dnach dolin i obniżeniach terenu wody utrzymują się na głębokości do 1 m. W obszarach wyżej wyniesionych równin piaszczystych głębokość występowania zwierciadła wody wzrasta do 2-6 m, a w strefach wzgórz ostańcowych i pagórków morenowych

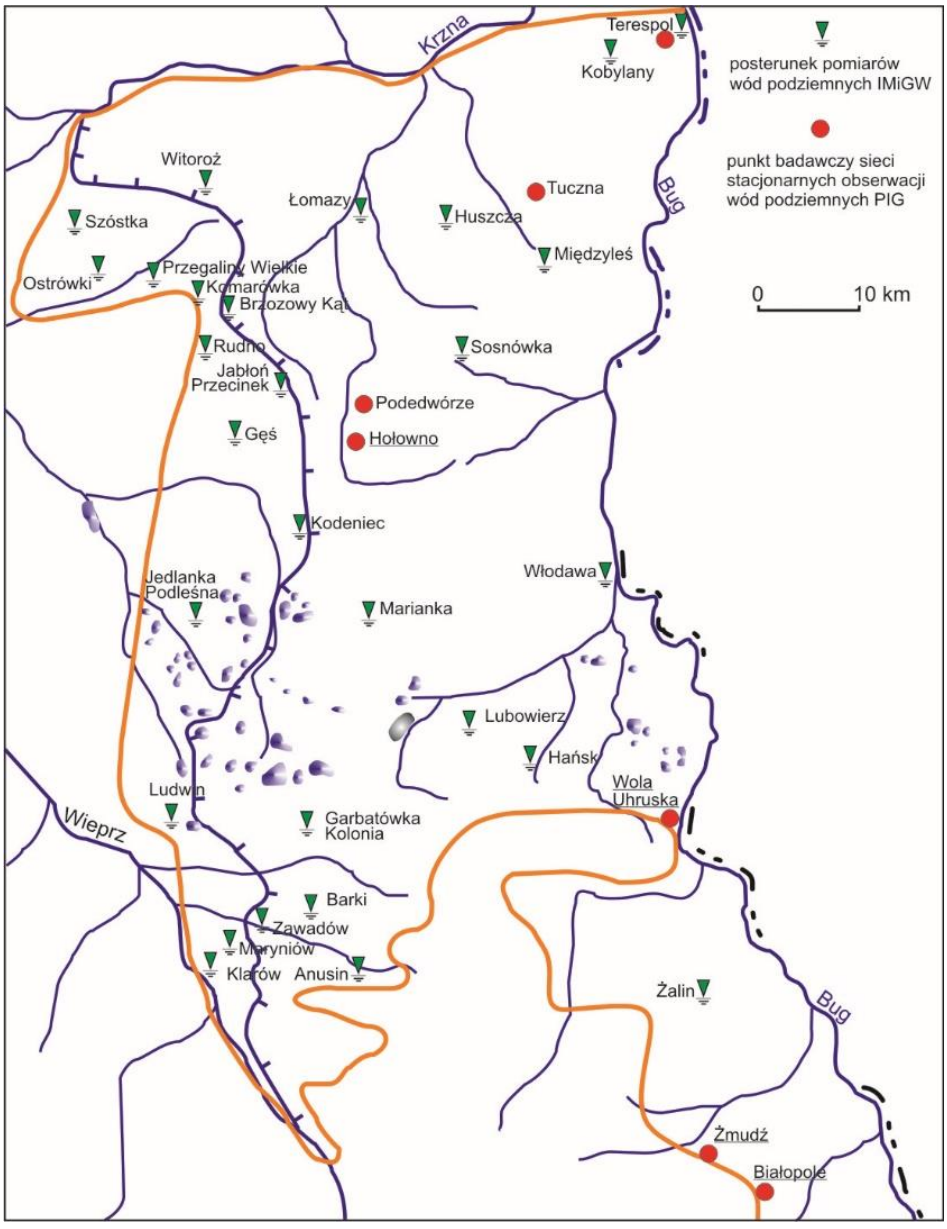


Ryc. 2. Głębokość występowania zwierciadła wody podziemnej w metrach

miąższość strefy aeracji wzrasta do 6-10 m. W miejscach wychodni skał węglanowych zwierciadło wody piętra kredowego występuje płytko i ma charakter swobodny.

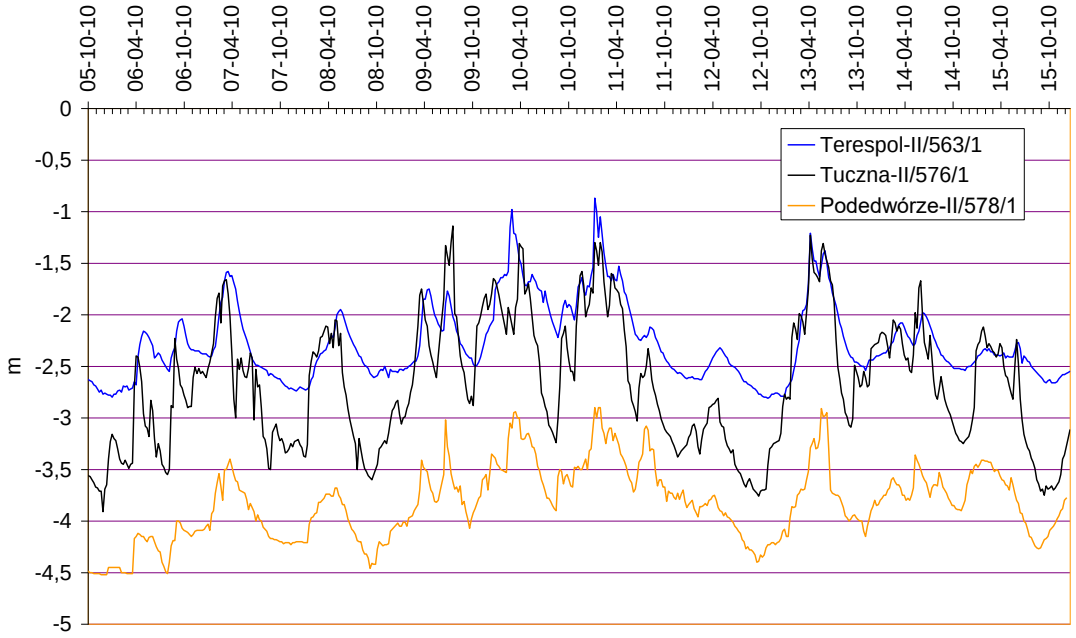
3.4.2.3. Wahania zwierciadła wody podziemnej i poziomu użytkowego

Na terenie Polesia Lubelskiego monitoring wód podziemnych prowadzony był przez IMGW do 2000 r. Pomiary stanów wody wykonywane były niemal wyłącznie w studniach kopanych. Sieć pomiarowa została zdecydowanie powiększona po wybudowaniu kanału Wieprz-Krzna (ryc. 3). Po 2000 r. monitoring wód podziemnych w Polsce prowadzony jest przez Państwowy Instytut Geologiczny, który systematycznie zwiększa liczbę stacji i zakres obserwacji. Pomiary wykonywane są w piezometrach i w studniach wierconych, z których



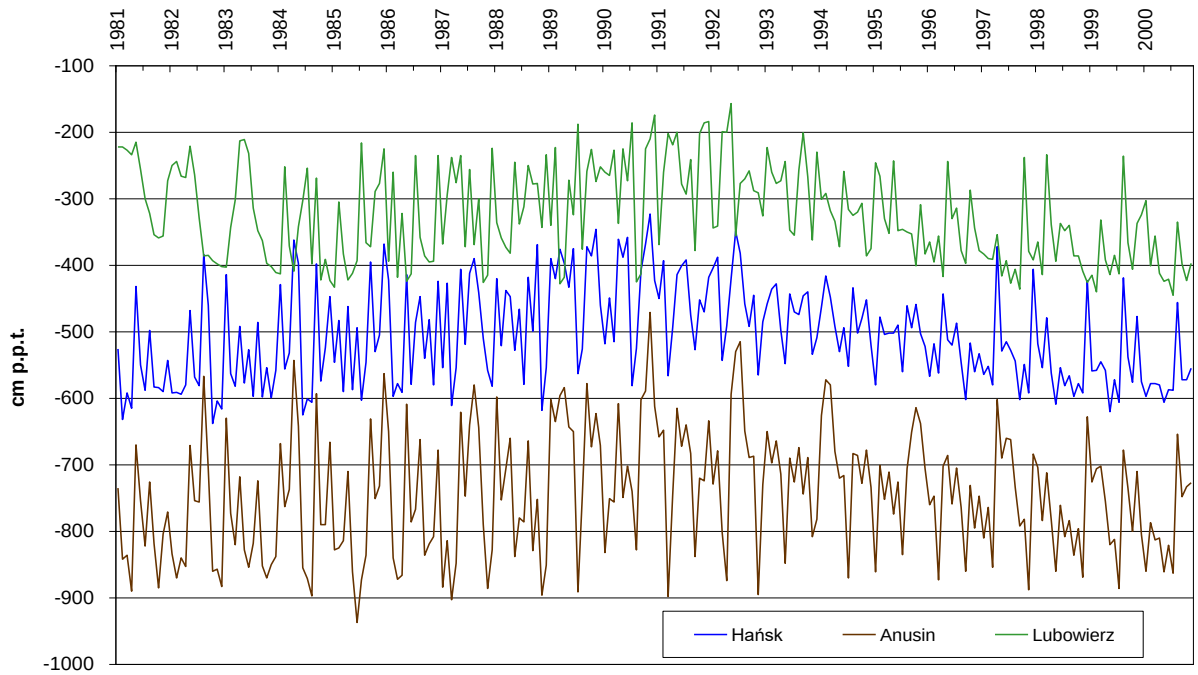
Ryc. 3. Rozmieszczenie punktów pomiarowych stanów wód podziemnych IMGW i PIG

najwięcej dokumentuje zmiany ciśnienia piezometrycznego wód krążących w skałach kredowych. Na rycinie 4 przedstawiono wyniki pomiarów prowadzonych w trzech stacjach ujmujących wody piętra czwartorzędowego. Warstwę wodonośną stanowią piaski oraz piaski ze żwirami, a głębokość otworów wynosi od 5,5 m (Terespol) do 38 m (Podedwórze).



Ryc. 4. Tygodniowe stany wody podziemnej wód poziomu czwartorzędowego PIG

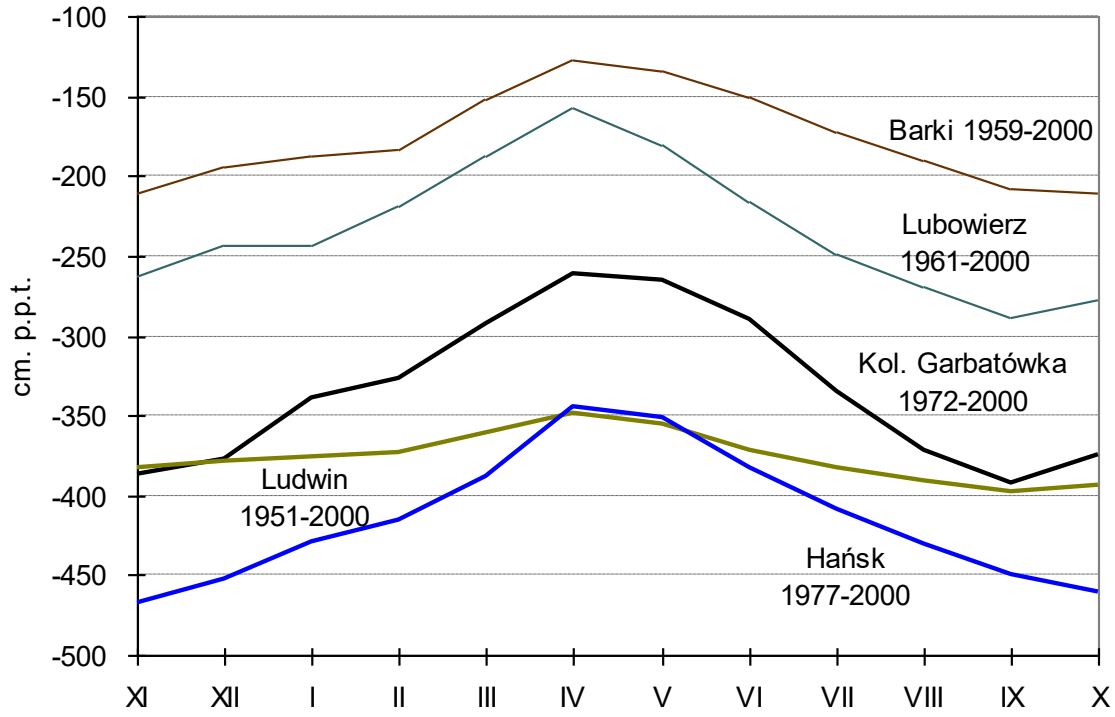
W regionie Polesia Lubelskiego zmiany położenia zwierciadła wody podziemnej pierwszego poziomu, mimo zróżnicowania litologicznego warstw wodonośnych i zmiennej miąższości strefy aeracji, odbywają się synchronicznie [Wilgat i in. 1984]. Wynika to z dominującej roli zasilania opadowego i roztopowego w uzupełnianiu zasobów wody. Zasilanie w miesiącach jesienno-zimowych zaznacza się systematycznym podniesieniem stanów wody, co doskonale dokumentują miesięczne stany wody zestawione dla trzech studni Polesia (ryc. 5). Amplituda wahań zwierciadła wód podziemnych jest bardzo zróżnicowana, a jej wielkość nawiązuje do położenia morfologicznego punktu obserwacyjnego. W obszarach równin akumulacyjnych nie przekracza 1 m, a w wyżej położonych terenach, przy głębiej występujących wodach, dochodzi do 2-3 m.



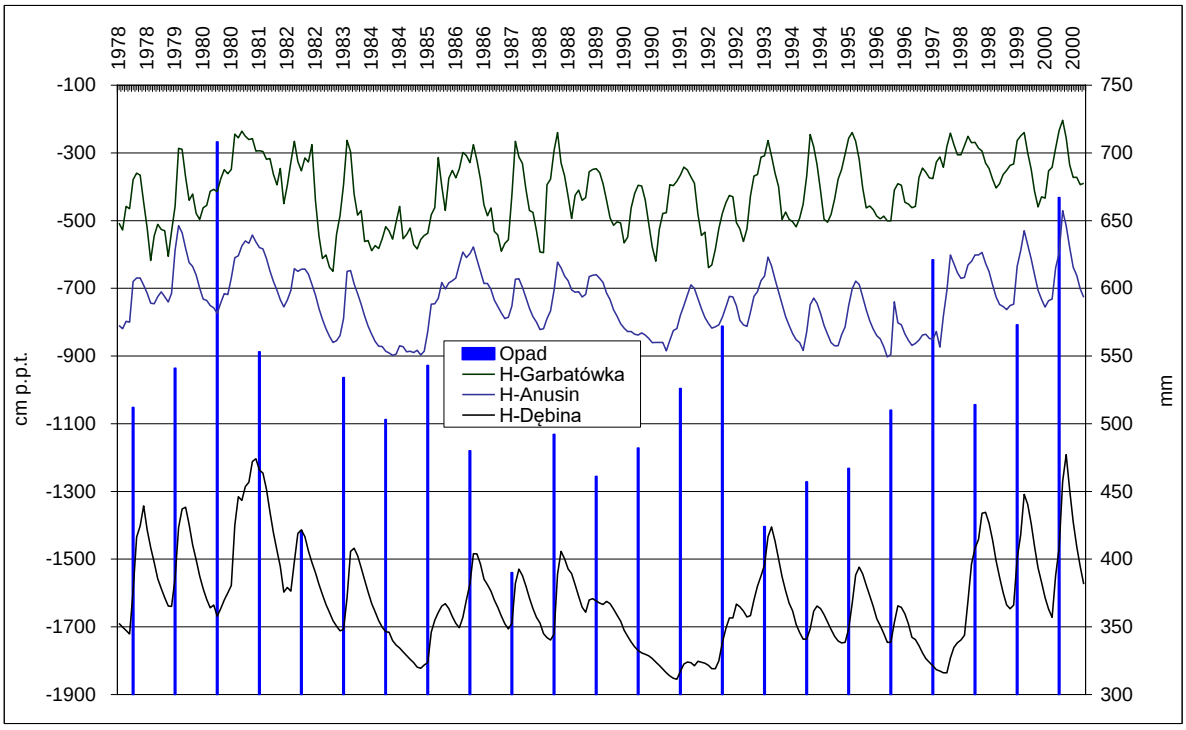
Ryc. 5. Miesięczne stany zwierciadła wód podziemnych w wybranych stacjach IMGW

W ujęciu sezonowym maksymalne stany wód wypadają zwykle w kwietniu lub w marcu. W następnych miesiącach stwierdza się systematyczne obniżenia zwierciadła wody do minimalnych stanów notowanych w jesieni (ryc. 6). W miesiącach letnich, mimo wysokich opadów i płytkiego występowania zwierciadła wody, stany wody podziemnej obniżają się, głównie z powodu wysokiej ewapotranspiracji. Uzupełnianie zasobów wody podziemnej następuje w okresie deszczowego zasilania jesiennego oraz roztopowego w zimie i w okresie wczesnej wiosny. Stosunkowo niskie opady oraz małe możliwości retencyjne gruntu prowadzą do pojawiania się w okresie letnim strukturalnych deficytów wody w regionie Polesia Lubelskiego [Wojciechowski 1965].

Rytm zwierciadła wody w okresie wieloletnim, oprócz wyraźnej zmienności sezonowej, wskazuje na wieloletnie wahania zasobów wody wynikające z pojawiania się serii lat suchych lub mokrych. Cecha ta wynika przede wszystkim z małych możliwości retencyjnych gruntu. Na rycinie 7 przedstawiono średnie roczne sumy opadu ze stacji w Garbatówce i w Chełmie oraz miesięczne stany wody w Garbatówce, Anusinie i Dębinie. Bardzo czytelne są na niej okresy lat o większych i mniejszych zasobach. Najczęściej na ten cykl wieloletni nałożone są zmiany sezonowe powodowane zwiększonym zasilaniem w miesiącach z niskimi temperaturami powietrza i tym samym małymi wartościami ewapotranspiracji. W ujęciu generalnym okres wiosenny jest zwykle zasobny w wodę, a koniec lata i początek jesieni zaznaczają się deficytami wody.



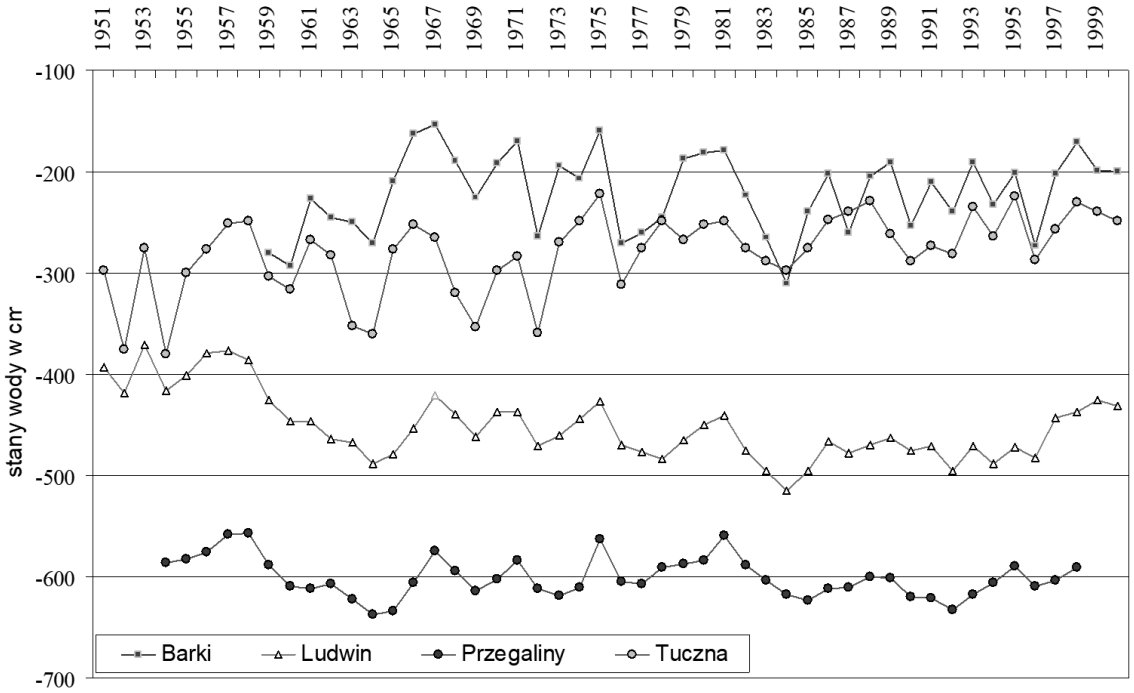
Ryc. 6. Średnie miesięczne stany wody podziemnej w stacjach IMGW



Ryc. 7. Roczne sumy opadu i miesięczne stany wody podziemnej (H) w stacjach IMGW (1978-2000)

Zebrane materiały hydrometeorologiczne wskazują na silne uzależnienie zasobów wody Polesia Lubelskiego, zarówno podziemnej, jak i powierzchniowej, od zasilania

atmosferycznego. Przejawia się to w występowaniu kilkuletnich cykli lat z wysokimi lub niskimi stanami wody i przepływami rzek, co było związane z małym lub wysokim zasilaniem atmosferycznym. Występowanie kilkuletnich okresów wysokich i niskich zasobów podkreślają stany wody podziemnej zestawione dla wybranych czterech stacji Polesia Lubelskiego (ryc. 8).



Ryc. 8. Średnie roczne stany wód podziemnych w wybranych studniach IMGW (1951-2000)

Obserwacje i pomiary stanów wody różnych warstw wodonośnych, prowadzone w studniach i piezometrach, wykazują, że zasobność wodna pierwszego (płytkiego) poziomu jest kształtowana zarówno przez opady atmosferyczne, jak również przez dopływ wody z głębszych warstw czwartorzędu, trzeciorzędu, a przede wszystkim z kredy. W cyklu wieloletnim i sezonowym wykazują one niezwykle małą amplitudę wahań zwierciadła wody. Znaczenie zasilania wgłębnego na obszarze Polesia Lubelskiego wyraźniej dostrzegane jest w długich letnich okresach bezopadowych przez utrzymywanie się obszarów podmokłych w okresach deficytów wody. Głębiej występujące wody naporowe decydowały – przed wykopaniem rowów odwadniających – o wielkiej stabilizacji zwierciadła wód w terenach niżej położonych [Michalczyk, Zarębski 1995]. Po pogłębieniu sieci odwadniającej i wykonaniu głębokich rowów znacznie redukowane jest ciśnienie wód naporowych, co prowadzi do zwiększenia amplitudy wahań zwierciadła wód podziemnych pierwszego poziomu i jego okresowego przesuszania.

3.4.2.4. Wykorzystanie zasobów wody podziemnej

Wody podziemne piętra kredowego, trzeciorzędowego i czwartorzędowego wykorzystywane są do zaopatrzenia w wodę gospodarki komunalnej, przemysłu i gospodarstw wiejskich. Rozmieszczenie ujęć wody i wielkość jej poboru są nierównomierne. Największe ilości wody podziemnej pobierane są w miastach i w sąsiedztwie zakładów przemysłowych.

Zużycie wody w obrębie gmin wiejskich jest relatywnie niewielkie (tab. 1), podobnie w małych miastach Polesia Lubelskiego: Ostrów Lubelski, Parczew, Włodawa. Większe skupiska ludności są w miastach położonych poza regionem: Krasnystaw, Łęczna, Rejowiec, Chełm, Międzyrzec i Biała Podlaska. Łączne zużycie wody w 2017 r. w gminach wchodzących w obręb Polesia Lubelskiego wyniosło 10,86 mln m^3, czyli 0,337 $m^3 \cdot s^{-1}$. Również niewielki jest jednostkowy pobór wody, gdyż w sekundzie z jednego kilometra kwadratowego pobieranych jest 45 dm^3 wody. Do rzek wraca 6220 tys. m^3 wód pościekowych, czyli 0,0268 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$. W ujęciu generalnym zarówno pobór wody na potrzeby komunalne, jak i odprowadzane wody pościekowe mają niskie wartości, które nie wpływają znacząco na stan środowiska przyrodniczego.

Tab. 1. Zużycie wody w gospodarstwach domowych i ścieki odprowadzane siecią kanalizacyjną w 2017 r. w gminach Polesia Lubelskiego (opracowano na podstawie materiałów GUS: Województwo lubelskie, podregiony, powiaty, gminy 2018. Urząd Statystyczny w Lublinie, 2018)

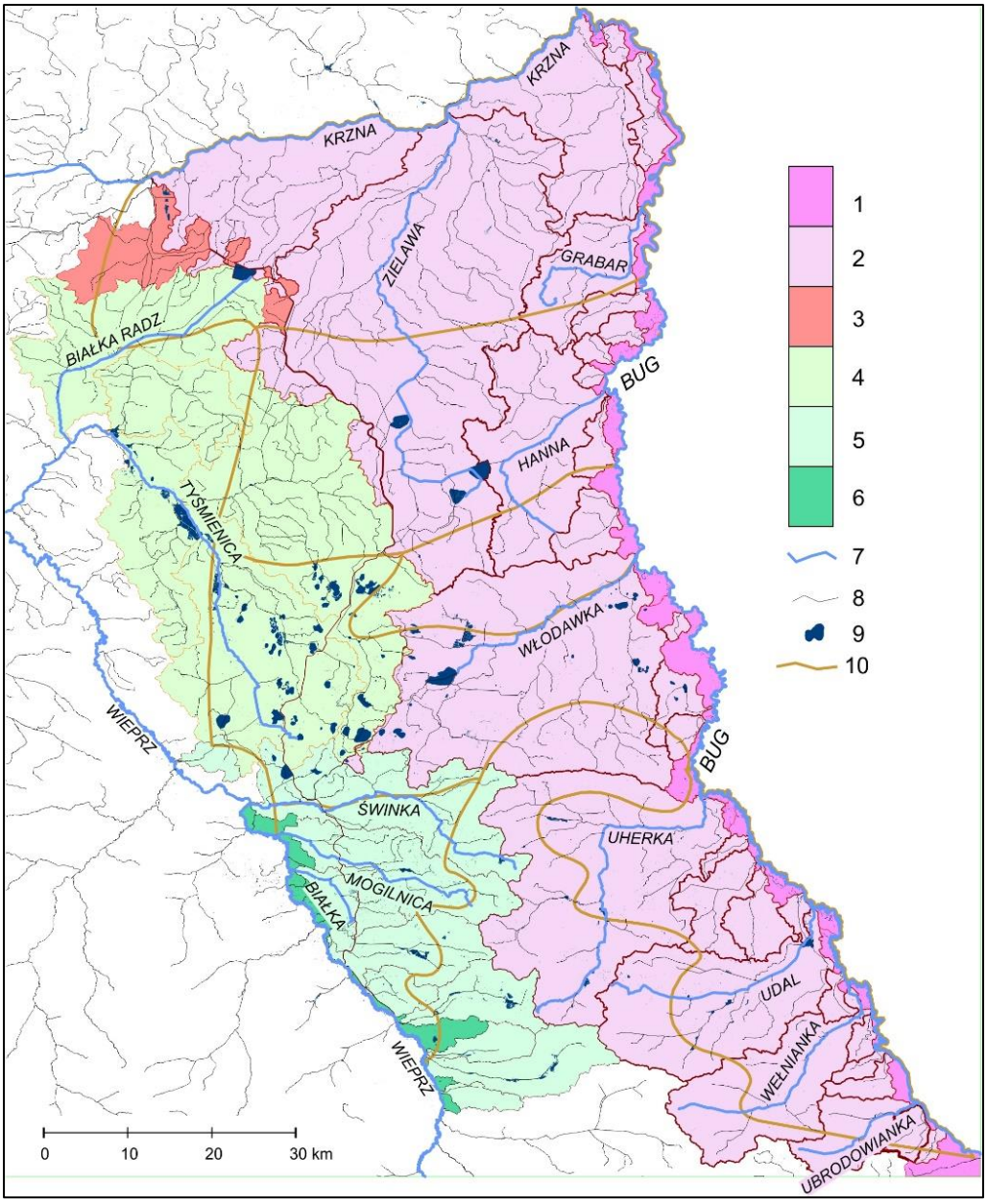
Powierzchnia km^2	Zużycie wody z wodociągów w gospodarstwach domowych [m^3]	Ścieki odprowadzane siecią kanalizacyjną [m^3]
7559,7	10 858 700	6 220 100
Jednostkowy pobór wody i zrzut ścieków w litrach na sekundę z kilometra kwadratowego	0,0446	0,0268

3.4.3. Wody powierzchniowe

3.4.3.1. Podział hydrograficzny

Według Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (MPHP10), Polesie Lubelskie stanowi zespół zlewni rzecznych (ryc. 9, tab. 2) o różnym stopniu przekształceń sieci odwodnieniowej. W stanie zbliżonym do naturalnego są niewielkie zlewnie przyrzecza Bugu o łącznej powierzchni 231,30 km^2 oraz przyrzecza Wieprza (72,274 km^2). Ooło 90% powierzchni badanego obszaru zajmują zlewnie noszące piętno antropopresji. Sytuacja ta spowodowana jest trwającymi od ponad 200 lat próbami odprowadzenia nadmiaru wód z obszarów podmokłych, a także

skierowania ich na obszary deficytowe. Przecięcie obszaru Polesia w jego zachodniej części kanałem Wieprz-Krzna spowodowało istotną dla obiegu wody fragmentację przestrzeni hydrograficznej. Antropogenicznie ukształtowana zlewnia kanału Wieprz-Krzna o powierzchni 415,27 km^2 rozdziela pierwotnie naturalne zlewnie Świnki, Tyśmienicy i Krzny (ryc. 9). W całkowitej powierzchni regionu, wynoszącej 5636 km^2, największy obszar zajmują zlewnie Krzny i Tyśmienicy, łącznie obejmujące prawie 3000 km^2.



Ryc. 9. Podział hydrograficzny Polesia Lubelskiego

1. zlewnia bezpośrednia Bugu, 2. zlewnie dopływów Bugu, 3. antropogeniczna zlewnia kanału Wieprz-Krzna, 4. zlewnia Tyśmienicy z Białką Radzyńską, 5. zlewnie dopływów Wieprza, 6. bezpośrednia zlewnia Wieprza, 7. rzeki odwadniające główne zlewnie, 8. inne rzeki, 9. większe akweny, 10. granice subregionów

Tab. 2. Podstawowe charakterystyki zlewni głównych rzek Polesia Lubelskiego

Zlewnia	Powierzchnia rzeczywista (km^2)	Długość działu wodnego (km)	Główny kierunek nachylenia zlewni (°)	Średnie nachylenie zlewni (°)	Wysokość maksymalna (m n.p.m)	Wysokość minimalna – ujście rzeki (m n.p.m.)	Wysokość średnia (m n.p.m.)	Maksymalna wysokość rzeki – źródło (m n.p.m.)	Długość rzeki głównej (km)	Spadek rzeki głównej (‰)
Białka Radzyńska	299,48	143,39	E (93°)	0,24	163,8	133,3	152,0	149,0	35,67	0,44
Tyśmienica (do Starej Piwonii)	1167,97	252,74	E (75°)	0,33	207,5	134,2	159,8	167,7	50,04	0,67
Świnka	270,31	141,50	E (72°)	0,56	241,3	156,5	178,0	198,2	42,77	0,97
Mogilnica	153,60	97,58	NE (67°)	0,64	249,1	158,7	183,4	196,1	29,45	1,27
Białka Pd.	65,62	50,42	NE (60°)	0,47	211,3	161,3	174,0	169,9	12,30	0,70
Ubrodowianka	77,21	51,94	NE (67°)	0,86	232,5	172,9	206,5	216,8	17,08	2,57
Udal	324,69	108,81	E (69°)	0,81	262,5	168,7	193,0	196,0	32,79	0,83
Uherka	573,14	149,49	E (88°)	0,84	275,0	162,9	192,3	210,8	46,49	1,03
Wełnianka	226,73	99,02	NE (64°)	1,22	292,5	171,7	207,1	221,7	33,60	1,49
Włodawka	744,76	189,68	E (81°)	0,44	236,3	154,1	174,1	165,5	32,35	0,36
Hanna	280,32	123,50	E (81°)	0,29	198,8	145,6	160,7	162,5	27,51	0,62
Grabar	129,56	73,80	E (72°)	0,18	161,3	138,7	152,8	157,5	26,97	0,70
Krzna (cala zlewnia)	1746,98	364,02	E (71°)	0,23	205,0	128,7	150,2	143,7	69,45	0,22
Zielawa	1075,60	225,85	E (70°)	0,21	205,0	134,0	152,5	158,8	68,22	0,36

Zlewnie głównych rzek poleskich charakteryzuje symetria skrzydeł, a zlewnie rzek odwadniających w górnej części obszary wyżynne mają wydłużony kształt. W kontraście do geometrii prawie naturalnych cieków wyraźnie zaznaczają się strefy bezpośredniego oddziaływania kanałów i doprowadzalników. Strefa ich działu wodnego znajduje się w pobliżu cieku, z reguły przebiegając po koronie nasypów. Dlatego też zlewnie antropogeniczne cechuje bardzo wydłużony kształt o niewielkiej szerokości.

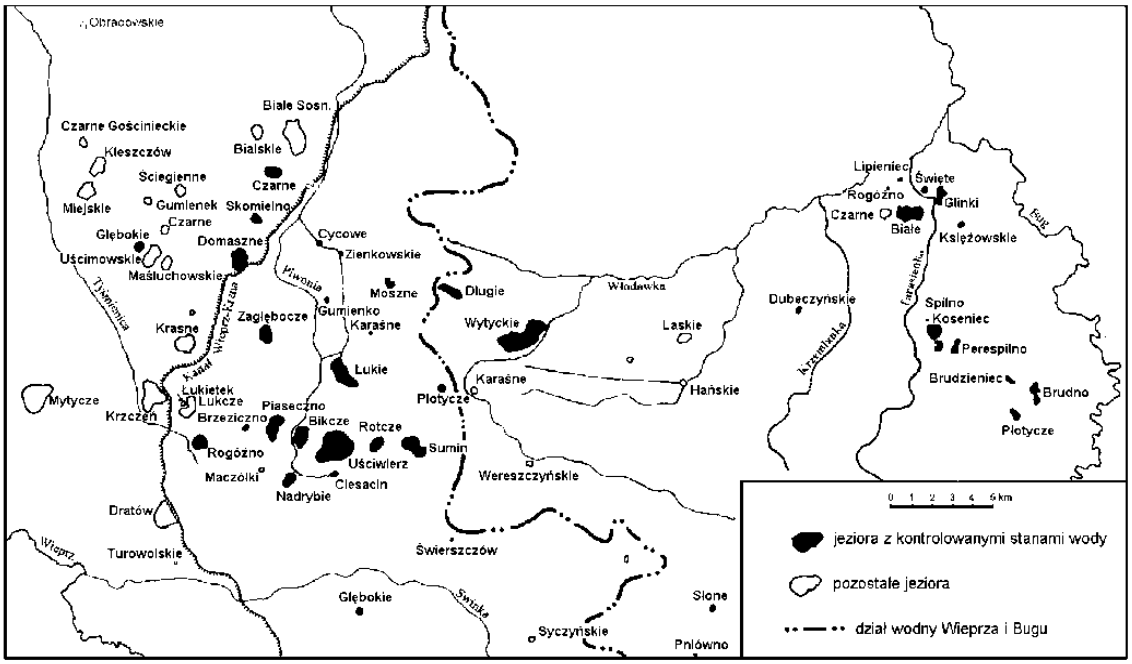
3.4.3.2. Wody powierzchniowe stojące

Obszar Polesia Lubelskiego charakteryzuje gęsta tkanka wód powierzchniowych, którą tworzą: jeziora, zbiorniki retencyjne, stawy, torfianki, sadzawki. Jest to związane z bardzo płytkim występowaniem zwierciadła wody podziemnej, szczególnie na rozległych obszarach równin akumulacyjnych oraz w dnach dolin rzecznych. Istniejące tam zagłębienia wypełniają torfy, występujące w najniżej położonych obszarach. W południowej części Polesia Lubelskiego, na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, Obniżenia Dorohuckiego i Obniżenia Dubienki, na powierzchni 4000 km^2 zarejestrowano 800 torfowisk o łącznej powierzchni 450 km^2 [Borowiec 1990]. Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim istnieje kilkanaście dużych obiektów, których powierzchnie przekraczają 10 km^2, z których największym jest torfowisko Krowie Bagno (33,5 km^2). Jako najcenniejsze obiekty hydrologiczne Polesia wskazywane są jeziora, których główne skupienie znajduje się w subregionie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (ryc. 10) oraz w dolinie Bugu.

Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie usytuowane jest w południowej części pasa niżu europejskiego, w strefie przylegającej do przedpola pasa wyżyn. Na początku lat 50. ubiegłego wieku T. Wilgat [1954] zarejestrował w tym obszarze 68 jezior o powierzchni ponad 1 ha. W następnych latach dwa płytkie jeziora w naturalny sposób zanikły, a 6 jezior zamieniono na zbiorniki retencyjne.

Jeziora stanowią wyróżniający się element sieci hydrograficznej subregionu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Cechują się powolną wymianą wody, reprezentują różne typy troficzne, termiczne i hydrochemiczne [Wilgat i in. 1992]. W przyjętych granicach opracowania znajduje się obecnie 58 jezior i zbiorników (jezior przekształconych w zbiorniki). Zajmują one powierzchnię 27,427 km^2. Rozmieszczenie jezior w subregionie jest wyraźnie asymetryczne. W części wschodniej, nie wliczając jezior rzecznych w dolinie Bugu, jest ich mniej, bo zaledwie 14 i występują one w trzech wyraźnych zgrupowaniach. Na północo-wschodzie jest to grupa jezior włodawskich: Białe, Czarne, Rogóźno, Lipiniec, Święte, Glinki i Orchówek (Księżowskie),

których skupienie można zamknąć ekwidystantą (buforem) 800 m i powierzchni (wraz z jeziorami) 18,4 km^2. Na południe od grupy jezior włodawskich można wskazać dwa zespoły jezior sobiborskich. Pierwszy z nich tworzą akweny: Wspólne (Spilno), Koseniec i Perespilno (Perespa). Drugą, bardziej rozproszoną, dotykającą do krawędzi dużego paleomeandra, formują także trzy jeziora: Brudzieniec Brudno i Płotycze odległe od siebie o około 1 km. W przypadku grupy jezior Wspólne-Koseniec-Perespilno przy wypełnieniu wodą Stawu Zawołocze, położonego pomiędzy jeziorami Koseniec i Prerespilno, odległości od brzegów sąsiadujących ze sobą zbiorników wodnych nie przekraczają 150 m, obejmując powierzchnię jedynie 2,6 km^2, w tym 1,2 km^2 tafli wody. W odległości około 7 km na zachód od Jeziora Wspólnego znajduje się Jezioro Dubeczyńskie zajmujące współcześnie niewielki, centralny fragment zatorfionego obniżenia. Pojedyncze jeziora występują także w środkowej części Pojezierza i podobnie jak Jezioro Dubeczyńskie stanowią relikt dużego prajeziora zajmującego misę Krowiego Bagna. Te niewielkie i płytkie zbiorniki położone są w strefach gytiowisk [Bałaga i in. 1983].



Ryc. 10. Rozmieszczenie jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

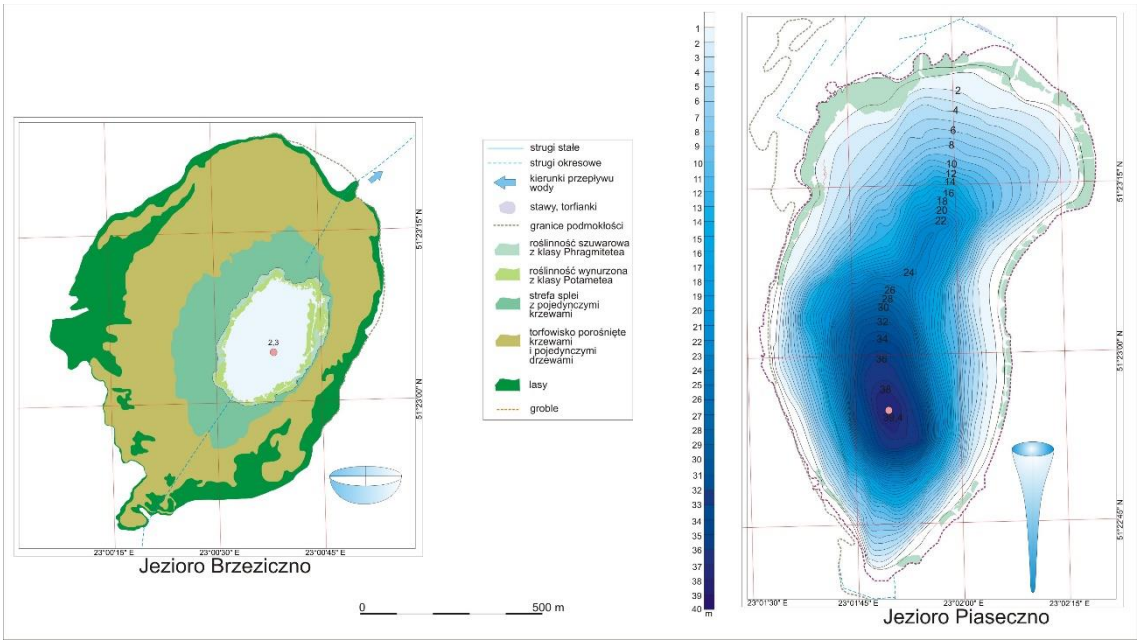
Na północnym obrzeżu Krowiego Bagna znajdują się dwa niewielkie jeziora – większe Lubowierz i mniejsze Lubowierzek, odległe od pierwszego o około 160 m. Jezioro Hańskie położone jest we wschodniej części torfowiska. W północno-wschodniej części wyżej wymienionego obniżenia występowało do niedawna silnie zarastające Jezioro Laskie. Przejaw wody na powierzchni w tym miejscu zaznacza się obecnie jedynie w długotrwałych okresach nadmiaru opadu. W zachodniej części niecki Bagna Bubnów położone jest Jezioro

Wereszczyńskie. Tych kilka niewielkich jezior centralnej części Pojezierza stanowi istotną dokumentację zalądowienia jezior, ostatniego etapu ich ewolucji.

Na zachód od dużych, zwartych kompleksów torfowiskowych znajduje się grupa jezior okalających kredowy Guz Woli Wereszczyńskiej. Największe z nich, zajmujące obniżenie pomiędzy Krowim Bagnem na wschodzie a wyniosłością kredową na zachodzie, to współczesny Zbiornik Wytycki – pierwotnie Jezioro Wytyckie (ryc. 10). Następne, rozlokowane opaskowo wokół Guza Woli Wereszczyńskiej, to: Karaśne k. Urszulina, Płotycze k. Urszulina, Łukie, Karaśne i Długie (ryc. 10). Wszystkie wymienione powyżej jeziora charakteryzują się niewielkimi głębokościami i znacznym zarastaniem. Na południe od nich, w układzie równoleżnikowym, znajduje się grupa jezior uściwierskich, położona na skłonie rozległego obniżenia morfologicznego o założeniach strukturalnych. Wymieniając od wschodu są to: Sumin, Rotcze, największe na Pojezierzu Uściwierz oraz Bikcze. Jeziora te cechują niewielkie głębokości i bardzo rozległa strefa litoralna. W obrębie sąsiadujących od południa z obniżeniem uściwierskim kompleksach torfowiskowych znajduje się grupa trzech kolejnych płytkich jezior: Ciesacin, Uściwierzek i Nadrybie. W niektórych opracowaniach nazwą jeziora uściwierskie objęte są także akweny położone na zachód od jeziora Bikcze – Piaseczno i Brzeziczno. Za takim zgrupowaniem obiektów przemawia bliskość ich położenia – ekwidystanta 500 m (od brzegów dziewięciu jezior obejmuje powierzchnię 26 km^2, z czego 6,15 km^2 zajmuje woda). O niewłączaniu Piaseczna i Brzeziczna do grupy jezior uściwierskich decyduje jednak ich położenie morfologiczne. Misy tych zbiorników, bardzo silnie kontrastujące ze sobą, wypreparowane są w luźnych, neoplejstoceńskich utworach mineralnych, w strefie działu wodnego. Jezioro Piaseczno (ryc. 11) jest najgłębszym zbiornikiem na Pojezierzu (39,4 m), a położone na zachód od niego Brzeziczno o głębokości maksymalnej około 2 m, otoczone szerokim wieńcem torfowisk i splei, znajduje się w ostatniej fazie ewolucji.

W odległości około 2 km na południowy zachód od jeziora Brzeziczno, u podnóża strefy wododziałowej, znajduje się głębokie jezioro Rogóźno (25 m). Jeziora zachodniej części Pojezierza układają się w ciągi subpołudnikowe, co ma związek z przebiegiem głównych dyslokacji tektonicznych kompleksu mezo-kenozoicznego oraz założonych na nich głębokich, kopalnych rynnach erozyjnych [Dobrowolski, Harasimiuk 2002]. Najbliżej jeziora Rogóźno, w odległości 1,3 km na NW od niego, położone są jeziora Łukcze i Łukietek, a po zachodniej stronie kanału Wieprz-Krzna zbiornik Krzczeń. Na wskazanym powyżej kierunku NW, aż do ujścia Bobrówki do Tyśmienicy, znajdują się następujące jeziora: Krasne o głębokości maksymalnej 36 m, prawie zanikłe Orzechówek, grupa jezior uścimowskich – Maśluchowskie,

Uścimowskie, Głębokie Uścimowskie i Czarne Uścimowskie. Niekiedy do tej grupy przypisuje się dwa jeziora położone dalej na północ: Gumienek i Ściegienne. W kierunku NW od jezior uścimowskich, w widłach Tyśmienicy i Bobrówki, grupują się trzy jeziora ostrowskie: Miejskie, Kleszczów i Czarne Gościnieckie, których powierzchnie zamyka ekwidystanta 500 m. Drugi ciąg jezior ułożonych linijnie na kierunku północnym od Rogóźna i Piaseczna stanowią dwa położone samotnie: Zagłębocze (23m) i Gumienko, oraz dwa przepływowe na rzece Piwonii: Zienkowskie i Cycowe (Komorowskie). Do tej strefy można zaliczyć zbiorniki Domaszne i Skomielno założone w miejscu płytkich jezior oraz najdalej na północ wysuniętą grupę trzech jezior sosnowickich: dosyć głębokich – Czarnego Sosnowickiego (15,6 m), Bialskiego (18 m) oraz płytkiego o charakterze stawu – Białego Sosnowickiego.



Ryc. 11. Specyficzne jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – o różnych kształtach mis – bardzo płytkie i bardzo głębokie położone obok siebie

W zdecydowanej większości są to małe akweny (największy Uściwierz ma powierzchnię 284 ha), o słabo rozwiniętej linii brzegowej, kształtem zbliżone do owalu (tab. 3 i 4). Pięć jezior zajmuje powierzchnię 100-150 ha, a najliczniejszą grupę stanowią jeziora o powierzchni od 10 do 50 ha. Głębokości jezior są zróżnicowane. Głębokość maksymalna 28 jezior jest mniejsza od 3 m, a w trzech przekracza 30 m – Piaseczno (38,8 m), Białe Włodawskie (33,6 m) i Krasne (33 m). Pojemność poszczególnych jezior jest niewielka, wynosi najczęściej 1-2 mln m^3. Najwięcej wody retencjonują jeziora: Białe Włodawskie (15,0 mln m^3), Piaseczno (10,7 mln m^3) oraz Uściwierz (9,2 mln m^3). Objętość wody zmagazynowanej we wszystkich jeziorach naturalnych

i zamienionych na zbiorniki retencyjne wynosi tylko 107 mln m^3. Większość jezior intensywnie zarasta, a liczne zagłębienia obecnie wypełnione torfem i gytią wskazują na zaawansowany proces zaniku jezior. Otaczające je szerokie strefy splei i roślinności wodolubnej uniemożliwiają precyzyjne wyznaczenie linii brzegowej jezior i w związku z tym również dokładnej ich powierzchni [Turczyński i in. 2009b]. Badania terenowe obejmujące 56 jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wykazały, że w 33 przypadkach cała linia brzegowa ma charakter niepewny. Jedynie 5 jezior charakteryzuje się pewną linią brzegową w ponad 50% obwodu i są to Białe Włodawskie, Bialskie, Maśluchowskie, Gumienek i Piaseczno.

Tab. 3. Parametry morfometryczne najgłębszych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Głębokość (m)		Linia brzegowa (m)	Pojemność (tys. m^3)
		maksymalna	średnia		
Piaseczno	84,7	38,8	12,6	3 788	10 674
Białe Włodawskie	106,4	33,6	14,1	4 262	14 998
Krasne	75,9	33,0	10,8	3 514	8 180
Rogóźno	57,1	25,4	7,4	2 757	4 209
Zagłębocze	59,0	25,0	7,3	2 873	4 279
Bialskie	31,7	18,2	6,8	2 038	1 258
Czarne Sosnowickie	38,8	15,6	5,1	2 519	1 968
Czarne Włodawskie	23,6	11,4	3,0	1 909	704
Czarne Uścimowskie	24,8	10,3	3,7	1 823	915
Święte	5,7	9,6	3,4	948	194

Tab. 4. Parametry morfometryczne największych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Głębokość (m)		Linia brzegowa (m)	Pojemność (tys. m^3)
		maksymalna	średnia		
Uściwierz	284,1	6,6	3,1	6 596	9 167
Łukie	150,1	6,5	1,8	6 048	2 726
Białe Sosnowickie	144,8	2,7	1,3	5 426	2 018
Białe Włodawskie	106,4	33,6	14,1	4 262	14 998
Sumin	91,5	6,5	1,6	4 813	1 454
Bikcze	85,0	3,3	1,5	3 587	1 269
Piaseczno	84,7	38,8	12,6	3 788	10 674
Krasne	75,9	33,0	10,8	3 514	8 180
Uścimowskie	66,7	4,4	2,7	3 746	1 795
Wspólne (Spilno)	65,3	2,3	1,4	3 080	9 14

Wahania stanów wody w naturalnych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wykazują zgodność z dynamiką zwierciadła wód podziemnych. Wieloletnie amplitudy zmian stanów wody w naturalnych jeziorach są bardzo zróżnicowane – od 43 do 171 cm, a najczęściej mieszczą się w granicach 45-70 cm (tab. 5). Zmiany poziomu wody odzwierciedlają warunki zasilania i drenażu jeziora. Wysokie stany wody występują w okresie wiosennym, a niskie na przełomie lata i jesieni. Okresy pojawiania się stanów skrajnych w poszczególnych latach nie zawsze są harmonijne, co wynika z odmiennych warunków ich zasilania. Własnym rytmem wahań zwierciadła wody cechują się jeziora zamienione na zbiorniki retencyjne (np. Domaszne, Skomielno i Wytyckie), a także jeziora małe o podpiętrzanym odpływie (np. Cycowe i Zienkowskie). W tych jeziorach roczna amplituda wahań stanów wody wynosi 70-160 cm, co wskazuje na intensywną wymianę, wynoszącą nawet około 60% masy wody.

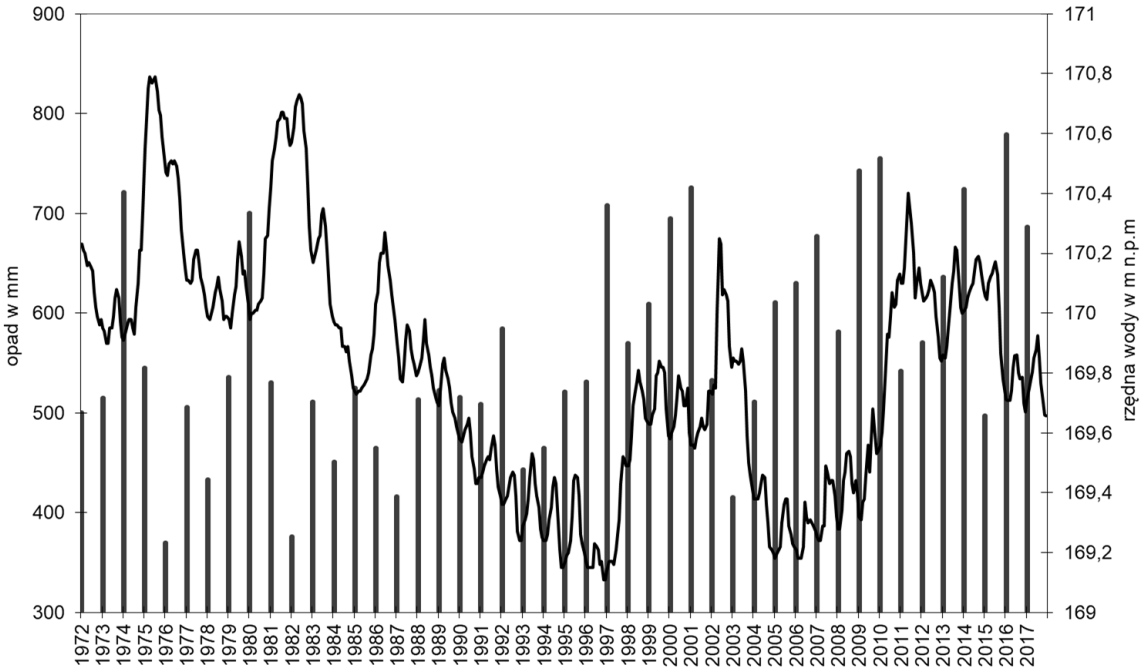
Tab. 5. Okresy obserwacji i amplitudy wahań zwierciadła wody w jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Michalczyk i in. 2011, uzup.]

Jezioro	Okres obserwacji	Amplituda (cm)	Jezioro	Okres obserwacji	Amplituda (cm)
Białe Włodawskie	1993-2017	79	Łukie	1991-2005	70
	1971-1982 1993-2004	79			
Bikcze	1991-1996	54	Moszne	1991-2003	51
Brudno	1993-2004	71	Nadrybie	1991-2002	97
Brudzieniec	1993-2004	78	Perespilno	1993-2002	85
				1957-1967 1993-2002	85
Brzeziczno	1991-1995	40	Piaseczno	1991-2010	114
				1971-2017	171
Ciesacin	1993-2002	71	Płotycze	1993-2004	112
Cycowe (Komorowskie)	1993-2003	105	Płotycze k.Urszulina	1993-2003	60
Czarne Sosnowickie	1993-2003	71	Rogóźno	1991-2017	71
Długie	1991-2003	64	Rotcze	1991-2017	91
Domaszne	1993-2002	168	Skomielno	1993-2002	77
Dubeczyńskie	1993-2002	85	Słone	1993-2002	54
Glinki	1993-2002	54	Spilno (Wspólne)	1993-2003	108
Głębokie Cycowskie	1991-2017	80	Sumin	1991-2017	92
Głębokie Uścimowskie	1991-2017	73	Świerszczów	1993-1999	87
Gumienko	1991-2003	45	Święte	1993-2002	58
Karaśne PPN	1991-1998	43	Uściwierz	1991-2017	76
Koseniec	1993-2004	52	Wytyckie	1993-2002	89
Księżowskie (Orchowe)	1993-2004	64	Zagłębocze	1991-2017	72
Lipieniec	1993-2004	68	Zienkowskie	1993-2002	109

Obserwacje stanów wody w jeziorach były prowadzone w różnych okresach. W latach 1957-1967 rejestrowano na potrzeby Instytutu Badawczego Leśnictwa stany wody w jeziorze Perespilno, a w okresie 1971-1982 w ramach sieci IMGW wykonywano je w dwóch jeziorach: Piaseczno i Białe Włodawskie. W następnych latach stałe lub okresowe odczyty stanów wody rejestrowano w ramach prac badawczych Zakładu Hydrografii UMCS w Lublinie [Wilgat i in. 1992]. W 1991 r., przy współpracy Zakładu Hydrografii UMCS i Kopalni Węgla w Bogdance, założone zostały wodowskazy na 12 jeziorach oraz 4 jeziorach Poleskiego Parku Narodowego. Przez kilka lat pracownicy Chełmskich Parków Krajobrazowych obserwowali stany wody w 29 jeziorach. Łącznie w latach 1991-1998 stany wody notowano w 38 jeziorach. Obecnie wahania zwierciadła wody w 9 jeziorach rejestrowane są w ramach sieci badawczej Zakładu Hydrologii i Klimatologii UMCS.

Jeziorem o najdłuższej serii obserwacji wodowskazowych jest Piaseczno. Należy je traktować jako obiekt reperowy. Stany wody w jeziorze Piaseczno w latach 1972-1981 naśladowały z pewnym opóźnieniem reakcję płytkich wód podziemnych na zasilanie atmosferyczne. Po okresowym maksimum stanów przypadającym na lata 1981-1982 zwierciadło wody generalnie obniżało się do letnich miesięcy 1997 r. (ryc. 12). W latach 1998-2000 stwierdzono podniesienie zwierciadła wody, z okresowym maksimum zanotowanym w 2002 r. W kolejnych latach ponownie nastąpiło obniżenie stanów wody do bardzo niskich wartości (2005-2006), po czym stwierdzono ich wzrost utrzymujący się do 2015 r. W następnych latach następowało systematyczne obniżanie stanów wody aż do skrajnie niskich wartości zarejestrowanych pod koniec 2018 r. W całym okresie obserwacji amplituda wahań stanów wody wynosiła 1,71 m. Analiza stanów wody w jeziorze Piaseczno i aktywności Słońca wykazuje dużą zgodność zmian obu wartości [Michalczyk, Turczyński 1998].

Zebrane materiały obserwacyjne dotyczące zasilania atmosferycznego, rytmu wahań zwierciadła wody podziemnej i zmian stanów wody w jeziorach potwierdzają zdecydowaną rolę opadów w uzupełnianiu zasobów podziemnych i powierzchniowych oraz wskazują na silne ich powiązanie. Każdego roku obserwowano podnoszenie się stanów wody od okresu jesieni do wiosny oraz ich spadek w okresie półrocza letniego. W okresie wiosny jeziora były zasilane wodami podziemnymi. W miesiącach letnich zwierciadło wody podziemnej występowało niżej niż zwierciadło wody w jeziorach, w ten sposób pełniły one funkcje zbiorników infiltrujących.



Ryc. 12. Miesięczne stany wody jeziora Piaseczno i roczna suma opadu atmosferycznego w Garbatówce w latach 1972-2017

Najliczniejszą grupą jezior poleskich są niewielkie, płytkie akweny znajdujące się w dolinie Bugu w obrębie wschodnich obrzeży następujących mezoregionów: Obniżenia Dubienki, Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, Garbu Włodawskiego, Równiny Parczewskiej i Zaklęsłości Łomaskiej. Akweny te (tzw. bużyska), w liczbie 111 i łącznej powierzchni wynoszącej 368 ha, są pochodzenia rzecznego, a ich genetyczne typy wynikają m.in. z ich położenia w dolinie Bugu, na co wpłynęły uwarunkowania geologiczne i strukturalne [Harasimiuk 1991; Chmiel i in. 2003; Turczyński i in. 2006; Wojciechowska 2006]. Odznaczają się one bardzo dużym indywidualizmem, a największe ich przekształcenia następują w obrębie współczesnej strefy meandrowej o szerokości ok. 200 m. W szerokich częściach dna doliny występują zazwyczaj jeziora zakolowe i anastomozujące, a w odcinkach przełomowych jeziora awulsyjne.

Zasoby jezior rzecznych są bezpośrednio związane ze stanami wody w Bugu, a przede wszystkim z częstotliwością i czasem trwania przepływów wezbraniowych. Badania prowadzone w Zakładzie Hydrologii wykazały, że jeziora te charakteryzuje złożony sposób zasilania, wśród których można wyróżnić 4 typy dopływu wody: konfluentny, kontrafluentno-konfluentny, kontrafluentny i profundalno-konfluentny. Na szczególną uwagę zasługuje zwłaszcza obiekt znajdujący się w Woli Uhruskiej (tab. 6), będący limnokrenem i jednocześnie najgłębszym ze wszystkich akwenów (10,1 m). Na funkcjonowanie i trwałość jezior rzecznych ma również bardzo duży wpływ działalność człowieka (m.in. zabudowywanie bezpośredniej

zlewni jezior, sposób użytkowania, zmiany obiegu wody). Skutkiem tych przekształceń jest bardzo szybki i ciągły zanik tego typu akwenów.

Tab. 6. Cechy morfometryczne wybranych jezior rzecznych Doliny Bugu (opracowanie własne na podstawie [Dawidek, Turczyński 2006; Turczyński i in. 2006])

Nazwa jeziora	Powierzchnia (ha)	Objętość (1000 m³)	Maksymalna głębokość (m)	Średnia głębokość (m)	Długość linii brzegowej (km)
Orchówek	8,17	27,79	2,85	0,34	2,62
Wilgocha	6,20	30,12	8,50	0,49	5,77
Wola Uhruska	4,23	54,42	10,10	1,34	2,26
Uchańka	3,49	26,29	5,16	0,75	2,18

Jeziora te nie są stale kontrolowane, szczegółowe badania wybranych zbiorników prowadzone były m.in. w ramach badań Chmiela i in. [2003], Dawidka i Ferencz [2005], projektu Wojciechowskiej [2006] czy Dawidka i Turczyńskiego [2006].

Na obszarze Polesia wyróżnić można jeszcze kilka naturalnych obiektów znajdujących się w obrębie różnych jego subregionów. Charakteryzuje je generalnie niewielka głębokość i powierzchnia oraz różna (często jeszcze nierozpoznana) geneza (tab. 7). Głębokie Cycowskie, Syczyńskie oraz jezioro zajmujące centralną część Wielkiego Błota znajdują się w Obniżeniu Dorohuckim, strefie przejściowej pomiędzy Pojezierzem Łęczyńsko-Włodawskim a Pagórami Chełmskimi. Misy dwóch pierwszych akwenów wypreparowane zostały w skałach węglanowych, a zatem ich geneza jest krasowa. Charakteryzują się one kolistym kształtem i otoczone są pasem szuwarów. Jezioro Obradowskie, akwen położony w zwartym kompleksie Lasów Parczewskich, objęte jest ochroną rezerwatową.

Tab. 7. Cechy morfometryczne jezior w sąsiedztwie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego*

Nazwa jeziora	Subregion Polesia	Powierzchnia (ha)	Objętość (1000 m³)	Maksymalna głębokość (m)	Średnia głębokość (m)	Długość linii brzegowej (m)
Obradowskie	Równina Parczewska	10,68	ok. 60	1,00	0,50	1273
Głębokie Cycowskie	Obniżenie Dorohuckie	11,50	438	5,70	3,70	1252
Syczyńskie*	Obniżenie Dorohuckie	5,90	51,2	2,9	0,9	906
na torfowisku Wielkie Błota	Obniżenie Dorohuckie	0,97		1,5		367

* [Michalczyk, Wilgat 1998]

Łączna liczba wód stojących (naturalnych i antropogenicznych) na Polesiu Lubelskim to ponad 13 000, zajmują one prawie 7900 ha. Pod względem występowania wód powierzchniowych uprzywilejowany jest subregion Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (3707 obiektów, powierzchnia 4850,46 ha). Najmniej akwenów, 557 o łącznej powierzchni 215,74 ha, znajduje się na Garbie Włodawskim (tab. 8).

Tab. 8. Wody stojące (naturalne i sztuczne) Polesia Lubelskiego

Subregion	Liczba akwenów (naturalnych i sztucznych)	Powierzchnia akwenów (ha)
Zaklęsłość Łomaska	2646	718,56
Równina Parczewska	1567	1055,8
Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	3707	4850,46
Obniżenie Dorohuckie	2260	500,6
Garb Włodawski	557	215,74
Obniżenie Dubienki	2276	558,8

Naturalną sieć wód stojących uzupełniają sztuczne akweny: zbiorniki retencyjne, stawy, torfianki, oczka wodne, sadzawki. Rozmieszczenie tych obiektów jest zróżnicowane w poszczególnych subregionach Polesia Lubelskiego.

Największe zbiorniki retencyjne położone są na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, zostały utworzone poprzez ogroblowanie naturalnych jezior i włączone do systemu kanału Wieprz-Krzna. Razem zajmują one powierzchnię 1190,5 ha, co stanowi blisko czwartą część powierzchni akwenów subregionu. Największym obiektem spośród wymienionych jest Zbiornik Wytycki o powierzchni prawie 475 ha (tab. 9) i pojemności około 9 mln m^3.

System kanału Wieprz-Krzna uzupełnia kilka innych zbiorników sztucznych. W północnej części Polesia, na dziale wodnym Zielawy i Hanny skonstruowano zbiornik Mosty o powierzchni około 395 ha i pojemności zaprojektowanej 6900 tys. m^3. W zlewni dopływu Zielawy, Krynicy, znajduje się zbiornik Zahajki (powierzchnia 235 ha i 4387 tys. m^3). W rejonie Podedwórza powstał zbiornik Opole (282 ha i 4484 tys. m^3). Kolejny zbiornik, Żelizna, zlokalizowany jest na dziale wodnym Białki (dopływ Tyśmienicy) oraz Rudki (dopływ Krzny). Powierzchnia tego obiektu to 349 ha, a pojemność 6899 tys. m^3 [Wilgat 1998].

Tab. 9. Zbiorniki retencyjne na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim

Nazwa zbiornika	Powierzchnia (ha)	Długość linii brzegowej (km)
Domaszne	86,531	3,946
Skomielno	75,066	3,633
Jez. Czarne Uścimowskie	27,96	2,005
Wytyczno	474,88	9,737
Dratów	167,04	4,985
Mytycze	198,54	5,328
Krzczeń	160,52	5,935

Część zbiorników sztucznych została utworzona w ramach *Programu małej retencji województwa lubelskiego*, są to m.in. zbiorniki retencyjne: w Majdanie Zahorodyńskim (51 ha), Sawinie (Niwa, 53 ha), Wołkowianach (Dębowy Las, 30 ha), Natalinie (10 ha) (tab. 10).

Tab. 10. Zbiorniki retencyjne subregionu Obniżenia Dubienki

Nazwa zbiornika	Rzeka, zlewnia	Miejscowość	Powierzchnia (ha)
Husynne	Udal	Husynne	99,0
Niwa	Pomiary	Sawin	53,07
Stańków	Uherka	Jamniska	35,07
Dębowy Las	Krzywólka	Wołkowiany	29,96
Kolonia Pobołowice	Krzywólka	Kolonia Pobołowice	15,32
Pobołowice	Udal	Pobołowice	15,09
Natalin	Udal	Natalin gm. Kamień	10,06

Wody stojące obszaru Polesia uzupełniają kompleksy stawów. Pełnią one różnorodne funkcje, m.in.: hodowlane, rekreacyjne, przeciwpożarowe, stanowią duże kompleksy lub są niewielkimi obiektami, z reguły zakładanymi w pobliżu zabudowań.

Dwa z dużych kompleksów stawów znajdują się na terenie Poleskiego Parku Narodowego. Położone są w dolinie rzeki Mietiułki, w pobliżu wsi Pieszowola i Stary Brus (tab. 11 i 12), i zostały odtworzone w ramach zwiększania retencji. Stawy te od lat 60. XX wieku w dużej części pozbawione były wody ze względu na zmianę sposobu użytkowania tych terenów na łąki. W latach 1996-1998 po wyremontowaniu i odtworzeniu infrastruktury doprowadzono do powstania około 200 ha lustra wody [Różycki 1998].

Tab. 11. Powierzchnie większych stawów i ich kompleksów w granicach subregionu Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie

Nazwa stawu lub kompleksu stawów	Rzeka, zlewnia	Miejscowość	Powierzchnia (ha)
Stawy Sosnowickie	Piwonia	Sosnowica	318,40
Stawy Bruskie	Mietiułka	Stary Brus	204,56
Kompleks Jedlanka – Uścimów	Bobrówka		201,34
Kompleks Libiszów	Konotopa, Jezioro Białe Sosnowickie	Libiszów	124,16
Kompleks Kol. Tyśmienica	Tyśmienica	Bójki, Kol. Tyśmienica	118,93
Stawy Pieszowolskie	Mietiułka	Pieszowola	63,94*
Kompleks Rumieniec	Konotopa	Uhnin Białkowski	43,17
Wyklik	Konotopa	Białka	35,59
Kompleks Płonne Bagno	Konotopa	Białka	33,06
Kompleks Górki	Piwonia	Górki	31,12
Kompleks Babianka	Tyśmienica	Babianka, Jamy	19,63
Kompleks Prokop	Bobrówka	Prokop	19,58
Kompleks Adamki	Włodawka	Adamki	13,05

W północnej części Polesia największe kompleksy stawów zlokalizowane są w Chotyłowie (łączna powierzchnia 18,55 ha) oraz w Grabowszczyźnie (10,93 ha), zasilane są ze zlewni Lutni, dopływu Zielawy. W subregionie Obniżenia Dorohuckiego znajduje się kompleks stawów Kanie (126,13 ha), zasilanych w znacznym stopniu wodami odpompowywanymi z kopalni margla w Rejowcu. Na uwagę zasługują także stawy w okolicach Sosnowicy o łącznej powierzchni ponad 73 ha (tab. 12).

Tab. 12. Powierzchnie większych stawów i ich kompleksów w granicach subregionu Garb Włodawski

Nazwa stawu lub kompleksu stawów	Rzeka, zlewnia	Miejscowość	Powierzchnia (ha)	Uwagi
Stawy Sosnowickie	Piwonia	Sosnowica	73,27	
Stawy Bruskie	Mietiułka	Stary Brus	44,33	Poleski Park Narodowy
Stawy Pieszowolskie	Mietiułka	Pieszowola	23,24	Poleski Park Narodowy
Stawy Wołoskowoli	Mietiułka	Wołoskowola, Lasek Bruski	21,88	
Kompleks Górki	Piwonia	Górki	13,38	
Kompleks Adamki	Włodawka	Adamki	4,00	

Niektóre ze sztucznych akwenów są zalewiskami poeksploatacyjnymi surowców mineralnych, m.in. Ratarków (5 ha), Żwirownia (42,52 ha) czy Bereza (59,83 ha) w północnej części Polesia. Z kolei po eksploatacji torfu pozostały liczne torfianki. Duży zbiornik w kopalni torfu w Ludwinie oraz mniejsze torfianki w jego pobliżu tworzą kompleks o powierzchni wody wynoszącej 31,84 ha. Kompleks torfianek w zachodniej części torfowiska Bubnów (Zastawie, Sęków) zajmuje powierzchnię około 16,5 ha. Najnowsze wyrobiska potorfowe znajdują się na wschodnich obrzeżach Krowiego Bagna, a ich sumaryczna powierzchnia sięga 13 ha.

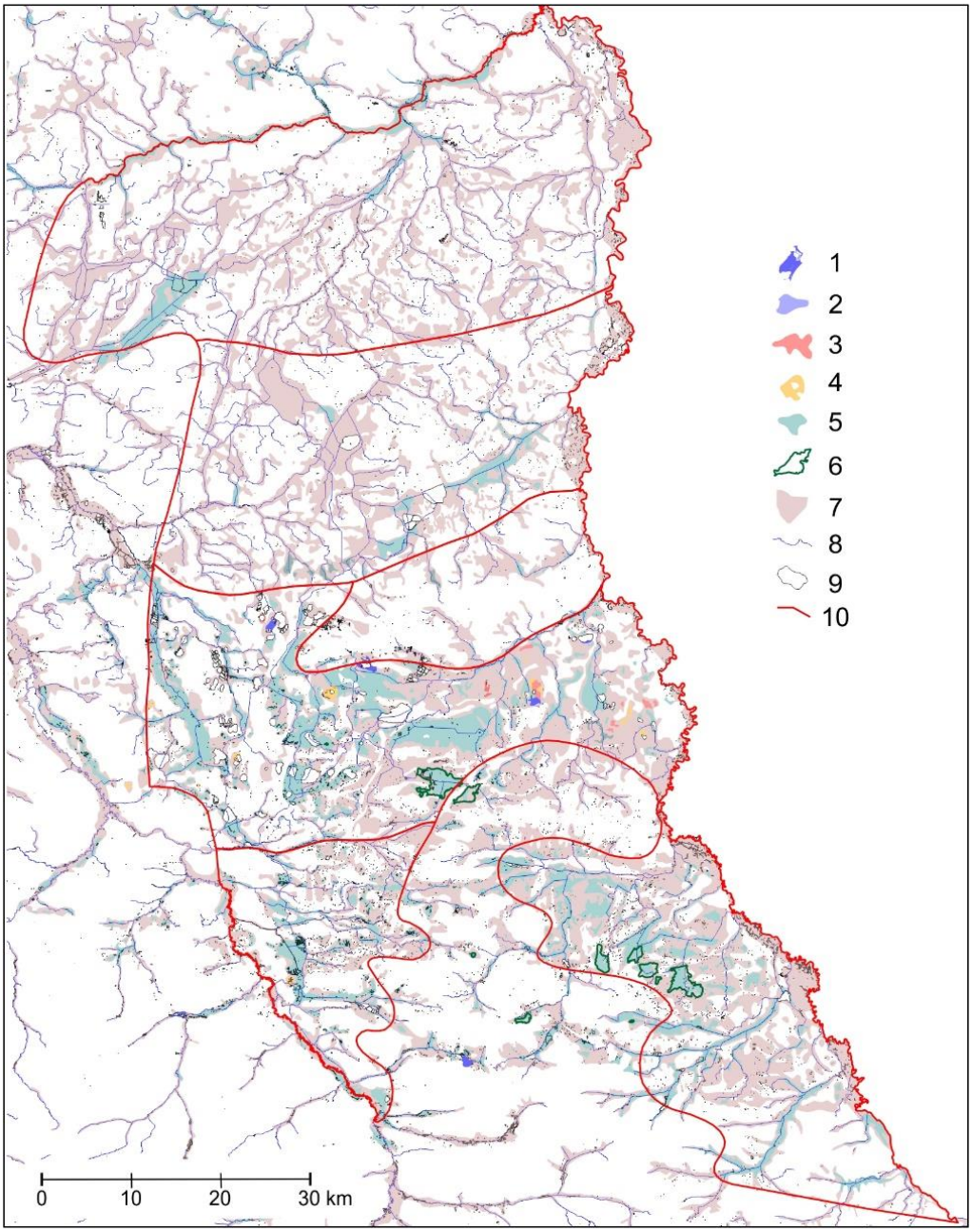
Nowymi w krajobrazie Polesia są akweny związane z eksploatacją węgla kamiennego. Zalewiska w zapadliskach powstałych wskutek deformacji terenu spowodowanych pracami górniczymi uformowały się w dwóch obszarach, we wsi Nadrybie (dwa obiekty o łącznej powierzchni 12,2 ha) i Kolonii Szczecin (54,9 ha). Otwarte zbiorniki techniczne gromadzące wodę przy kopalni „Bogdanka" mają powierzchnię 4,21 ha, a powierzchnia osadników na tym terenie wynosi 5,36 ha. Osadniki w pobliżu pola „Stefanów" zajmują powierzchnię 4,23 ha.

Nietypowymi zbiornikami antropogenicznymi są fosy wypełnione wodą w okolicach Terespola. Stanowią one pozostałe fragmenty zachodniego umocnienia twierdzy w Brześciu. W forcie Łobaczew woda zajmuje powierzchnię 2,02 ha, a w Fort VI Lebiedziew powierzchnię 2,33 ha.

Specyficznymi obszarami zatrzymującymi wodę są mokradła. Stanowią one formę retencji przejściowej pomiędzy wodami powierzchniowymi a podziemnymi. Na terenie Polesia Lubelskiego nadają one charakterystyczny rys krajobrazu. Według danych pozyskanych z opracowań Instytutu Technologiczno-Przyrodniczego w Falentach (www.gis-mokradla.info; data dostępu 11.06.2019), a zawierających informacje o siedliskowym zróżnicowaniu mokradeł, największe powierzchnie predysponowane są do formowania się nietorfowych podmokłości typu mułowiska, namuliska i podmokliska. Łącznie zajmują one powierzchnię 2008 km^2, co stanowi ponad 1/3 obszaru Polesia. Z kolei torfowiska niskie obejmują około 500 km^2. Inne typy torfowisk, na których mogą formować się mokradła (torfowiska przejściowe i wysokie), zajmują obszar około 10 km^2. W strefie przejściowej, między niżem i wyżyną (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Obniżenia Dubienki i Dorohuckie), tam, gdzie utworu węglanowe występują na powierzchni, powstały torfowiska alkaliczne. Łączna ich powierzchnia przekracza 23 km^2.

Spośród sześciu subregionów Polesia Lubelskiego największy udział w ich powierzchni mają mokradła i podmokłości w Obniżeniu Dubienki (59%) i na Pojezierzu Łęczyńsko-

Włodawskim (57%). Ze względu na wypukłą formę Garbu Włodawskiego subregion ten wyróżnia się najniższym udziałem podmokłości – jedynie 24% (ryc. 13).



Ryc. 13. Rozmieszczenie mokradeł na Polesiu Lubelskim

1. mokradła pod wpływem wód akwenów, 2. gytiowiska, 3. torfowiska wysokie, 4. torfowiska przejściowe, 5. torfowiska niskie, 6. torfowiska alkaliczne, 7. mułowiska, namuliska i podmokliska, 8. większe rzeki, 9. większe akweny, 10. granice subregionów

Poza obszarami dolin większych rzek: Tyśmienicy, Piwonii, Krzny, Włodawki, Uherki, współczesny zasięg podmokłości pokrywa się w znacznej części z obszarami pierwotnie bezodpływowymi [Sposób, Turczyński 2009].

Istotną rolę obszarów podmokłych w kształtowaniu odpływu z Polesia przedstawiono w kilku opracowaniach [Paszczyk, Turczyński 1996; Michalczyk i in. 1998, 1999; Lipka 2000]. W okresach długotrwałych susz atmosferycznych torfowiska i gytiowiska gwarantują trwałe funkcjonowanie jezior i rzek [Michalczyk, Głowacki 2008; Mięsiak i in. 2005, 2018; Turczyński i in. 2009a].

3.4.3.3. Charakterystyka sieci rzecznej

Pod względem hydrograficznym Polesie Lubelskie znajduje się na międzyrzeczu Wieprza i Bugu, a przez jego środek przebiega dział wodny II rzędu (ryc. 9). Część zachodnia, wchodząca w obręb dorzecza Wieprza, odwadniana jest przez Mogielnicę, Świnkę i Tyśmienicę z dopływami: Piwonią, Białką, Ochożą i Bobrówką. W kierunku wschodnim do Bugu odprowadzają wody: Wełnianka, Udal, Uherka, Włodawka z dopływami Tarasienką i Krzemianką, Hanna i Krzna z Zielawą i jej dopływami Żarnicą, Muławą i Lutnią. Niemal przez środek terenu, w strefie działu wodnego, wykonano w latach 1954-1961 kanał Wieprz-Krzna, a następnie zmeliorowano teren w jego sąsiedztwie.

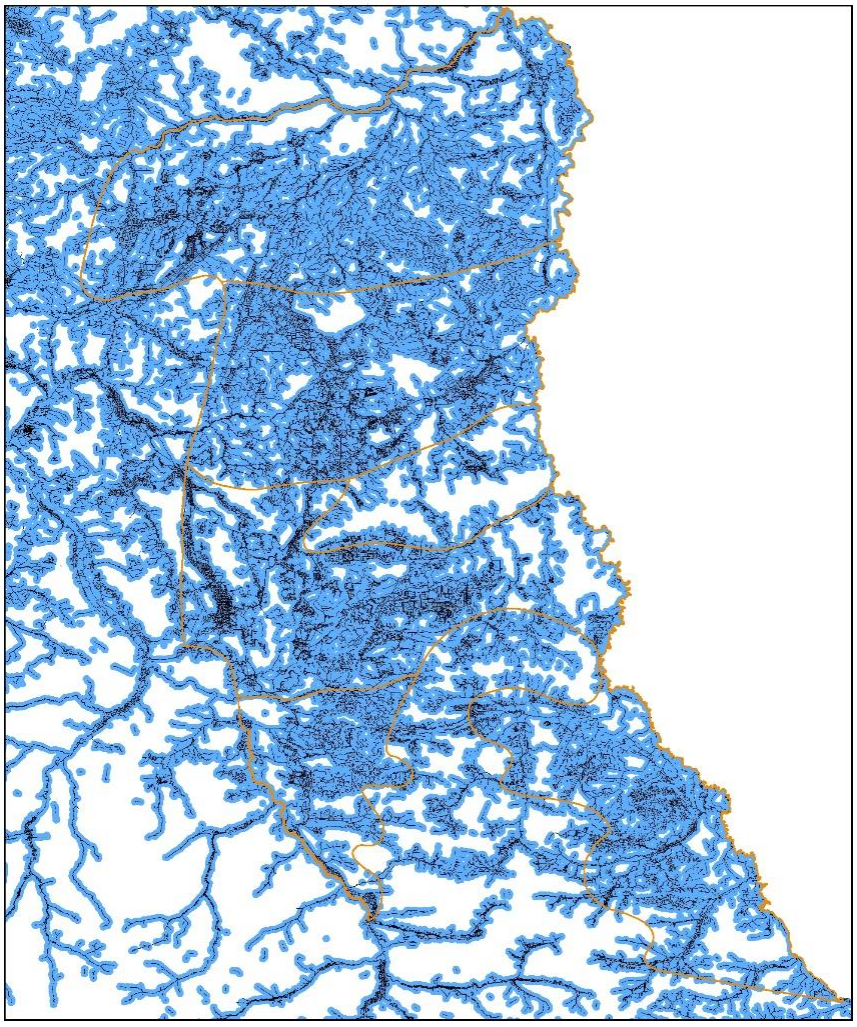
Z zestawienia materiałów kartograficznych jednoznacznie wynika, że w trakcie prac melioracyjnych nastąpił duży wzrost gęstości sieci odpływu na Polesiu Lubelskim. Zdecydowana większość rowów wykopana została po 1954 r. [Wilgat i in. 1992, 1997; Michalczyk 1994c]. Analiza gęstości sieci odwodnieniowej wykonana przez Michalczyka [1994c] wykazała, że między latami 1926 i 1982 w centralnej części Polesia Lubelskiego jej gęstość wzrosła od 0,5 do 3,0 km·km^{-2}. Największy przyrost sieci drenażu nastąpił w strefie kanału Wieprz-Krzna na Równinie Parczewskiej i Zaklęsłości Łomaskiej (ryc. 14, tab. 13).

Tab. 13. Gęstość cieków na Polesiu Lubelskim*

Subregion	Całkowita długość cieków (km)	Gęstość cieków (km/km^2)
Zaklęsłość Łomaska	3943,0	2,38
Równina Parczewska	3410,8	3,00
Garb Włodawski	535,2	1,37
Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie	3307,2	2,87
Obniżenie Dorohuckie	1073,6	2,59
Obniżenie Dubienki	1900,8	2,16
Razem	14170,6	2,51

* Przy obliczeniach gęstości cieków Polesia Lubelskiego nie uwzględniono długości rzek granicznych regionu: Bugu, Wieprza i Krzny.

Praktycznie wszystkie tereny niskiego poziomu akumulacyjnego zostały pocięte rowami, łączącymi się z siecią rzeczną, co doprowadziło do zmniejszenia zasięgu podmokłości, a przede wszystkim przyspieszyło obieg wody. Obecny stan urządzeń hydrotechnicznych w zmeliorowanej strefie kanału Wieprz-Krzna uległ praktycznie całkowitej dekapitalizacji, łącznie z rowami doprowadzającymi wodę. W ostatnich latach następuje, szczególnie przy wysokich stanach, naturalna renaturyzacja warunków odpływu. Zarośnięte i zniszczone rowy zdecydowanie zmniejszyły wielkość i głębokość drenażu wody pierwszego poziomu, podobnie jak i stosowane przetamowania odpływu [Michalczyk 2000].



Ryc. 14. Gęstość sieci odwodnieniowej Polesia Lubelskiego wyrażona ekwidystantą 500 m od cieku

W południowo-zachodniej części Polesia Lubelskiego przez teren Obniżenia Dorohuckiego płynie Mogielnica zbierająca wodę z powierzchni 157,1 km^2. Długość rzeki wynosi 28 km, spadek 1,6‰, a średni przepływ 0,4 dm^3·s^{-1}. Rzeka bierze początek we wsi Bezek, znajdującej się na pograniczu z Pagórami Chełmskimi. W obrębie zlewni wyżynnej, na

wzniesieniach zbudowanych ze skał kredowych, istnieją liczne zagłębienia krasowe, sztucznie włączone do sieci odpływu. Niemal na całej długości Mogielnica nie ma wyraźnej doliny, a jej koryto jest uregulowane.

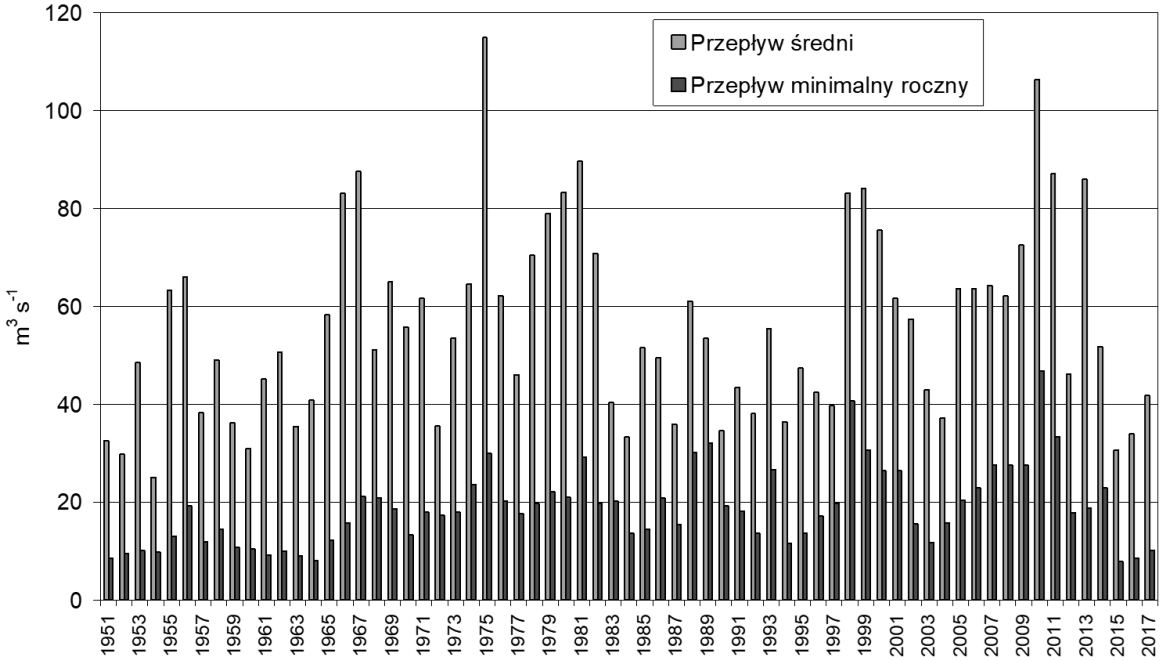
Świnka bierze początek na wysokości około 190 m n.p.m. w podmokłym obniżeniu koło wsi Święcica, na pograniczu Pagórów Chełmskich. Podobnie jak Mogielnica, płynie przez Obniżenie Dorohuckie przecinając piaszczyste równiny i łącząc torfowiskowe obniżenia. Rzeka płynie w uregulowanym korycie, w płaskiej dolinie o szerokości 300-500 m. W dolnym biegu Świnka płynie w wąskiej, dobrze wykształconej dolinie, pogłębiającej się w kierunku Wieprza. Długość rzeki wynosi 39,6 km, spadek 0,84‰, a średni odpływ ze zlewni o powierzchni 272,2 km^2 wynosi około 0,9 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Zachodnia część Polesia Lubelskiego obejmuje górną część zlewni Tyśmienicy, największego dopływu Wieprza. W górnym biegu Tyśmienica płynie w szerokiej dolinie, pociętej rowami melioracyjnymi. Poniżej Ostrowa przyjmuje wody Bobrówki, której zlewnia o powierzchni 128,7 km^2 położona jest na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. W jej granicach lub w bezpośrednim jej sąsiedztwie znajduje się 14 jezior, z których część nie ma powierzchniowego odpływu. Rzeka w górnym biegu jest uregulowana, w dolnym płynie naturalnym korytem w wyraźnej dolinie. Średni przepływ poniżej dużego kompleksu stawów w Siemieniu wynosi około 4,5 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Poniżej stawów w Siemieniu uchodzi do Tyśmienicy Piwonia, zbierająca wodę z 521,3 km^2, w dużej części położona na Polesiu Lubelskim. Bierze początek w rejonie obecnego obszaru górniczego Kopalni Węgla Kamiennego „Bogdanka", a następnie płynie przez obszar cennych przyrodniczo „jezior uściwierskich". W dalszym biegu przepływa przez dwa małe jeziorka: Zienkowskie i Cycowe. Na granicy Polesia płynie w głęboko wciętej w wysoczyznę morenową dolinie. W profilu wodowskazowym Parczew, zamykającym zlewnię o powierzchni 364,4 km^2, prowadzi średnio 1,8 $m^3 \cdot s^{-1}$ wody.

Wschodnią granicę Polesia Lubelskiego stanowi Bug, który wypływa w Gołogórach na Ukrainie. Na teren Polski wkracza w pasie wyżyn, a następnie przecina subregiony Polesia Lubelskiego: Obniżenie Dubienki, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Garb Włodawski, Równinę Parczewską i Zaklęsłość Łomaską. Bug na całym poleskim odcinku jest nieuregulowany, a dominującym elementem rzeźby jego doliny jest równia zalewowa o zmiennej szerokości. Płynie w dolinie o zmiennej szerokości od kilku do ponad 10 km, na wielu odcinkach silnie meandrując. Średni spadek rzeki wynosi 0,17‰. We Włodawie jego

średni przepływ wynosi 56 $m^3 \cdot s^{-1}$, a skrajne wartości w latach 1951-2015 zmieniały się od 8,0 do 769 $m^3 \cdot s^{-1}$. Na odcinku poleskim jest zasilany wodami Wełnianki, Udalu, Uherki, Włodawki, Hanny i Krzny. Najwyższe średnie roczne przepływy przypadają na lata 1977 i 2012, natomiast najniższe roczne wartości przepływu wystąpiły w początkowych i końcowych latach okresu 1951-2017 (ryc. 15).



Ryc. 15. Średnie i minimalne roczne przepływy Bugu we Włodawie

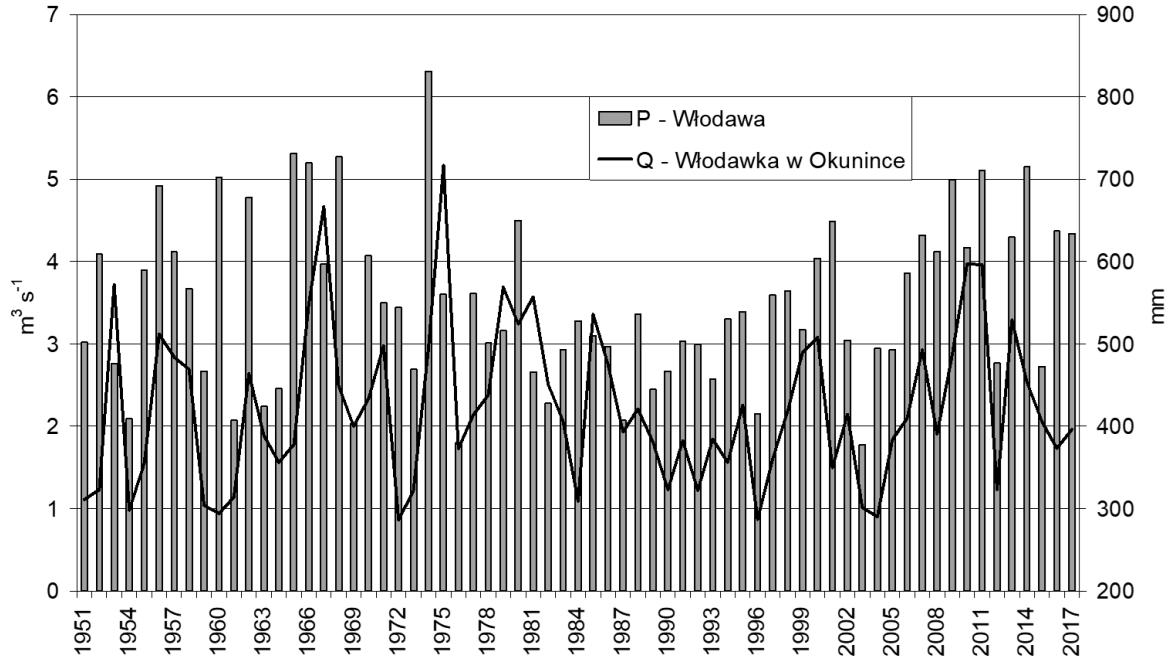
Wełnianka bierze początek na obszarze wyżynnym, tylko dolna część zlewni znajduje się na terenie Obniżenia Dubienki. Płynie w płaskiej dolinie pociętej siecią rowów melioracyjnych, gdzie spadek rzeki wynosi około 0,7‰. Całkowita długość rzeki wynosi około 32 km, a średni odpływ z jej zlewni szacuje się na 0,7 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Udal zaczyna się na granicy Pagórów Chełmskich, a cały jego bieg znajduje się w obrębie Obniżenia Dubienki. W zlewni Udalu niemal wszystkie cieki zostały uregulowane, a stale lub okresowo podmokłe obniżenia terenu, przeważnie krasowego pochodzenia, włączone zostały do sieci odpływu. Długość rzeki wynosi 31,4 km, średni spadek 1‰, a przepływ przy ujściu około 0,9 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Uherka bierze początek na obszarze Pagórów Chełmskich, a tylko dolna część zlewni znajduje się na obszarze Obniżenia Dubienki. W dolnej części zlewni rzeka główna i jej dopływy płyną obok obszarów rozległych torfowisk, a także zagłębień krasowych, okresowo wypełnionych wodą. Niemal wszystkie rzeki zostały na całej długości uregulowane, a ich

doliny pocięte siecią rowów odwadniających. Długość Uherki wynosi 44,9 km, średni spadek 1‰, a przepływ przy ujściu około 1,8 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Zlewnia Włodawki obejmująca 724,7 km^2 znajduje się głównie w obrębie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Elementem charakterystycznym dla rzeźby tego obszaru są płaskie równiny akumulacyjne i wznoszące się ponad nimi na kilkanaście metrów guzy kredowe z zagłębieniami krasowymi. Sieć wód powierzchniowych tworzą rowy melioracyjne i jeziora, wśród których największe Jezioro Wytyckie zostało zmienione na zbiornik retencyjny. W jej zlewni znajduje się kilka jezior, wśród nich Jezioro Białe Włodawskie retencjonujące największe zasoby wody w regionie. Obok jezior istnieją duże obszary bagien: Bagno Staw, Bagno Bubnów, Krowie Bagno. Recypientami Włodawki są rzeki spływające z Łuku Uhruskiego i Garbu Włodawskiego: Krzemianka, Tarasinka, Mietiułka i Ulanówka. Koryto Włodawki w górnym i środkowym biegu rzeki zostało uregulowane, w biegu dolnym – mimo wprowadzonych korekt – zachowało cechy naturalne. Długość rzeki wynosi 52,8 km, średni spadek 0,43‰, a przepływ przy ujściu 2,3 $m^3 \cdot s^{-1}$. Zasoby wodne zlewni i przepływ rzeczny są bezpośrednio związane w zasilaniem atmosferycznym (ryc. 16). W okresie 1951-2017 w zlewni Włodawki, podobnie i w innych rzekach Polesia, bardzo niskie przepływy wystąpiły w latach: 1954, 1960, 1972, 1984, 1996 i 2004, natomiast największe pojawiły się w latach 1967, 1975, 2010 i 2011. Zwykle wysokie przepływy występują w okresie podwyższonych opadów lub w roku następnym (przy zasobnym w opady półroczu zimowym).



Ryc. 16. Średnie roczne przepływy Włodawki w Okunince oraz roczne sumy opadu we Włodawie

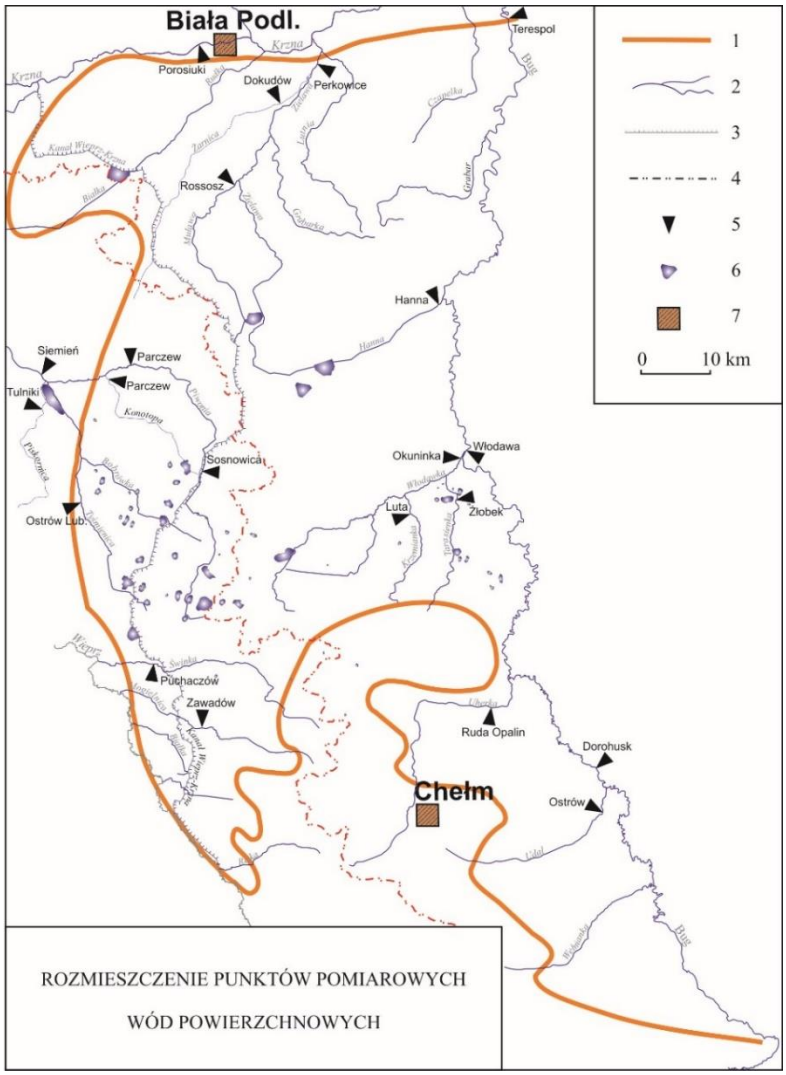
Hanna zbiera wody z części Równiny Parczewskiej, odznaczającej się monotonią rzeźby obszaru denudowanych wysoczyzn i równin akumulacji wodnej i organicznej. Jej zlewnia obejmuje 268,6 km^2, średni spadek rzeki wynosi 0,63‰, a przepływ przy ujściu Hanny do Bugu około 0,95 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Północna granica Polesia Lubelskiego prowadzona jest doliną Krzny, lewostronnego dopływu Bugu o długości 119,9 km i średnim spadku 0,35‰. Zbiera wody z powierzchni 3353,2 km^2, z której odprowadza do Bugu 11 $m^3 \cdot s^{-1}$ wody. Tylko południowa część jej zlewni zaliczana jest do Polesia Lubelskiego, do subregionów Równina Parczewska i Zaklęsłość Łomaska. Monotonną powierzchnię budują osady moreny dennej zlodowacenia środkowopolskiego. Z tego obszaru zbiera wody Zielawa, której zlewnia obejmuje 1226,3 km^2 i jest pocięta gęstą siecią rowów melioracyjnych wykonanych w ramach systemu kanału Wieprz-Krzna. Rzeka główna i jej dopływy: Żylawa, Muława, Żarnica, Lutnia i inne, zostały uregulowane i włączone do systemu melioracyjnego, w ramach którego wykonano również zbiorniki retencyjne. Długość Zielawy wynosi 68 km, średni spadek 0,34‰, a przepływ przy ujściu szacuje się na 4,2 $m^3 \cdot s^{-1}$.

3.4.3.4. Charakterystyka hydrologiczna rzek

Region Polesia Lubelskiego ma stosunkowo rzadką sieć obserwacyjną stanów wody w rzekach (ryc. 17), a okres funkcjonowania wodowskazów był zmienny. Najwięcej posterunków wodowskazowych IMiGW istniało w latach 1976-1990 [Michalczyk, Wilgat 1998]. Obecnie monitorowane są tylko największe rzeki Polesia Lubelskiego: Tyśmienica, Zielawa, Włodawka, Piwonia, Świnka i Uherka oraz rzeki płynące w strefie pogranicza regionu: Krzna i Bug. Okresowo uruchamiane były obserwacje wodowskazowe w ramach prac Zakładu Hydrologii [Michalczyk i in. 1999, 2002b; Michalczyk, Głowacki 2008]. Monitoring rzek poleskich jest dość trudny do realizacji, głównie z uwagi na zarastanie koryt rzecznych, przetamowania odpływu i zjawiska lodowe.

Stany wody, mimo nizinnego charakteru rzek poleskich, zmieniają się w dużych granicach wartości. Najwyższe są stwierdzane w czasie charakterystycznych wezbrań wiosennych, powodowanych roztopami śniegu. Najniższe występują w okresie jesienni. Wieloletnia amplituda wahań stanów wody utrzymuje się w granicach 130-270 cm, a na Bugu osiąga 460 cm (tab. 14).



Ryc. 17. Sieć rzeczna i rozmieszczenie wodowskazów

1. granica Polesia Lubelskiego, 2. sieć rzeczna, 3. kanał Wieprz-Krzna, 4. dział wodny II rzędu, 5. wodowskazy, 6. jeziora i zbiorniki wody, 7. większe miasta

Tab. 14. Stany i przepływy charakterystyczne w przekrojach wodowskazowych IMGW [Atlas posterunków wodowskazowych… 1995-1996, uzupełnione na podstawie materiałów IMGW]

Rzeka	Profil	Stany (cm)				Przepływ ($m^3 \cdot s^{-1}$)					
		Lata	WWW	NNW	A	Lata	WWQ	WQ	SSQ	SNQ	NNQ
Mogielnica	Zawadów	1981-1992	266	88	178	1976-1987	7,34	2,50	0,38	0,03	0,01
Świnka	Puchaczów	1945-2017	420	156	264	1974-2017	12,8	5,36	0,91	0,22	0,08
Tyśmienica	Ostrów	1981-1992	272	84	188	1976-1981	10,1	4,07	0,62	0,13	0,08
Tyśmienica	Siemień	1972-2017	280	20	260	1973-2017	51,0	19,3	4,53	1,03	0,24
Piwonia	Sosnowica	1974-1983	286	100	186	1976-1990	3,86	2,25	0,52	0,10	0,04
Piwonia	Parczew	1974-2017	311	80	231	1961-2017	18,6	8,39	1,77	0,33	0,13
Piskornica	Tulniki	1974-1983	210	90	120	1976-1987	5,10	2,29	0,31	0,07	0,05

Konotopa	Parczew	1974-1983	264	100	164	1976-1985	2,61	1,58	0,42	0,102	0,04
Bug	Dorohusk	1981-2017	482	20	462	1971-2017	526	186	51,3	17,8	6,29
Bug	Włodawa	1922-2017	506	62	444	1951-2017	750	230	55,8	18,7	7,95
Udal	Ostrów	1978-1998	321	67	254	1976-1998	6,98	3,66	0,63	0,05	0,12
Uherka	Ruda Opalin	1954-2017	388	116	272	1955-2017	28,1	11,0	1,62	0,31	0,02
Luta	Krzemionka	1981-1992	248	116	132	1976-1991	5,28	2,49	0,36	0,07	0,03
Tarasienka	Żłobek	1958-1992	408	222	186	1961-1991	11,4	4,10	0,46	0,40	0,01
Włodawka	Okuninka	1933-2017	270	10	260	1951-2017	45,4	12,6	2,16	0,43	0,12
Hanna	Hanna	1958-1982	383	130	253						
Krzna	Porosiuki	1974-2017	346	70	276	1975-2017	76,5	23,9	4,60	1,30	0,58
Krzna	Malowa Góra	1926-2017	424	96	228	1951-2017	133	57,4	10,8	2,63	1,00
Dokudów	Żarnica	1974-1980	280	84	196	1976-1979	6,60	2,84	0,41	0,07	0,02
Muława	Rossosz	1976-2017	224	85	134	1976-2017	9,58	2,6	0,45	0,06	0,02
Zielawa	Perkowice	1976-2017	314	52	262	1976-2017	39,5	16,4	3,41	0,60	0,20

A – amplituda zmian stanów wody w podanym okresie obserwacji, WWW – maksymalny stan wody, NWW – minimalny stan wody, WWQ – przepływ maksymalny, SWQ – przepływ średni z maksymalnych, SSQ – przepływ średni (moduł), SNQ – przepływ średni z minimalnych, NNQ – przepływ minimalny

Średnie przepływy rzek Polesia Lubelskiego są niewielkie, o czym decyduje zarówno mała powierzchnia zlewni, jak i małe zasilanie. Największe przepływy mają rzeki graniczne: Bug oraz Krzna i Tyśmienica. Niezwykle duża płaskość terenu decyduje o naturalnym, niezwykle małym, tempie obiegu wody. Przyspieszenie spływu i wymiany wody nastąpiło po rozcięciu terenu różnego rodzaju rowami, doprowadzalnikami i po uregulowaniu koryt.

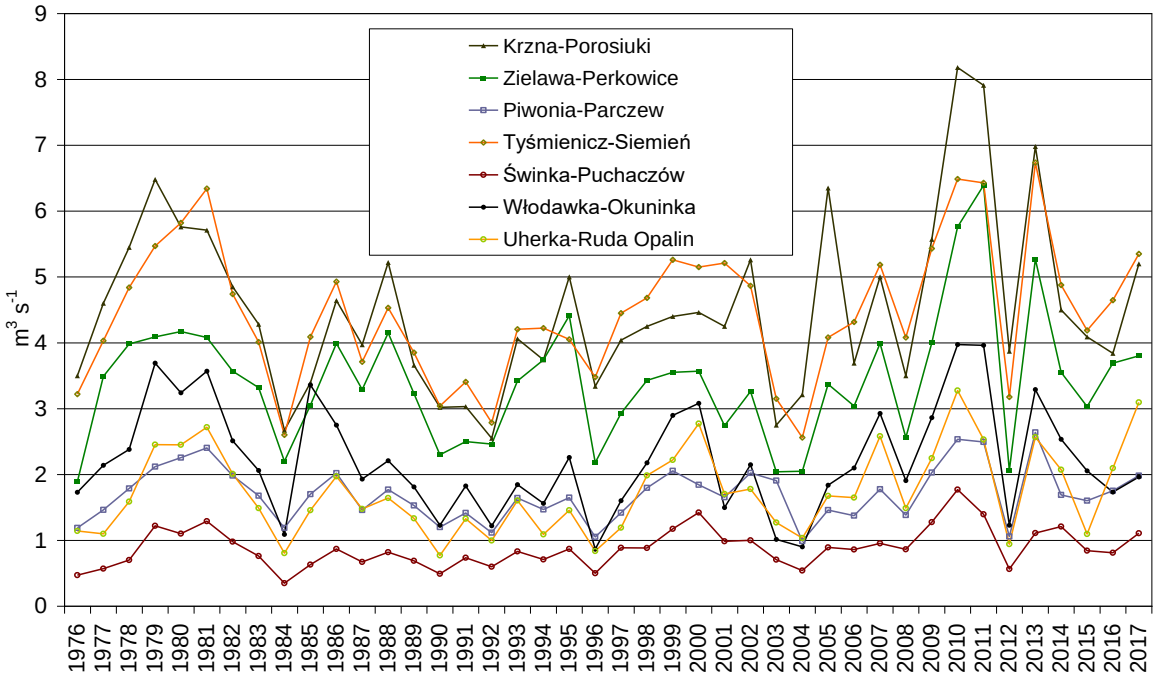
Rzeki Polesia Lubelskiego prowadzą mało wody, a największa z nich Zielawa wlewa do Krzny około 4,2 $m^3 \cdot s^{-1}$ wody [Michalczyk, Wilgat 1998]. Tyśmienica w Siemieniu, już po przyjęciu wód Piwonii, prowadzi nieco poniżej 4,0 $m^3 \cdot s^{-1}$, a Włodawka przy ujściu około 2,3 $m^3 \cdot s^{-1}$. Średnie przepływy pozostałych rzek nie osiągają 2,0 $m^3 \cdot s^{-1}$. Również odpływy jednostkowe są małe, gdyż średnie wielkości zmieniają się od poniżej 3,0 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$ do około 4,0 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$. W okresach niżówkowych spadają poniżej 1 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$, a w czasie długotrwałych susz nawet poniżej 0,5 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$ [Michalczyk, Głowacki 2008]. Średnie oraz charakterystyczne niskie i wysokie przepływy w różnych okresach pomiarowych zestawiono w tabeli 14. Średnie półroczne i roczne przepływy największych rzek Polesia Lubelskiego w 8 przekrojach wodowskazowych oraz odpływ z obszaru Polesie Lubelskiego w latach 1976-2015 podano w tabeli 15.

Tab. 15. Powierzchnie zlewni oraz średnie półroczne i roczne przepływy w $m^3 \cdot s^{-1}$ (na podstawie materiałów IMGW za lata 1976-2015)

Rzeka	Wodowskaz	Powierzchnia zlewni	XI-IV	V-X	Rok
		km^2	$m^3 \cdot s^{-1}$		
Zielawa	Perkowice	868,9	4,71	2,10	3,41
Krzna	Porosiuki	1214,7	6,02	3,19	4,61
Krzna	Malowa Góra	3041,3	14,8	7,71	11,3
Piwonia	Parczew	420,9	2,20	1,15	1,69
Tyśmienica	Siemień	1075,4	5,52	3,39	4,44
Świnka	Puchaczów	198,6	1,19	0,59	0,89
Włodawka	Okuninka	570,4	2,93	1,48	2,23
Uherka	Ruda Opalin	429,9	2,28	1,08	1,69
Polesie Lubelskie		5558,6	27,7	14,2	21,2

Przepływy rzek poleskich zmieniają się w dużym zakresie, co znajduje odzwierciedlenie w zamieszczonych w tabeli 14 wartościach średnich i skrajnych, które wskazują na dużą zmienność zasobów wodnych poszczególnych zlewni. Zwraca uwagę duże odchylenie od wartości średnich zarówno przepływów maksymalnych, jak i minimalnych. W czasie dużych wezbrań wody rzeczne zalewają dna dolin. Z kolei w czasie głębokich niżówek w rzekach znajduje się niewiele wody, która powoli przemieszcza się w zwykle silnie zarastającym korycie. Wieloletnia nieregularność przepływu poszczególnych rzek jest mocno zróżnicowana, o czym decydują bardzo niskie wartości przepływów okresów niżówkowych.

Zebrane dane hydrometryczne IMGW wskazują na występowanie okresów o niskich i wysokich zasobach wody, które nawiązują do cykliczności zasilania atmosferycznego. W latach 1976-2017 najwyższe średnie roczne przepływy wystąpiły w latach 2010-2011 oraz 1979-1980, a najniższe w latach 1984 i 2004 (ryc. 18). Roczna zmienność przepływów wynosi od 2,6 w zlewni Tyśmienicy, do 4,6 w zlewni Włodawki i 5,0 w zlewni Świnki. Profile wodowskazowe obserwowanych rzek obejmują obszar 4786 km^2, znajdujący się głównie na Polesiu. Zamieszczone dane jednoznacznie wskazują na pojawianie się serii lat o dość wysokim przepływie i okresów o bardzo niskich zasobach wody. Najmniejszy średni odpływ dotyczy zlewni Krzny – ok. 120 mm, nieco wyższy – ok. 130 mm – był w zlewni Tyśmienicy, a w poddanej antropopresji zlewni Świnki osiągnął 140 mm. Przepływy rzek Polesia zmieniają się w cyklu rocznym i sezonowym, a rytm odpływu jest typowy dla rzek o zasilaniu deszczowo-śnieżnym.

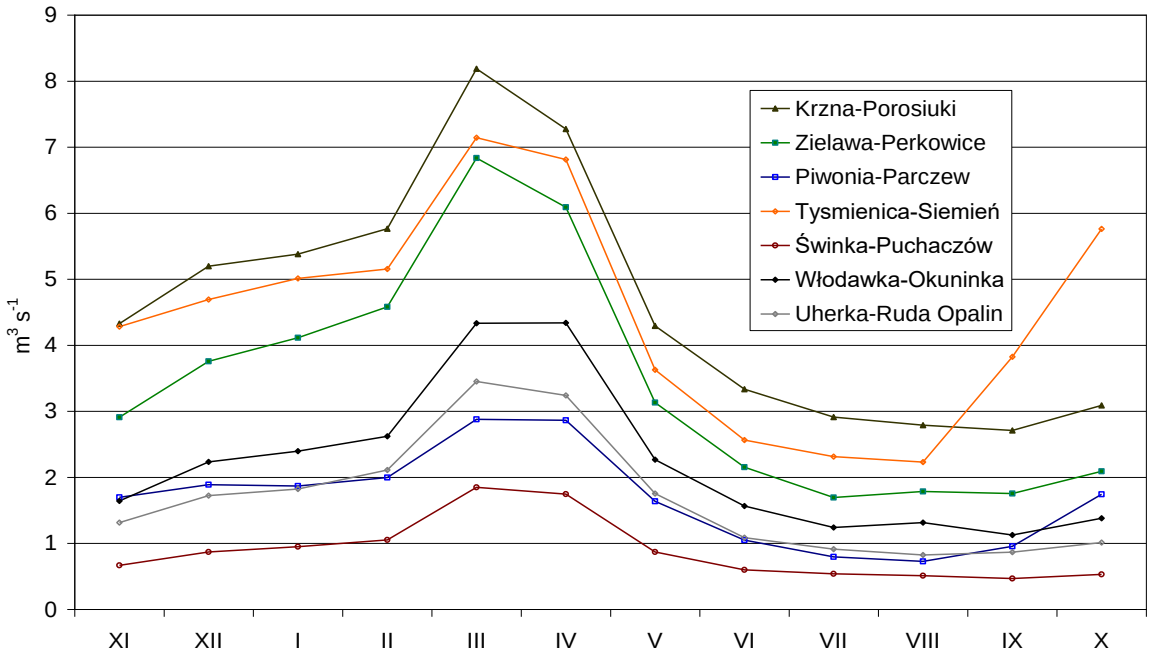


Ryc. 18. Średnie roczne przepływy rzek w profilach wodowskazowych IMGW

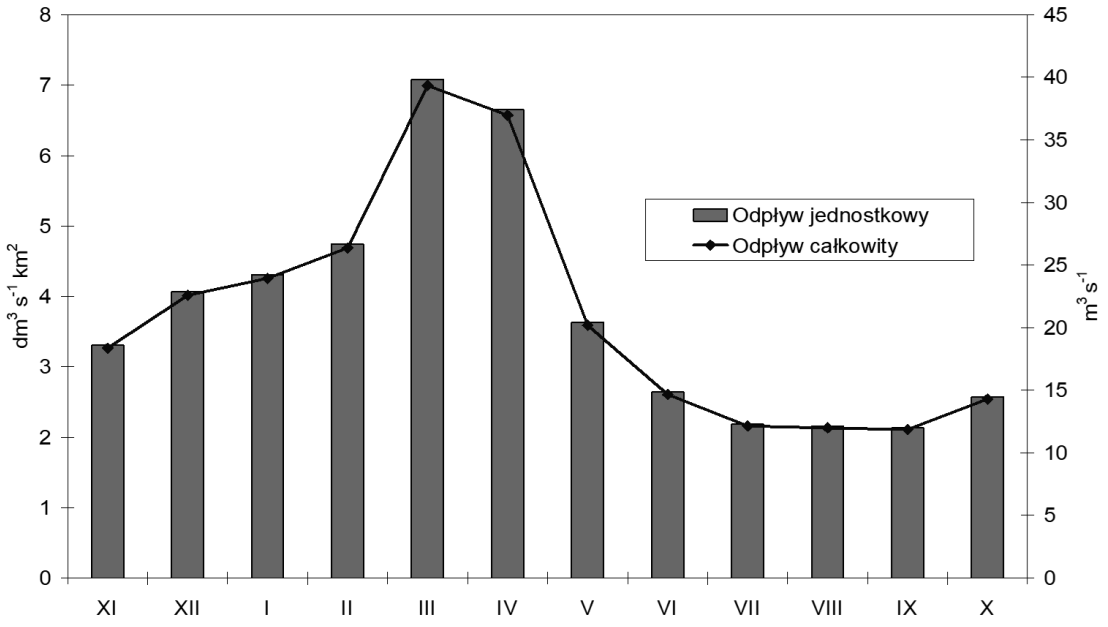
Rzeki poleskie charakteryzują się dość dużą zmiennością przepływów również w ujęciu sezonowym. Najwyższe przepływy przypadają na marzec i kwiecień (ryc. 19). W następnych miesiącach ilość odpływającej wody zmniejsza się do letniego minimum przypadającego na lipiec i sierpień. Jest to konsekwencja szybkiego wyczerpywania się zasobów podziemnych, wynikającego z małej zdolności retencyjnej terenu. Przepływy Tyśmienicy w Siemieniu znacznie zwiększają się we wrześniu i w październiku, co wynika z gospodarki wodnej na dużych kompleksach stawów znajdujących się w zlewni. Zasoby wodne półrocza chłodnego, mimo niskich opadów, są zdecydowanie wyższe niż półrocza ciepłego. W półroczu zimowym odpływa 65%, a w letnim tylko 35% rocznej objętości odpływu. Średni współczynnik odpływu ma wielkość 22%.

Wartości przepływów zebrane dla 7 przekrojów wodowskazowych były podstawą do obliczenia odpływu z obszaru Polesia Lubelskiego. Obserwowane zlewnie znajdują się w różnych subregionach badanego regionu, a część ich obszaru położona jest w sąsiedztwie. Wartość średnią uzyskano poprzez obliczenie odpływu całkowitego, a następnie jednostkowego z obserwowanych zlewni i odniesienie jej do całości obszaru Polesia Lubelskiego. W latach 1976-2015 średnia objętość odpływu miała wartość 21,2 $m^3 \cdot s^{-1}$, z której 57,8% przypadało na zasilanie podziemne. Wartość ta zmieniała się zarówno w ujęciu rocznym, jak i sezonowym. Zdecydowanie więcej wody odpływało w półroczu chłodnym (27,9 $m^3 \cdot s^{-1}$) niż w ciepłym (14,2 $m^3 \cdot s^{-1}$). Roczna warstwa odpływu z Polesia wynosiła 119,3 mm, a odpływ

jednostkowy 3,81 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$. Jest to wartość większa o 0,5 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$ od obliczonej za lata 1951-1990 [Michalczyk, Wilgat 1998]. Średnie miesięczne wartości odpływu całkowitego i odpływu jednostkowego z obszaru Polesia Lubelskiego zamieszczono na rycinie 20. Największy odpływ przypada na marzec – 39,4 $m^3 \cdot s^{-1}$, najmniejszy na wrzesień – 11,9 $m^3 \cdot s^{-1}$, co opowiada odpływowi jednostkowemu 7,1 oraz 2,1 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$.



Ryc. 19. Średnie miesięczne przepływy rzek Polesia Lubelskiego w latach 1976-2015



Ryc. 20. Średni miesięczny odpływ całkowity i jednostkowy z obszaru Polesia w latach 1976-2015

3.4.3.5. Wezbrania i niżówki

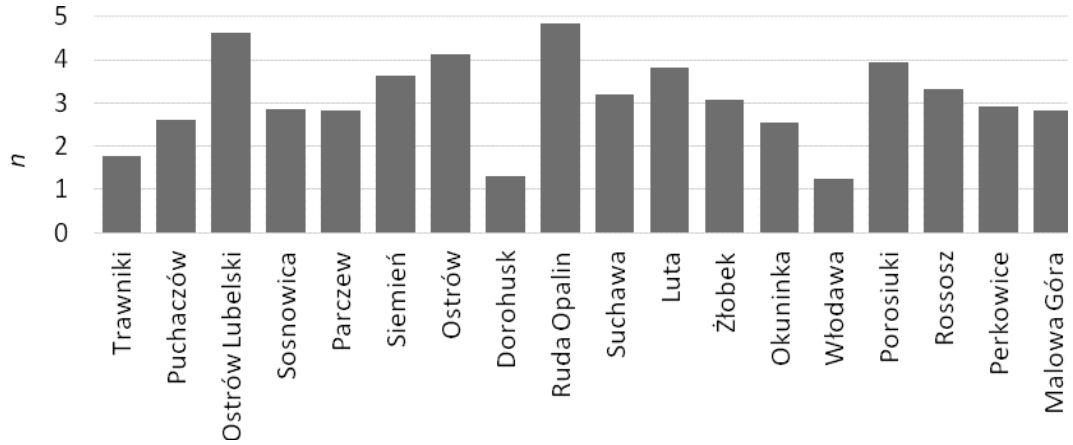
Wydzielenia wezbrań dokonano według metody Threshold Level Method (TLM), w której za wezbranie uważa się każdy epizod o przepływie większym od przyjętej wartości granicznej Q_g. Wysokość takiego przepływu ustala się na dowolnym poziomie, jednak najczęściej przyjmuje się przepływ zbliżony do wody brzegowej. Na obszarze Polesia przepływ taki odpowiada przepływowi 10% Q_{10} odczytanemu z krzywej czasu przewyższenia przepływu, który został zestawiony w tabeli 16. Na tej podstawie można wyszczególnić okresy występowania wezbrań, a także ich podstawowe parametry, takie jak: przepływ kulminacyjny, czas trwania czy też objętość.

Tab. 16. Przepływy graniczne wezbrań w przekrojach wodowskazowych rzek Polesia

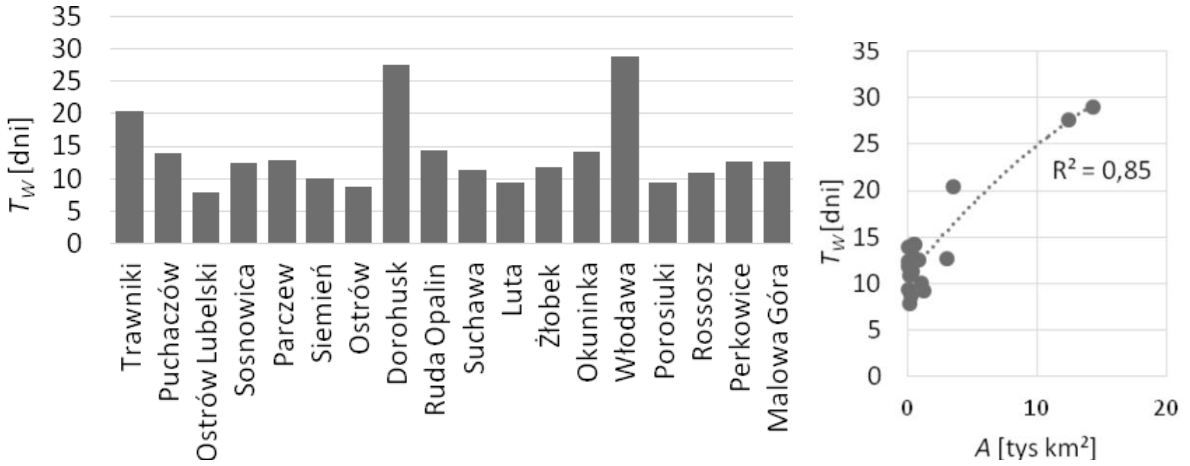
Przekrój wodowskazowy	Trawniki	Puchaczów	Ostrów Lubelski	Sosnowica	Parczew	Siemień	Dorzecze Wieprza
Rzeka	Wieprz	Świnka	Tyśmienica	Piwonia	Piwonia	Tyśmienica	
Q_{10} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	21,4	1,87	1,18	1,11	3,50	8,26	
Przekrój wodowskazowy	Ostrów	Dorohusk	Ruda Opalin	Suchawa	Luta	Żłobek	Dorzecze Bugu
Rzeka	Udal	Bug	Uherka	Włodawka	Krzemianka	Tarasienka	
Q_{10} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	1,60	99,2	2,41	4,00	0,77	1,11	
Przekrój wodowskazowy	Okuninka	Włodawa	Porosiuki	Rossosz	Perkowice	Malowa Góra	
Rzeka	Włodawka	Bug	Krzna	Muława	Zielawa	Krzna	
Q_{10} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	4,74	109	8,71	1,05	7,39	22,4	

W rzekach Polesia w ciągu roku występują średnio 3 epizody wezbraniowe (ryc. 21), z czego najmniej wezbrań występuje na Bugu. W przekrojach wodowskazowych Dorohusk i Włodawa zarejestrowano najwięcej wezbrań (4-5 epizodów) w latach 1981 oraz 1998, natomiast na mniejszych rzekach, reagujących dynamicznie na zmiany zasilania, można zaobserwować nawet do dziesięciu epizodów w ciągu roku. Zależność ta jest jednak związana bezpośrednio z czasem trwania wezbrań. Ich średni czas wynosi niecałe 14 dni i jest proporcjonalny do wielkości zlewni (ryc. 22). Najdłuższe wezbrania, trwające około 28 dni, obserwowane są na Bugu. Można więc zauważyć, że na rzekach bardziej zasobnych w wodę wezbrań w ciągu roku jest mniej, jednak są one dłuższe. Wezbrania formują się najczęściej w okresie wiosennym, w czasie roztopów oraz zwiększonych opadów, od marca do maja, z maksimum przypadającym w kwietniu (ryc. 23). W okresie tym występuje nawet 50% wszystkich epizodów. Od czerwca obserwowany jest systematyczny spadek liczby wezbrań utrzymujący się do pierwszych opadów śniegu. Wezbrania obserwowane są jednak niemal co

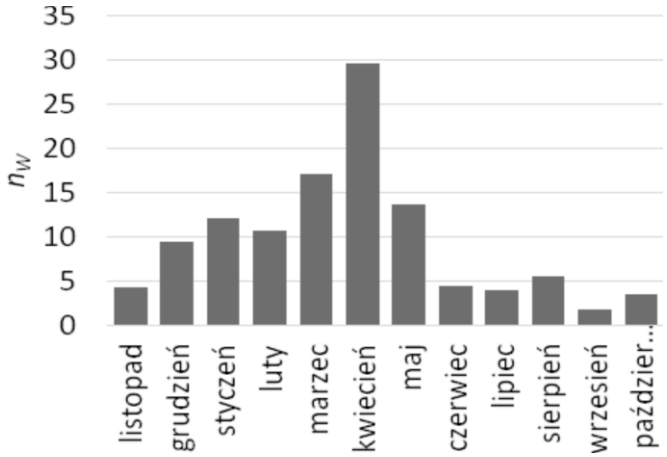
roku w przeważającej liczbie rzek, wyjątek stanowi rok 1972, kiedy to nie zarejestrowano żadnych wezbrań.



Ryc. 21. Średnia liczba wezbrań *n* w ciągu roku w przekrojach wodowskazowych

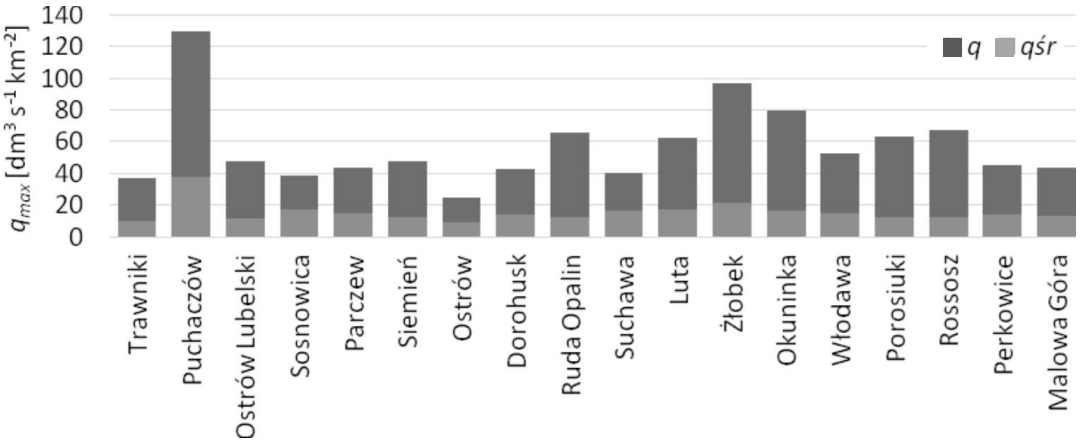


Ryc. 22. Średni czas trwania wezbrania T_W w rzekach Polesia oraz jego zależność od powierzchni zlewni



Ryc. 23. Średnia liczba wezbrań n_W w kolejnych miesiącach roku hydrologicznego w rzekach Polesia

W celu oceny wielkości spływu wody w okresie wezbrań rzek obszaru Polesia zastosowano miarę odpływu jednostkowego. Pomimo znacznych powierzchni zlewni, odpływy kulminacyjne na Bugu nie stanowią maksimów w regionie. W większości rzek Polesia średni odpływ kulminacyjny wynosi 15 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, jedynie w przypadku Tarasienki i Świnki wartości te przekraczają 20 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. Kulminacje maksymalne cechują się większą zmiennością, jednak również w tym przypadku maksimum występuje na Śwince (ryc. 24), gdzie w przekroju Puchaczów odpływ maksymalny wynosił 129,8 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$.



Ryc. 24. Maksymalne *q* oraz średnie *qśr* odpływy kulminacyjne wezbrań na rzekach Polesia

W przypadku wartości bezwzględnych, gdzie główną składową jest powierzchnia zlewni, największe wartości przepływów kulminacyjnych osiągane są na Bugu i wynoszą one odpowiednio 750 $m^3 \cdot s^{-1}$ we Włodawie oraz 526 $m^3 \cdot s^{-1}$ w Dorohusku. Przepływy kulminacyjne na Wieprzu są około 4-6-krotnie mniejsze, a w przypadku pozostałych rzek Polesia nawet 90-krotnie mniejsze. Analiza bezpośrednich wartości objętości wezbrań dostarcza podobnych obserwacji, gdzie objętość wezbrań Bugu jest kilkudziesięciokrotnie większa od pozostałej części obszaru. Z tego powodu w celu porównania można zastosować wskaźnik objętości wezbrania przedstawiający stosunek objętości wezbrania do powierzchni zlewni, wyrażony w milimetrach. Warto jednak zwrócić uwagę, że wezbrania występujące na rzekach dorzecza Bugu mają większe wskaźniki objętości wezbrań (2-6 mm) od rzek dorzecza Wieprza (1,5-4,5 mm, z wyjątkiem Puchaczowa).

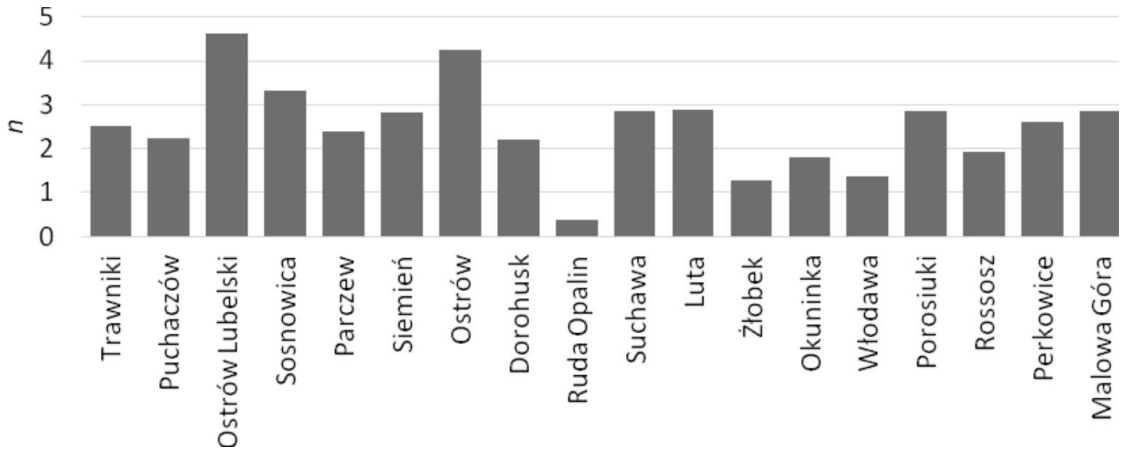
Analogicznie jak w przypadku wezbrań, zastosowano metodę TLM do wyznaczenia okresów niżówkowych, czyli dni o najmniejszych przepływach wody w korytach rzecznych. Zazwyczaj w metodzie TLM stosuje się jedną z kilku definicji, według której można dopasować dodatkowe kryteria statystyczne łączenia zdarzeń zależnych czy minimalnego czasu trwania niżówki. Z perspektywy przyrodniczej najlepiej jednak pozostać przy najprostszym sposobie

definiowania, tj. za niżówkę przyjąć okres o przepływie równym lub mniejszym od zadanego przepływu granicznego Q_g. W celu scharakteryzowania głębokich niedoborów wody, świadczących o znaczącym wyczerpaniu zasobów wody w okresie posuchy, za przepływ graniczny można przyjąć przepływ 90% Q_{90} odczytany z krzywej czasu przewyższenia przepływu. Przepływy te dla rzek Polesia zestawiono w tabeli 17.

Tab. 17. Przepływy graniczne niżówek w przekrojach wodowskazowych rzek Polesia

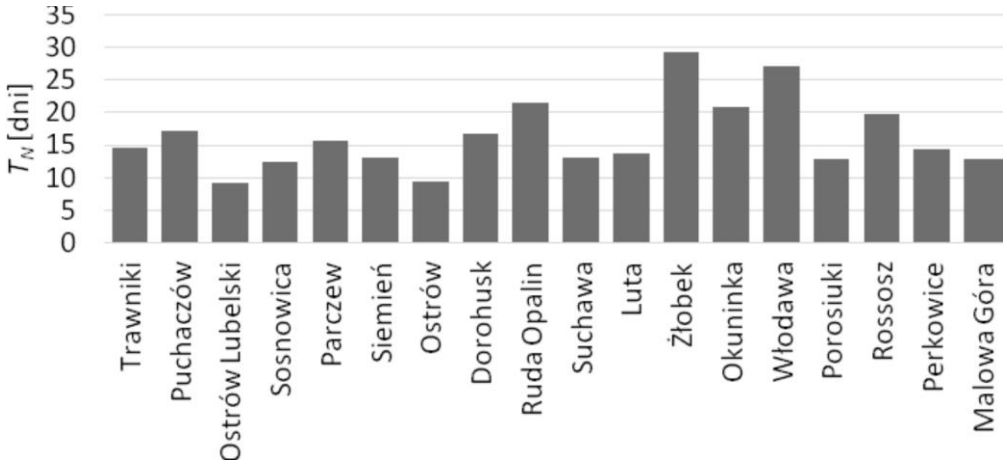
Przekrój wodowskazowy	Trawniki	Puchaczów	Ostrów Lubelski	Sosnowica	Parczew	Siemień	Dorzecze Wieprza
Rzeka	Wieprz	Świnka	Tyśmienica	Piwonia	Piwonia	Tyśmienica	
Q_{90} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	4,72	0,26	0,18	0,14	0,41	1,45	
Przekrój wodowskazowy	Ostrów	Dorohusk	Ruda Opalin	Suchawa	Luta	Żłobek	Dorzecze Bugu
Rzeka	Udal	Bug	Uherka	Włodawka	Krzemianka	Tarasienka	
Q_{90} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	0,08	19,6	0,14	0,42	0,08	0,05	
Przekrój wodowskazowy	Okuninka	Włodawa	Porosiuki	Rossosz	Perkowice	Malowa Góra	
Rzeka	Włodawka	Bug	Krzna	Muława	Zielawa	Krzna	
Q_{90} [$m^3 \cdot s^{-1}$]	0,44	18,1	1,57	0,07	0,84	3,23	

W obszarze Polesia Lubelskiego średnio występują 2,5 niżówki w ciągu roku, z maksimum nieprzekraczającym 5 epizodów. W odróżnieniu od wezbrań, gdzie różnice przestrzenne nie były zauważalne, niżówki związane są bezpośrednio z zasobami wodnymi w skali regionalnej (charakteryzują się zróżnicowaniem przestrzennym). Różnica ta dostrzegalna jest w podziale dorzeczy Wieprza i Bugu. Niżówki w rzekach poleskich położonych w dorzeczu Wieprza występują częściej (ryc. 25), jednak czasy ich trwania są krótsze, zazwyczaj jest to od 10 do 15 dni. W rzekach dorzecza Bugu niżówki występują



Ryc. 25. Średnia liczba epizodów niżówkowych *n* w ciągu roku w przekrojach wodowskazowych

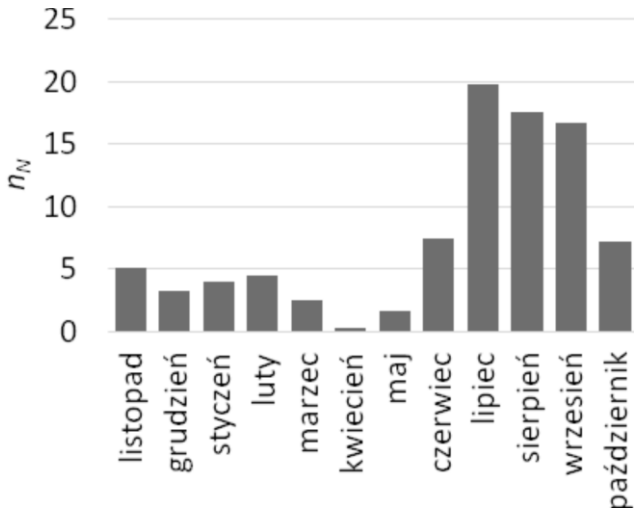
rzadziej, jednak czasy ich trwania są dłuższe (około 18 dni), co świadczy o różnych tempach odbudowy zasobów wód. Najdłużej niżówki utrzymują się w centralnej części poleskiego biegu Bugu, na Włodawce oraz Bugu we Włodawie, na szerokości geograficznej Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Niżówki tutaj trwają średnio nawet 30 dni (ryc. 26), a najdłuższa zarejestrowana w obszarze Polesia niżówka trwała 208 dni (Włodawa, Bug).



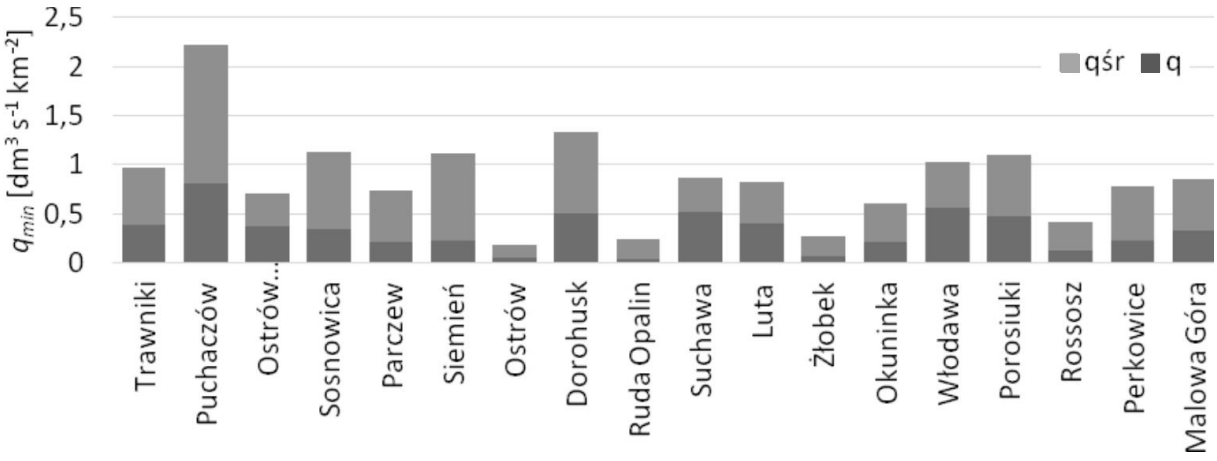
Ryc. 26. Średni czas trwania niżówki T_N w rzekach Polesia

Niżówki, jako zjawisko przestrzenne, nie występują tak często jak wezbrania. W analizie wieloletniej można zauważyć okresy, w których zjawisko występowało częściej (okresy susze) oraz rzadziej (okresy mokre). W analizie wieloletniej widoczna jest charakterystyczna dla rzek Lubelszczyzny zmienność, około 10-letnia, w występowaniu posuch, a głównym okresem występowania największych niedoborów wody było wielolecie 1984-1995. Najwięcej niedoborów wody kształtuje się w okresie letnim, od lipca do września (ryc. 27), ze względu na niewielkie zasilanie atmosferyczne oraz nasilenie ewapotranspiracji i zużycie wody przez rośliny. Niżówki niemal całkowicie zanikają w okresie wiosennym, kiedy to obserwowany jest wzrost wystąpień wezbrań.

W czasie trwania niżówek najniższe odpływy spadają często poniżej 0,5 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ (około 7-krotnie mniej niż średnie odpływy jednostkowe w tym obszarze), a w przeważającej większości rzek Polesia (78%) w czasie niżówki średnie minima odpływu opadają poniżej 1 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. Najniższe wartości odpływów niżówkowych rejestrowane są w lewobrzeżnych dopływach Bugu, najwyższe natomiast w rzekach dorzecza Wieprza (ryc. 28). Największe niedobory wody kształtują się na Bugu, a deficyty odpływu w pozostałych rzekach są większe w przypadku dorzecza Wieprza, jednak i w tym przypadku nie sięgają one 0,3 mm.



Ryc. 27. Średnia liczba niżówek n_N w kolejnych miesiącach roku hydrologicznego w rzekach Polesia



Ryc. 28. Najniższe z minimalnych *q* oraz średnie z minimalnych *qśr* odpływów niżówek rzek Polesia

3.4.3.6. Bilans wodny Polesia Lubelskiego

Zasilanie atmosferyczne bezpośrednio decyduje o uzupełnianiu zasobów podziemnych i powierzchniowych. Przejawia się to w rytmie wahań zwierciadła wody podziemnej i zmianach stanów wody w jeziorach oraz wielkości i reżimie odpływu, a także w powierzchni obszarów podmokłych. Z obliczeń bilansowych wykonanych dla obszaru Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego przez Michalczyka [Wilgat i in. 1992] wynika, że ponad 80% wody opadowej wraca do atmosfery. W strukturze odpływu stwierdza się niemal równowagę spływu powierzchniowego (48%) i odpływu podziemnego (52%). Wynika to z małych możliwości retencjonowania wody w terenie płaskim, w którym płytko występują warstwy o słabej przepuszczalności, silnie pociętym siecią rowów odwadniających, zmniejszających możliwości zmagazynowania wody w okresie jej nadmiarów.

Wartość retencjonowanych zasobów wody, oprócz warunków terenowych, uzależniona jest są przede wszystkim od warunków klimatycznych, głównie zasilania atmosferycznego i ewapotranspiracji. W roku przeciętnym notuje się na Polesiu Lubelskim około 140 dni z opadem, w tym 90 dni z opadem równym lub większym od 1 mm. Roczne sumy opadów zmieniają od 375 do 900 mm, przy średniej wieloletniej 545 mm. We Włodawie w latach 1951-2015 suma opadów za półrocze zimowe wynosiła 187 mm, a za letnie 359 mm. W ujęciu miesięcznym największe opady występują w lipcu – 81 mm, a najmniejsze w lutym – prawie 26 mm. Średnia liczba dni z pokrywą śnieżną o grubości co najmniej 1 cm wynosi tu około 75, a o grubości powyżej 10 cm – 50 dni [Paczos 1988]. We Włodawie w okresie wiosny średni opad wynosi 117 mm (21% sumy rocznej), w lecie 209 mm (39%), w jesieni 124 mm (23%), w zimie 92 mm (17%). W okresie wegetacyjnym zasilanie atmosferyczne osiąga 384 mm (71% sumy rocznej), w pozostałych miesiącach okresu chłodnego 158 mm [Warakomski 1998].

W latach 1976-2015, dla których zestawiono materiały hydrologiczne, roczna suma opadów atmosferycznych na Polesiu Lubelskim, obliczona z danych dla 14 stacji, wynosiła 563,5 mm. Większość rocznych sum opadu w poszczególnych stacjach mieściła się w granicach 540-580 mm. Najmniejsze miesięczne opady stwierdzono w lutym, a największe w lipcu (ryc. 29). Z opracowań hydrometeorologicznych wynika, że wartość zmierzonego opadu jest zaniżona o około 20%. Po zastosowaniu poprawek wynikających z niedokładności instrumentalnych pomiarów opadu (zwiększenie o 20%) otrzymamy średnie zasilanie atmosferyczne jako 676 mm. Na półroczne ciepłe przypada 434 mm, a więc zdecydowanie mniej od ewapotranspiracji.

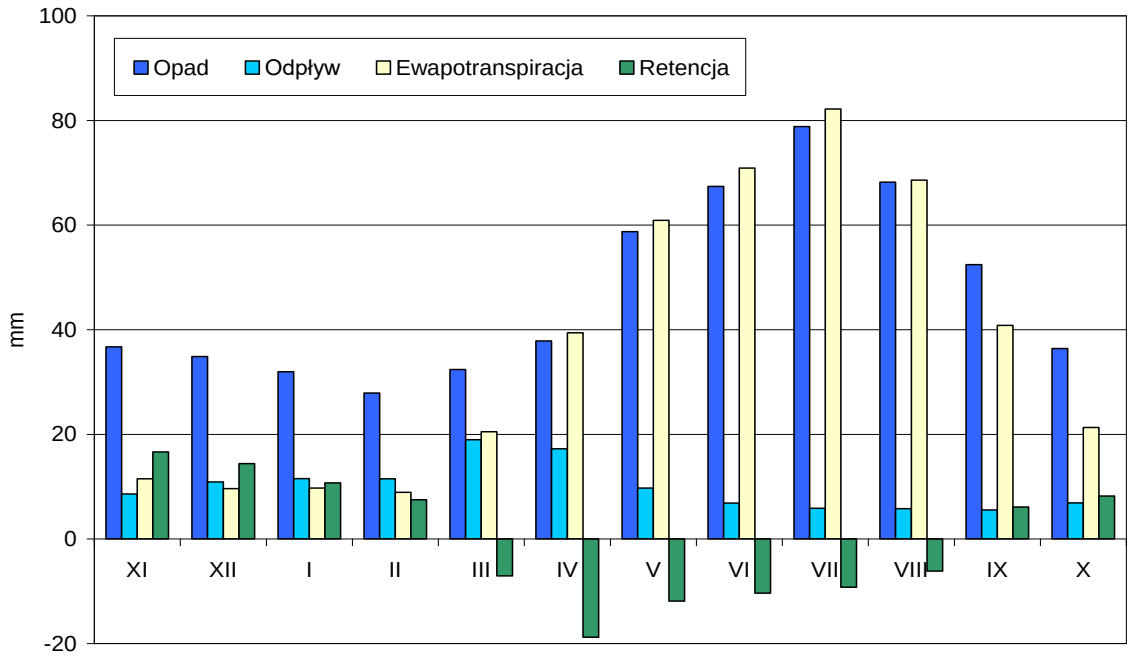
Główna część wody opadowej wraca do atmosfery w procesie parowania i transpiracji. Płytkie występowanie wody oraz charakter rolniczo-łąkowy użytkowania terenu sprawia, że wielkość ewapotranspiracji jest zbliżona do wartości potencjalnej, która dla okresu wegetacyjnego jest określana na 540 mm [Matul, Dworska 1972]. Według pomiarów prowadzonych we Włodawie na basenie o powierzchni 20 m^2, parowanie wody w okresie maj-październik latach 1993-2010 wynosiło 491 mm; a największe stwierdzono w lipcu – 107 mm i w sierpniu – 101 mm [Biuletyn IMGW 2017]. Ewapotranspiracja potencjalna z obszarów łąk dostatecznie uwilgotnionych przekracza w okresie wegetacyjnym 600 mm [Szajda 1989], a parowanie terenowe z obszarów wyżej położonych można szacować na 450 mm [Jaworski 1978]. W zestawieniu bilansowym, przeciętne – szacunkowe – wartości ewapotranspiracji obszaru Polesia Lubelskiego obliczono jako średnie wielkości parowania

terenowego i potencjalnego. Uzyskane miesięczne wskaźniki ewapotranspiracji mają jedynie wartości orientacyjne, pozwalające na zamknięcie bilansu wodnego za okres 1976-2015 oraz obliczenie miesięcznych stanów retencji. W miesiącach zimowych wskaźniki ewapotranspiracji wynoszą po kilka, kilkanaście mm, a w letnich przekraczają 70 mm. Od kwietnia do września miesięczne wartości parowania są uzależnione od wielkości opadów atmosferycznych. Zatem warunki do retencjonowania wody są tylko w miesiącach półrocza chłodnego. Miesięczne wartości składowych bilansu wodnego Polesia Lubelskiego zestawiono na rycinie 29.

W roku o średniej wilgotności odpływa z obszaru Polesia Lubelskiego 21,2 $m^3 \cdot s^{-1}$, co odpowiada odpływowi jednostkowemu 3,81 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^2$ oraz warstwie odpływu 119,3 mm. Prosty bilans wodny, zestawiony za lata 1976-2015, przyjmuje następujące składowe:

$$opad = odpływ + ewapotranspiracja$$

$$563 = 119 + 444 \text{ [mm]}.$$



Ryc. 29. Miesięczne wartości składowych bilansu wodnego Polesia Lubelskiego

Dla zasobów wodnych i do oceny możliwości ich wykorzystania istotne znaczenie ma zdecydowana przewaga ewapotranspiracji nad opadem w okresie od kwietnia do sierpnia. Z kolei w półroczu zimowym wielkość parowania była ponaddwukrotnie mniejsza od zasilania atmosferycznego, co stwarza dobre warunki do uzupełniania zasobów wód podziemnych. Obliczona wartość ewapotranspiracji wydaje się zbyt mała do dobrych

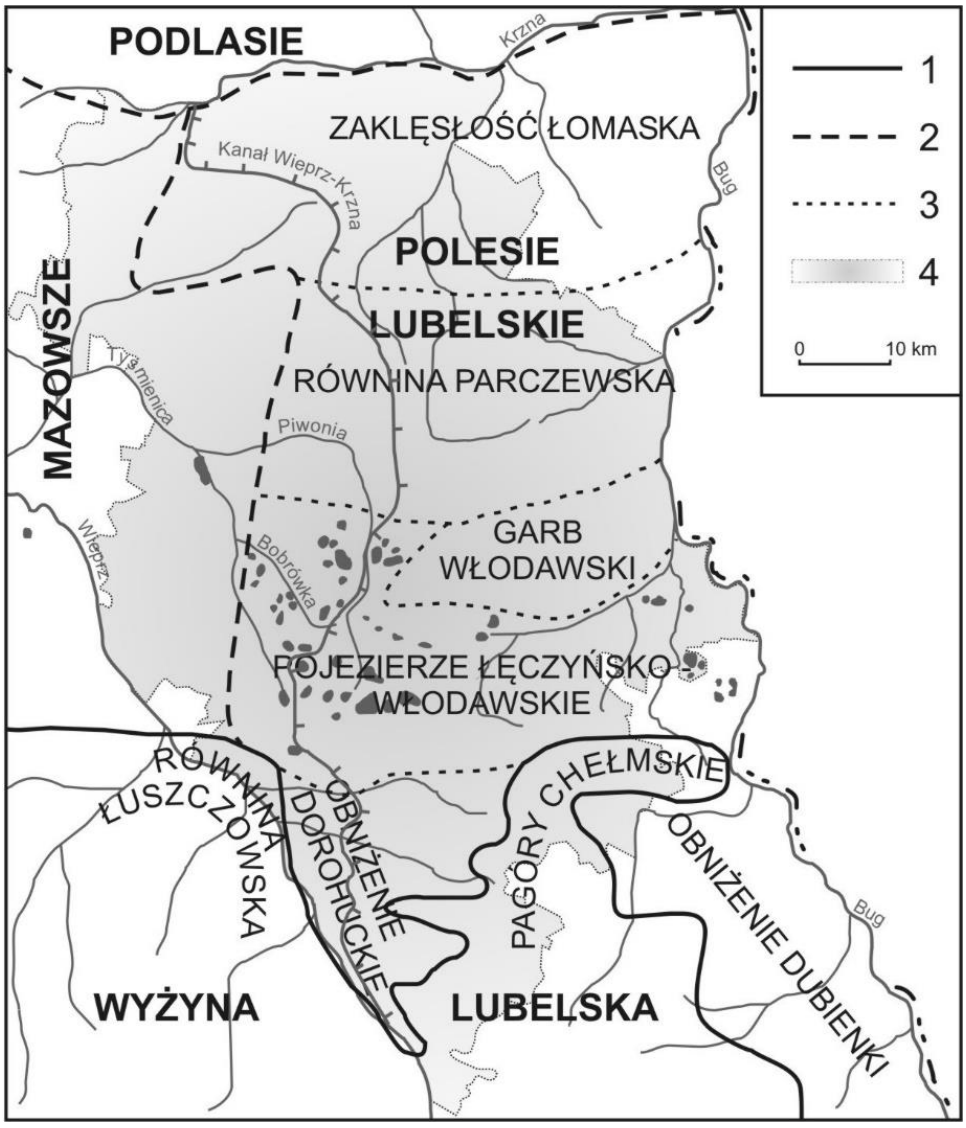
warunków parowania potencjalnego. Prawdopodobnie część wody (potencjalny jej deficyt) jest uzupełniana dopływem pochodzącym z naporowych poziomów wodonośnych [Michalczyk, Wilgat 1998].

Zebrane materiały wskazują, że zasobność wodna terenu kształtowana jest zarówno przez opady atmosferyczne, jak również przez dopływ wody z głębszych naporowych warstw wodonośnych czwartorzędu, trzeciorzędu, a przede wszystkim z kredy. Na jego istnienie wskazuje utrzymywanie się stale obszarów podmokłych nawet w długich okresach bezopadowych. Niekorzystnie na zasoby wód wgłębnych wpływają eksploatacja ujęć wody i odwodnienia gruntu oraz kopanie głębokich rowów, prowadzące do zmniejszenia ciśnienia piezometrycznego wód naporowych.

3.4.4. Główne zagrożenia

3.4.4.1. Kanał Wieprz-Krzna

Koncepcja wybudowania kanału nawadniająco-odwadniającego obszar Polesia Lubelskiego, łączącego rzeki Wieprz z Krzną, pojawiła się na początku lat 50. ubiegłego wieku [Kwapiszewski 1955]. Trasa kanału wybudowana została w latach 1954-1961, na długim odcinku poprowadzono ją w strefie działu wodnego II rzędu rozdzielającego dorzecza Wieprza i Bugu. W następnych latach przystosowano do nawadniania sąsiednie tereny znajdujące się na Polesiu Lubelskim. Woda do kanału jest pobierana z Wieprza w miejscowości Borowica, znajdującej się na północnym skraju Wyżyny Lubelskiej, a kończy w dolinie Krzny w Międzyrzecu Podlaskim. Na całej długości kanału (140 km) woda płynie grawitacyjnie. W zrealizowanym systemie wodnomelioracyjnym wybudowano także 11 doprowadzalników o łącznej długości 105,6 km, 13 pompowni oraz kilka zbiorników retencyjnych o łącznej powierzchni 2465 ha. Melioracje szczegółowe wykonano na powierzchni 68,3 tys. ha, z czego tylko 42,3 tys. ha przystosowano do nawodnień. Największy zasięg oddziaływania kanału Wieprz-Krzna stwierdzono na przełomie lat 80. i 90. ubiegłego wieku (ryc. 30). W latach 1976-2007 średni pobór wody z Wieprza wynosił 3,04 $m^3 \cdot s^{-1}$. Jego wielkość zmieniała się w dość szerokich granicach: od 1,13 $m^3 \cdot s^{-1}$ w 1999 r. do 4,9 $m^3 \cdot s^{-1}$ w 2004 r. [Michalczyk 1988; Michalczyk, Wilgat 1996; Michalczyk, Sposób 2011].



Ryc. 30. Zasięg oddziaływania kanału Wieprz-Krzna na tle granic Polesia Lubelskiego [Michalczyk 2015]

1, 2, 3. granice regionów: 1. I rzędu, 2. II rzędu, 3. III rzędu, 4. obszar oddziaływania kanału

Realizacja i funkcjonowanie kanału Wieprz-Krzna spowodowały istotne przekształcenia w środowisku przyrodniczym Polesia, a szczególne na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Janiec 1993; Michalczyk 1994c; Michalczyk, Wilgat 1996; Michalczyk i in. 2003, 2015]. Wiążą się one z działaniami gospodarczymi, które powodują:

- Obniżenie zwierciadła wody podziemnej poprzez regulację i pogłębianie koryt rzecznych, które spowodowało zwiększenie drenażu wód podziemnych oraz przyspieszenie odpływu i zmniejszenie zasięgu obszarów hydrogenicznych.

- Zdecydowane przyspieszenie tempa obiegu wody i szybkie odprowadzanie okresowych jej nadmiarów poprzez wykonywanie gęstej sieci rowów, a także zmiany lokalnych działów wodnych.
- Zmniejszenie naturalnej retencji wody poprzez włączanie do sieci odpływu zagłębień bezodpływowych, bagien i torfowisk.
- Przyspieszenie obiegu materii zwiększające wymywanie związków mineralnych w zlewniach i ich akumulację w jeziorach.
- Zmiany obszarów zasilania jezior poprzez wykonanie sieci rowów odwadniających i opasujących jeziora, co prowadziło do obniżenia ich zwierciadeł wody.
- Doprowadzenie żyznych i zanieczyszczonych wód z Wieprza, co powodowało zmiany naturalnych siedlisk roślinnych i naturalnych jednostek ekologicznych prowadzące do zmniejszenia bioróżnorodności terenu Polesia.
- Aktywizację gospodarczą i dostępność komunikacyjną regionu przejawiające się w intensyfikacji rolnictwa i wzroście rekreacyjnego wykorzystania terenu.

Przebieg trasy kanału koliduje z eksploatacją węgla kamiennego w KWK „Bogdanka", co wynika zarówno z wyłączenia z rolniczego wykorzystania pola górniczego, jak też z osiadania (zmian) powierzchni terenu, oraz z funkcjonowaniem cennych przyrodniczo obszarów, w tym Poleskiego Parku Narodowego, Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie oraz Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie.

Obecnie kanał Wieprz-Krzna nie spełnia oczekiwanych funkcji, a wykorzystanie prowadzonej wody jest nieefektywne, niezgodne z pierwotnymi założeniami tej inwestycji. W bilansie rozprowadzanej wody straty spowodowane parowaniem i przesiąkami wody z koryta kanału określono na 28%. Do wybudowanych zbiorników retencyjnych kierowano 34% pobranej wody, 24% doprowadzano do stawów, a tylko 14% przeznaczano na nawadnianie użytków zielonych. Obecnie opracowano koncepcję odbudowy systemu kanału Wieprz-Krzna w celu doprowadzenia wody do zmeliorowanych terenów położonych na północ od Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Priorytetem działań, niezależnie od efektów gospodarczych związanych z intensywnym wykorzystaniem gruntów, ma być zatrzymanie degradacji torfów przez doprowadzenie do właściwej wilgotności gruntów.

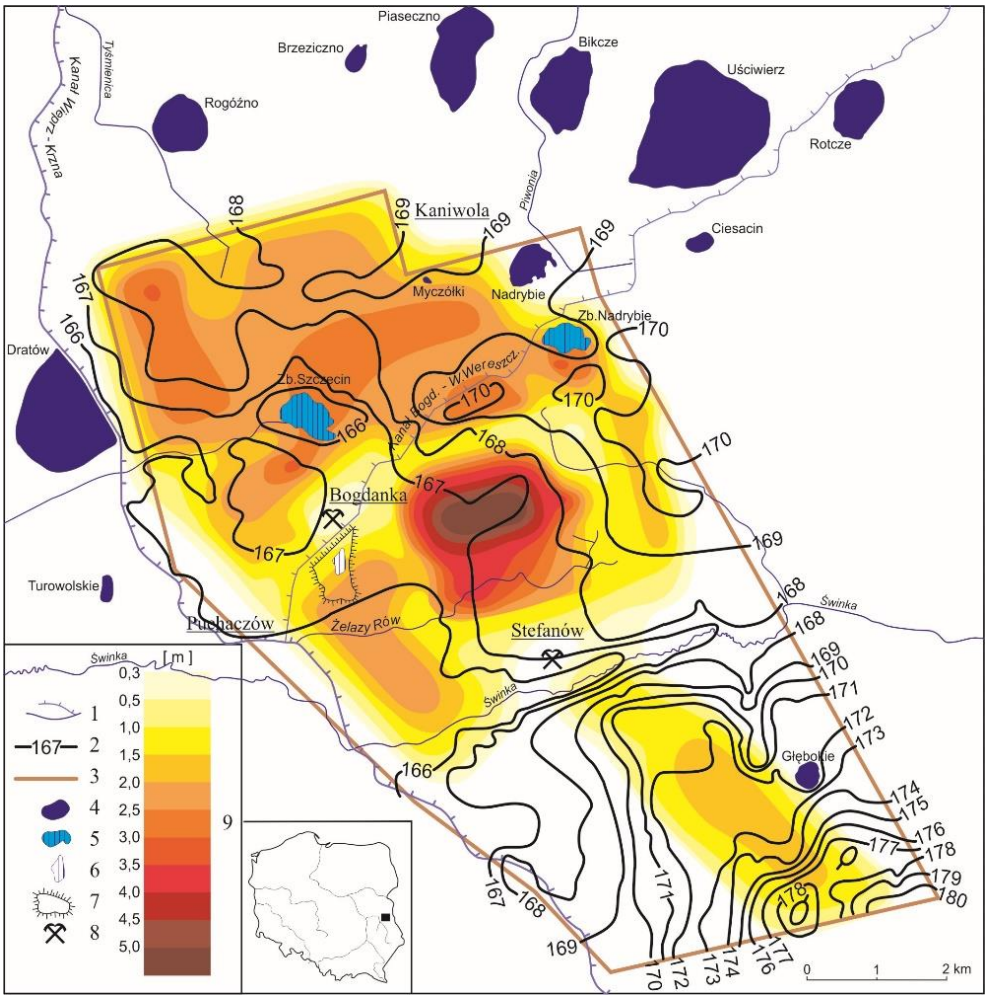
3.4.4.2. Górnictwo węgla kamiennego

Zagrożenia dla środowiska przyrodniczego, a szczególnie dla stosunków wodnych Polesia Lubelskiego, wynikają zarówno z dokumentowania, jak i eksploatacji surowców

mineralnych, głównie węgla kamiennego. Badania hydrogeologiczne wykazują istnienie czterech poziomów wodonośnych związane z utworami: a) czwartorzędu i górnej kredy, b) dolnej kredy (albu) i stropu jury, c) jury, d) karbonu [Różkowski, Wilk 1989]. Poza poziomem pierwszym, wody trzech pozostałych mają charakter naporowy, a najwyższe ciśnienia hydrostatyczne stwierdzane są w warstwach karbońskich [Michalczyk, Zarębski 1995]. Eksploatacja złóż węgla wymaga obniżenia ciśnienia naporowych wód podziemnych w nadległych poziomach wodonośnych piętra jurajskiego i karbońskiego, co doprowadziło do wytworzenia się rozległych lejów depresyjnych o zasięgach trudnych do ustalenia. Nie można też jednoznacznie określić długofalowego wpływu na wody podziemne pierwszego poziomu.

Przekształcenia stosunków wodnych w rejonie wydobycia węgla wynikają z dużego zakresu ingerencji człowieka w środowisko. Najważniejsze ich zmiany są efektem odpompowywania wody z poziomów wgłębnych oraz eksploatacji węgla „na zawał". Istniejące szyby kopalni są zlokalizowane w bliskim sąsiedztwie szczególnie cennych jezior (ryc. 31). Wydobycie węgla powoduje osiadanie terenu, które prowadzi do lokalnych deformacji powierzchni terenu oraz tworzenia się dość głębokich niecek osiadań, które nad wyrobiskami węgla osiągają głębokość 2-5 m. Wytworzyły się one w poleskiej części obszaru górniczego Puchaczów V, w której różnice w wysokości położenia zwierciadła wody (na północ od Świnki) są bardzo małe (ryc. 31). Nie można tych zagłębień odwadniać rowami otwartymi, gdyż zwiększy się drenaż wód podziemnych i nastąpi dalsze osuszenie terenu. Ingerencja górnicza w ten układ wód o małej stabilności doprowadziła do zmiany układu zwierciadła wód podziemnych i przesunięcia działów wodnych. Stwierdzono przejęcie zlewni Piwonii i włączenie jej do zlewni Świnki, a tym samym nastąpiło zmniejszenie zlewni jezior uściwierskich. Dalsza eksploatacja będzie prowadziła do ich poszerzania [Michalczyk i in. 2018], a w przyszłości do pogłębiania, szczególnie w sytuacji eksploatacji kolejnych warstw węgla.

Istotne zagrożenia dla środowiska przyrodniczego stanowi składowanie karbońskich skał płonnych, gdyż są one przemywane przez wody opadowe, które odpływają do rzek lub do wód podziemnych. Z zebranych materiałów wynika, że skały płonne nie powinny być używane do zasypywania zagłębień bezodpływowych i dołów potorfowych, a szczególnie w miejscach płytkiego występowania wód podziemnych. Zmienia się sukcesja roślinna, następuje utrata istniejącej na tym terenie flory i fauny, a jednocześnie pojawiają się nowe gatunki roślin i zwierząt.



Ryc. 31. Niecki osiadań oraz ukształtowanie zwierciadła wody podziemnej pierwszego poziomu w listopadzie 2016 r. (na podstawia materiałów KWK Bogdanka)

1. rzeki i kanały, 2. hydroizohipsy, 3. granica obszaru górniczego, 4. jeziora, 5. zalewiska, 6. zbiornik wód dołowych, 7. składowisko skały płonnej, 8. szyb kopalni, 9. obniżenie zwierciadła wody w metrach w okresie wrzesień 1990 – listopad 2016 r.

3.4.5. Podsumowanie

O walorach przyrodniczych Polesia Lubelskiego decydują stosunki wodne, wynikające z budowy geologicznej, rzeźby terenu i warunków klimatycznych. W ich kształtowaniu szczególne znaczenie odgrywa rzeźba terenu i przepuszczalność warstw przypowierzchniowych, decydująca o płytkim położeniu pierwszego zwierciadła wody podziemnej. W czasach historycznych, przy dużym zasilaniu wodami wgłębnymi, na zajętym przez lasy obszarze Polesia występowały liczne bagna, mokradła i torfowiska. Kraina ta przez wiele miesięcy w roku praktycznie była niedostępna dla człowieka.

Radykalne zmiany stosunków wodnych następowały w drugiej połowie XX wieku wraz z realizacją dużych inwestycji – kanału Wieprz-Krzna, cementowni w Chełmie oraz kopalni węgla w Bogdance. Industrializacja, intensyfikacja rolnictwa oraz udostępnienie terenu przez

budowę sieci dróg zaowocowały silną antropopresją na najcenniejsze tereny Polesia, którymi są jeziora, bagna i obszary leśne. Rozbudowa infrastruktury, w tym również ujęć wody wykorzystujących wyłącznie wody podziemne, zwiększa presję na skromne zasoby wodne regionu. Ich przekształcenia wynikają również ze mian zachodzących w innych komponentach środowiska, w tym również z niekontrolowanego rozwoju turystyki i rekreacji.

W warunkach naturalnych wymiana wody na obszarze Polesia Lubelskiego jest powolna, a zasoby wodne są silnie uzależnienie od zasilania atmosferycznego. W ujęciu generalnym wody regionu odznaczają się dobrą jakością, mimo słabego stopnia izolacji wód podziemnych. Zabiegi melioracyjne, regulacja koryt rzecznych oraz urbanizacja znacznie przyspieszyły obieg wody, zmniejszyły się obszary torfowisk i stałych podmokłości, co znacznie przyspieszyło obieg wody. Doprowadziło to do obniżenia zwierciadła wody podziemnej, koncentracji spływu wody w okresie wiosennym, pogłębienia letnich deficytów wody, a w konsekwencji przyrodniczej do zmniejszenia obszarów torfowisk i podmokłości oraz zmian jakości wody. Zwiększone zasilanie atmosferyczne w ostatnim dwudziestoleciu korzystnie wpłynęło na zwiększenie zasobów wodnych, a tym samym poprawiło kondycję biosfery.

Zagrożenie stosunków wodnych ciągle jest wysokie, gdyż dokumentowane są nowe ogniska zanieczyszczeń i następują powolne lokalne zmiany jakości wody. Potencjalne zagrożenia ilości i jakości wody wynikają z rozwoju przemysłu wydobywczego, intensyfikacji i chemizacji rolnictwa, odwodnień i nawodnień terenu oraz lokalizacji stacji paliw, składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych, ferm hodowlanych, nieszczelnych szamb oraz zrzutów ścieków do gruntu i sieci odpływu. Zagrożenie jakości wód wynika również z zanieczyszczenia wód doprowadzanych kanałem Wieprz-Krzna oraz z niskiej jakości wody płynącej w największych rzekach regionu.

Komponentem środowiska, decydującym o wysokich walorach przyrodniczych, naukowych i krajobrazowych Polesia Lubelskiego, są stosunki wodne. Dla utrzymania wysokiej atrakcyjności środowiska konieczne są działania zmierzające do zachowania możliwie naturalnego układu stosunków wodnych, głównie poprzez zmniejszenie spływu i zatrzymanie wody w zlewniach oraz zwracanie większej uwagi na ochronę jej jakości. Skuteczna ochrona, wykonywana w skali regionalnej, przyczyni się do zachowania dla następnych pokoleń najcenniejszych przyrodniczo obszarów Polesia.

Piśmiennictwo

1. Atlas posterunków wodowskazowych dla potrzeb Państwowego Monitoringu Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOS, Warszawa 1995-1996.
2. Bałaga K., Buraczyński J., Wojtanowicz J. 1983. Budowa geologiczna i rozwój torfowiska Krowie Bagno (Polesie Lubelskie). Ann. UMCS, s. B, 35/36, 37-62.
3. Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej. Rok 2017. IMGW-PIB, Warszawa.
4. Borowiec J. 1990. Torfowiska Regionu Lubelskiego. PWN, Warszawa.
5. Chmiel S., Dawidek J., Szwajgier W., Turczyński M. 2003. Genetic types and transformations of lakes in the Middle Bug valley floor. Limnol. Rev., 3, 31-36.
6. Chmielewski T.J, Harasimiuk M., Radwan S. (red.) 1996. Renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Wyd. UMCS, Lublin.
7. Dawidek J., Ferencz B. 2005. Hydrochemical classification of the river lakes situated near the Bug river. Limnol. Rev., 6, 53-59.
8. Dawidek J., Turczyński M. 2006. Recharge of lakes with river waters in the Middle Bug valley. Limnol. Rev., 6, 65-72.
9. Dobrowolski R., Harasimiuk M. 2002. Geologiczne uwarunkowania rozwoju rzeźby Polesia. Acta Agroph., 66, 7-19.
10. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. (red.) 1998. Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. Biblioteka Monitoringu Środowiska, UMCS, PIOS, Lublin.
11. Herbich P., Knyszyński F., Krajewski S., Kuberski D., Smoleń Z. 1985. Hydrogeologiczne podstawy wykorzystania i ochrony wód podziemnych zlewni Krzny. Rocznik Międzyrzecki, XVI-XVII, Wyd. TPN, Międzyrzec Podlaski, 127-143.
12. Janiec B. 1993. Przyrodnicza ocena wpływu kanału Wieprz-Krzna na jakość hydrosfery Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Gosp. Wodna, 2, 36-42.
13. Janiec B., Michalczyk Z., Wojciechowski K. 1988. Stan i zagrożenia stosunków wodnych centralnego rejonu Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Ann. UMCS, s. B, 39, 173-206.
14. Jaworski J. 1968. Zróżnicowanie przestrzenne średniego rocznego parowania terenowego w Polsce. Prace PIHM, 95, 15-28.
15. Kleczkowski A.S. (red.) 1990. Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) wymagających szczególnej ochrony. Wyd. AGH, Kraków.
16. Kwapiszewski J. 1955. Melioracje terenów wododziałowych Lubelszczyzny (kanał Wieprz-Krzna). Gosp. Wodna, 9, 368-372.

17. Lipka K. 2000. Torfowiska w dorzeczu Wisły jako element środowiska przyrodniczego. Zesz. Nauk. AR Kraków. Pr. habil., 255.
18. Łoś M.J. 1993. Zagrożenie stosunków wodnych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] Zagrożenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego na skutek eksploatacji węgla kamiennego w Lubelskim Zagłębiu Węglowym. GIG, Katowice.
19. Łoś M.J. 1995. Wpływ systemu kanału Wieprz-Krzna na stosunki wodne w Poleskim Parku Narodowym. [W:] Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. TWWP, Lublin.
20. Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10 000 (MPHP10). KZGW, IMGW, Warszawa 2010.
21. Matul K., Dworska M. 1972. Rozkład wskaźników parowania potencjalnego i opadów w latach 1948-1962 jako podstawa do obliczeń niedoborów wodnych roślin. Prace i Studia Komitetu Gospodarki Wodnej, 11, 9-208.
22. Michalczyk Z. 1985. Hydrologiczne konsekwencje antropopresji w obszarze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Problemy gospodarki wodnej makroregionu środkowo-wschodniego i ochrony Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Wyd. NOT, Lublin, 165-179.
23. Michalczyk Z. 1988. Wpływ poboru wody do kanału Wieprz-Krzna na przepływ środkowego biegu Wieprza. Dok. Geogr. IGiPZ PAN, 4, 39-50.
24. Michalczyk Z. 1993. Warunki obiegu i zagrożenia wód Polesia Lubelskiego. [W:] Edukacja ekologiczna i ochrona środowiska na pograniczach. Kraj. Centr. Eduk. Ekolog., NFOŚ, TWWP, Lublin, 58-61.
25. Michalczyk Z. 1994a. Usłowia krugooborota wody Lublinskogo polesia. Wiestnik Biełoruskowo Uniwersyteta. s. Chimia, Biołogia, Geografia, 2, Mińsk, 55-59.
26. Michalczyk Z. 1994b. Wody podziemne i ich wykorzystanie. [W:] Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. Akademia Rolnicza, TWWP, Lublin, 29-42.
27. Michalczyk Z. 1994c. Zmiany sieci hydrograficznej w rejonie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. [W:] Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. Akademia Rolnicza, TWWP, Lublin, 43-46.
28. Michalczyk Z. 1997. Dangers of the Polesie Lubelskie Waters. [W:] The Regional Ecological Problems. Wyd. UMCS, Lublin, 83-88.

29. Michalczyk Z. 2000. Uwarunkowania renaturyzacji stosunków wodnych Polesia Lubelskiego. [W:] Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 79-87.
30. Michalczyk Z. 2005a. Warunki występowania i krążenia wody w obszarze Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". [W:] red. Chmielewski T.J., Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie", walory, funkcjonowanie, perspektywy rozwoju. Wyd. PPN, Wojewoda Lubelski, Lublin-Urszulin, 45-53.
31. Michalczyk Z. 2005b. Zasady kształtowania stosunków wodnych Polesia Lubelskiego w świetle dyrektywy wodnej i dyrektywy siedliskowej Unii Europejskiej. [W:] red. Chmielewski T.J., 15 lat Poleskiego Parku Narodowego Min. Środ., NFOŚiGW, Poleski Park Narodowy, Warszawa-Lublin-Urszulin, 127-134.
32. Michalczyk Z. 2009. Analiza zmian stosunków wodnych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim w latach 1951-2007 – w oparciu o dane literaturowe oraz materiały Zakładu Hydrografii UMCS. [W:] red. Chmielewski T.J., Ekologia krajobrazów hydrogenicznych Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Zakład Ekologii Krajobrazu i Ochrony Przyrody, 87-100.
33. Michalczyk Z. 2015. Stan i perspektywy funkcjonowania kanału Wieprz-Krzna. [W:] red. Dobrowolski R., Mięsiak-Wójcik K., Demczuk P. Potencjał Polesia Lubelskiego a zrównoważony rozwój Transgraniczego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. Wyd. Starostwo Powiatowe w Łęcznej, 53-65.
34. Michalczyk Z., Bartoszewski S., Chmiel S., Dawidek J., Głowacki S., Turczyński M. 2002a. Zasoby wodne Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. MORPOL, Lublin, 55-71.
35. Michalczyk Z., Bartoszewski S., Chmiel S., Glowacki S., Turczyński M. 1996. Stosunki wodne rejonu jezior Rogóźno-Piaseczno-Nadrybie, ich przekształcenia i problemy renaturalizacji. [W:] Renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Wojewoda Lubelski, LFOSN, UMCS, Lublin, 25-42.
36. Michalczyk Z., Bartoszewski S., Głowacki S., Turczyński M. 1993a. Wody Poleskiego Parku Narodowego. Ekobios, TWWP, Lublin, 1, 1-24.
37. Michalczyk Z., Bartoszewski S.,Turczyński M. 2002b. Stosunki wodne Polesia. [W:] red. Radwan S., Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, Lublin, 49-76.

38. Michalczyk Z., Chmiel S. 2005. Stan i zmiany stosunków wodnych w rejonie Kopalni Węgla kamiennego „Bogdanka". [W:] red. Krzowski Z., Historia i współczesność górnictwa na terenie Lubelszczyzny. Wyd. Politechniki Lubelskiej, Lublin, 89-96.
39. Michalczyk Z., Chmiel S., Chmielewski J., Turczyński M. 2007a. Hydrologiczne konsekwencje eksploatacji złoża węgla kamiennego w rejonie Bogdanki (LZW). Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego, 422, 113-126.
40. Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Borowska-Pakuła J. 2018. Zagrożenie zasobów wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wynikające z działalności górniczej. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, 41, 161-171.
41. Michalczyk Z., Chmiel S., Łyszczarz L., Turczyński M. 2007b. Przekształcenia rzeźby i stosunków wodnych w rejonie Bogdanki (Lubelskie Zagłębie Węglowe). [W:] red. Harasimiuk M., Brzezińska-Wójcik T., Dobrowolski R., Mroczek P., Warowna J., Budowa geologiczna regionu lubelskiego i problemy ochrony litosfery. Wyd. UMCS, Lublin, 23-30.
42. Michalczyk Z., Chmiel S., Turczyński M. 2003. Stosunki wodne w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle przekształceń środowiska przyrodniczego. Acta Agrophysica, 91, Lublin, 26-67.
43. Michalczyk Z., Chmiel S., Turczyński M. 2011. Lake water stage dynamics in the Łęczna-Włodawa Lake District in 1991-2010. Limnol. Rev., 11, 3, 113-122.
44. Michalczyk Z., Dawidek J., Głowacki S., Sobolewski W., Turczyński M. 1993b. Stosunki wodne Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie. EKOBIOS, 10, TWWP, Lublin, 1-28.
45. Michalczyk Z., Głowacki S. 2008. Diversification of water runoff in Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. OL PAN, 5, 70–79.
46. Michalczyk Z., Głowacki S., Sposób J. 2010. Dynamics of groundwater table in Polesie National Park. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 7, 251-259.
47. Michalczyk Z., Głowacki S., Sposób J. 2015: Charakterystyka hydrograficzna północno-zachodniej częśći Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. [W:] red. Dobrowolski R., Mięsiak-Wójcik K., Demczuk P., Potencjał Polesia Lubelskiego a zrównoważony rozwój Transgraniczego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. Wyd. Starostwo Powiatowe w Łęcznej, 11-32.

48. Michalczyk Z., Kowalchuk I., Makarevicz A., Piszcz J., Turczyński M. 2002. Hydrological characteristic of the Bug river basin and the water quality. [W:] Bug River Valley as the ecological corridor. State-Threats-Protection. IUCN, Warsaw, 23-40.
49. Michalczyk Z., Mięsiak-Wójcik K., Sposób J., Turczyński M. 2017. Stan i zmiany stosunków wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Przegl. Geograf., 89, 1, 9-28.
50. Michalczyk Z., Paszczyk J. 1981. Charakterystyka występowania płytkich wód podziemnych na obszarze woj. chełmskiego. Biuletyn LTN, 23, 1/2, Lublin.
51. Michalczyk Z., Piszcz J. 2005. Hydrology of the Bug river basin. [W:] red. Breymeyer A., Adamczyk J. Transboundary Biosphere Reserves in the Eastern End of European Union. People and Ecological Dilemmas. Warszawa, 125-134.
52. Michalczyk Z., Sobolewski W. 2002. Charakterystyka hydrologiczna dorzecza Bugu. Ann. UMCS, B., 57, 111-126.
53. Michalczyk Z**.,** Sposób J. 2011. Zmiany przepływu Wieprza w strefie poboru wody do kanału Wieprz-Krzna. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 560, Warszawa, 183-190.
54. Michalczyk Z., Turczyński M. 1998. Monitoring dynamiki zwierciadła wody jezior łęczyńsko-włodawskich. [W:] red. Wiatr I., Marczak H. Monitoring środowiska. Wyd. Ekoinżynieria, Nałęczów, 545-552.
55. Michalczyk Z., Turczyński M. 2004. Badania hydrograficzne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Dobrowolski R., Terpiłowski S., Stan i zmiany środowiska geograficznego wybranych regionów wschodniej Polski. Wyd. UMCS, Lublin, 177-181.
56. Michalczyk Z., Turczyński M., Dawidek J. 1999. Charakterystyka hydrograficzna dorzecza Tarasienki. [W:] red. Wojciechowska W., Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona. Redakcja Wydawnictw KUL, Lublin, 9-66.
57. Michalczyk Z., Wilgat T. 1996. Zmiany stosunków wodnych w obszarze oddziaływania KWK. Wiad. Melioracyjne i Łąkarskie, 2, 24-27.
58. Michalczyk Z., Wilgat T. 1998. Stosunki wodne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 1-167.
59. Michalczyk Z., Wilgat T. 2008. Wody. [W:] red. Uziak S., Turski R. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Wyd. LTN, Lublin, 113-209.
60. Michalczyk Z., Zarębski K. 1995. Wymiana wód podziemnych w południowo-zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – w rejonie KWK „Bogdanka". [W:] Współczesne problemy hydrogeologii, VII, cz. 2. Kraków-Krynica. Wyd. AGH, 119-126.

61. Mięsiak K., Turczyński M., Szwajgier W. 2005. Environmental transformations in Lake Lejno catchment basin. Limnol. Rev., 5, 175-182.
62. Mięsiak-Wójcik K. 2018. Analysis of Water Retention Changes in Selected Lake-Wetland Catchments of West Polesie Based on Historical Documents. Limnol. Rev., 18, 2, 59-75.
63. Nowicki Z. (red). 2008. Jednolite części wód podziemnych w Polsce. www.psh.gov.pl/plik/id,4787,v.artykuł_3746.pdf.
64. Paczos S. 1988. Ogólne warunki meteorologiczne obszaru LZW. [W:] Stan badań obszaru LZW ze szczególnym uwzględnieniem CRW. Wyd. Politechnika Lubelska, Lublin.
65. Paczyński B. (red.) 1995. Atlas hydrogeologiczny Polski. Wyd. PIG, Warszawa.
66. Paczyński B., Sadurski A. (red.) 2007. Hydrogeologia regionalna Polski, t. I. PIG, Warszawa.
67. Paszczyk J., Turczyński M. 1996. Obszary hydrogeniczne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin, 23-26.
68. Rocznik statystyczny województwa lubelskiego 2018. Wyd. Urząd Statystyczny w Lublinie 2018.
69. Różkowski A, Wilk Z. (red.) 1989. Warunki hydrogeologiczne Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Prace IG CXXV. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
70. Różycki A., 1998: Zagrożenia walorów przyrodniczych PPN. [W:] Poleski Park Narodowy, Przewodnik turystyczno-przyrodniczy. Wyd. Promotor, Lublin, 48-51.
71. Rysak A., Gil R. 2004. Objaśnienia do mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, Ark. Kołacze (0716). PIG, Warszawa.
72. Rysak A., Zwoliński Z. 2004. Objaśnienia do mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, Ark. Orzechów Nowy (0715). PIG, Warszawa.
73. Sposób J., Turczyński M., 2009: Przekształcenia obszarów bezodpływowych w zlewnie o wymuszonym obiegu wody – Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie [W:] Zasoby i ochrona wód. Obieg wody i materii w zlewniach rzecznych (red. R. Bogdanowicz i J. Fac-Beneda). Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 111-121.
74. Szajda J. 1989. Ewapotranspiracja potencjalna jako wskaźnik ewapotranspiracji rzeczywistej łąki i pastwiska na glebie torfowo-murszowej. Zeszyty Probl. Post. Nauk. Roln., 390, 135-148.
75. Turczyński M. 2006. Komentarz do mapy hydrograficznej ark. Urszulin. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Główny Geodeta Kraju, Rzeszów.

76. Turczyński M., Michalczyk Z., Chmiel S., Mięsiak-Wójcik K., Głowacki S. 2009. Evaluation of the hydrological role of wetlands in the Włodawka River catchment (Polesie Lubelskie). Journal of Water and Land Development, 13b, 1, 109-123.
77. Turczyński M., Mięsiak-Wójcik K., Sposób J., Chmiel S., Głowacki S., Janusz-Emerla J. 2016. Shallow groundwaters of the Polesie National Park in the period following intensified rainfall alimentation. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 13, 130-137.
78. Turczyński M., Sobolewski W., Mięsiak-Wójcik K. 2009. Selected problems related to the demarcation of lake range in the light of field surveys. Limnol. Rev., 9, 4, 3-12.
79. Warakomski W. 1998, Charakterystyka klimatyczna Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M., Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. Bibl. Monitoringu Środowiska. Wyd. UMCS, Lublin, 21-34.
80. Wilgat T. (red.) 1963. Polesie Lubelskie. Wyd. Lubelskie, Lublin, 1-207.
81. Wilgat T. 1954. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Ann. UMCS, B, 8, 3, 37-122.
82. Wilgat T. 1957. Stosunki geomorfologiczne i hydrograficzne w strefie kanału Wieprz-Krzna. Przegl. Geogr., 29, 2, 259-285.
83. Wilgat T. 1968. Przeglądowa mapa hydrogeograficzna województwa lubelskiego. Ann. UMCS, B, 20, 223-242.
84. Wilgat T. 1998. Wody Lubelszczyzny. LTN, Lublin.
85. Wilgat T., Janiec B., Michalczyk Z., Wojciechowski K. 1987. Wpływ górnictwa na stosunki wodne w Lubelskim Zagłębiu Węglowym. [W:] Ekologiczno-gospodarcze problemy rozwoju górnictwa LZW. NBOT, Lublin, 37-61.
86. Wilgat T., Michalczyk Z., Paszczyk J. 1984. Płytkie wody podziemne w obszarze związanym z centralnym rejonem Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin, 1-71.
87. Wilgat T., Michalczyk Z., Turczyński M., Wojciechowski K. 1992. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. [W:] Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej, 19, PAN Kraków, 23-140.
88. Wojciechowska W. (red.) 2006. Jeziora rzeczne doliny środkowego Bugu. Różnorodność biologiczna i krajobrazowa. Redakcja Wydawnictw KUL, Lublin.
89. Wojciechowski K. 1965. Niedobory i nadwyżki wodne w województwie lubelskim. Ann. UMCS, B, 18.
90. www.gis-mokradla.info; data dostępu 11.06.2019.

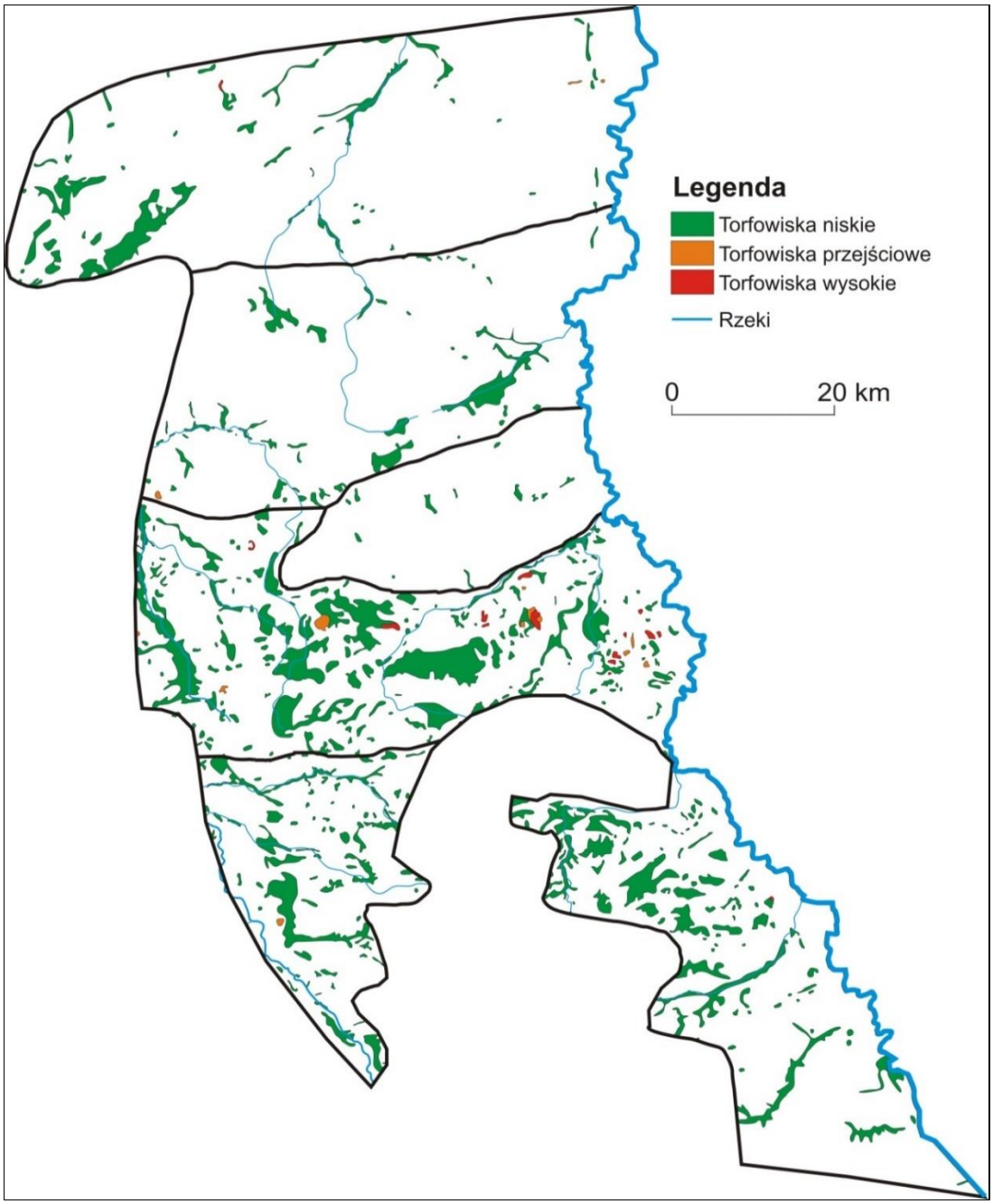
3.5. Torfowiska

Jarosław Pietruczuk, Radosław Dobrowolski

3.5.1. Występowanie torfowisk

Rozmieszczenie oraz typ ekologiczny torfowisk na Polesiu Lubelskim są pochodną morfologii obszaru oraz jego budowy geologicznej. Największym zagęszczeniem występowania geoekosystemów torfowiskowych charakteryzuje się środkowa i południowa część regionu, czyli Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Obniżenie Dubienki oraz Obniżenie Dorohuckie (ryc. 1). Według Borowca [1990] znajduje się tutaj prawie 800 obiektów torfowiskowych o łącznej powierzchni około 45 tys. ha. Są one wyraźnie zróżnicowane zarówno pod względem powierzchni, kształtu, charakteru (typu) złoża, stadium rozwojowego, szaty roślinnej, stosunków wodnych, jak i stopnia przekształcenia przez gospodarczą działalność człowieka. Występujące tu torfowiska ze względu na rozmieszczenie można podzielić na trzy zasadnicze grupy: (1) torfowiska występujące w dnach dolin rzecznych (Wieprza, Udalu, Wełnianki, górnej Tyśmienicy wraz z dopływami, Włodawki oraz wzdłuż mniejszych cieków), (2) torfowiska wypełniające zagłębienia krasowe, (3) torfowiska rozwinięte na istniejących niegdyś zbiornikach wodnych (torfowiska pojeziorne).

(1) Torfowiska w dolinie Tyśmienicy zajmują szeroki pas, od około 1 km do blisko 5 km. Wykazują zdecydowaną przewagę torfu trzcinowego, rzadziej turzycowego, drzewnego i mszystego w złożu. Miąższość torfu waha się od kilkudziesięciu centymetrów do 5 m. Torfowiska te charakteryzują się zawartością części mineralnych w granicach około 10%, w skrajnych przypadkach, bardzo rzadko, dochodzi ona do 30%. Torfowiska w dolinie Włodawki i jej dopływów zajmują zazwyczaj wąski pas wzdłuż koryta, często występują „wyspowo" w obrębie starorzeczy. Należy zaliczyć je do stosunkowo płytkich złóż, nie-przekraczających 1 m miąższości. Zbudowane są przeważnie z torfu szuwarowego. Dodatkowo charakteryzują się dość dużym stopniem zamulenia.

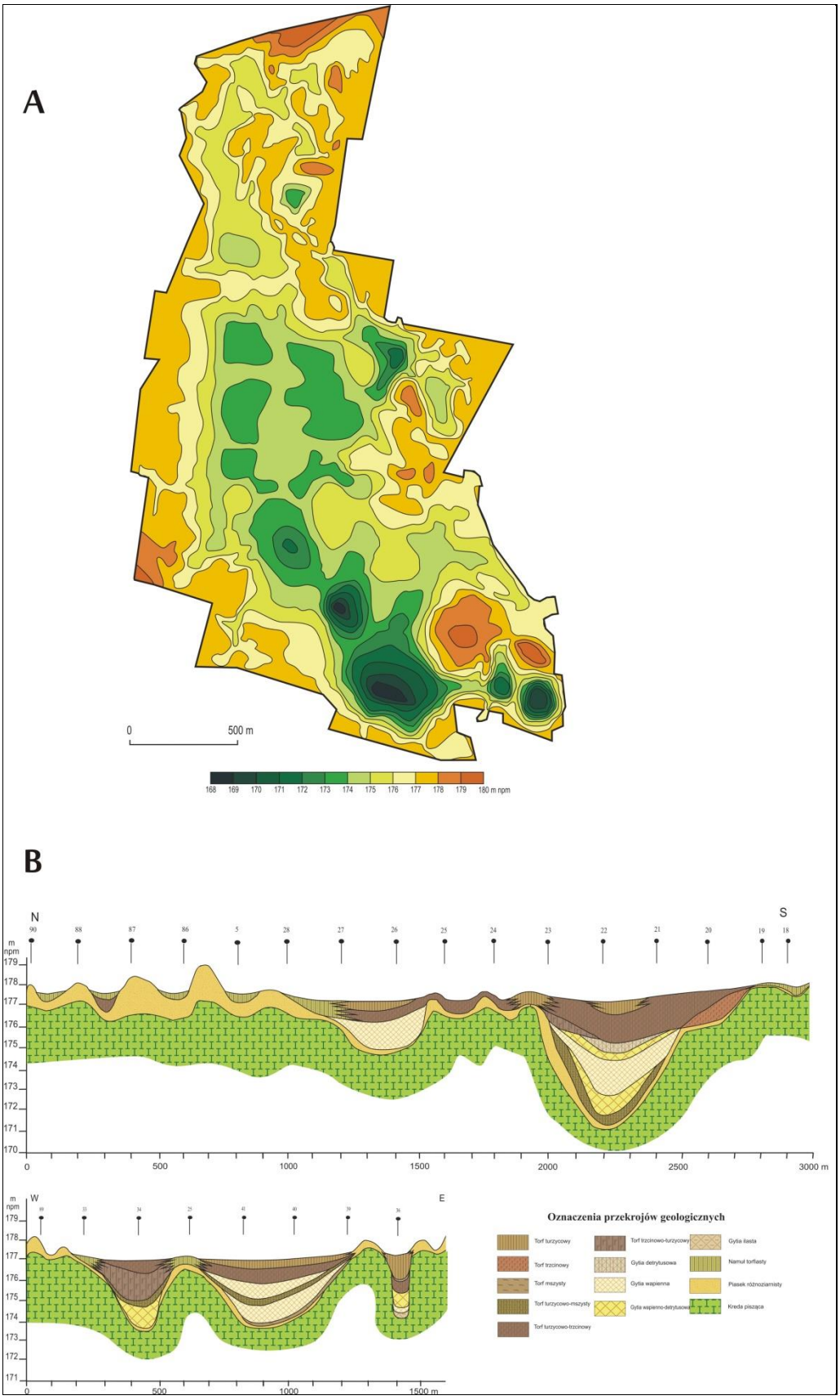


Ryc. 1. Rozmieszczenie torfowisk na obszarze Polesia Lubelskiego na podstawie [Borowiec 1990]

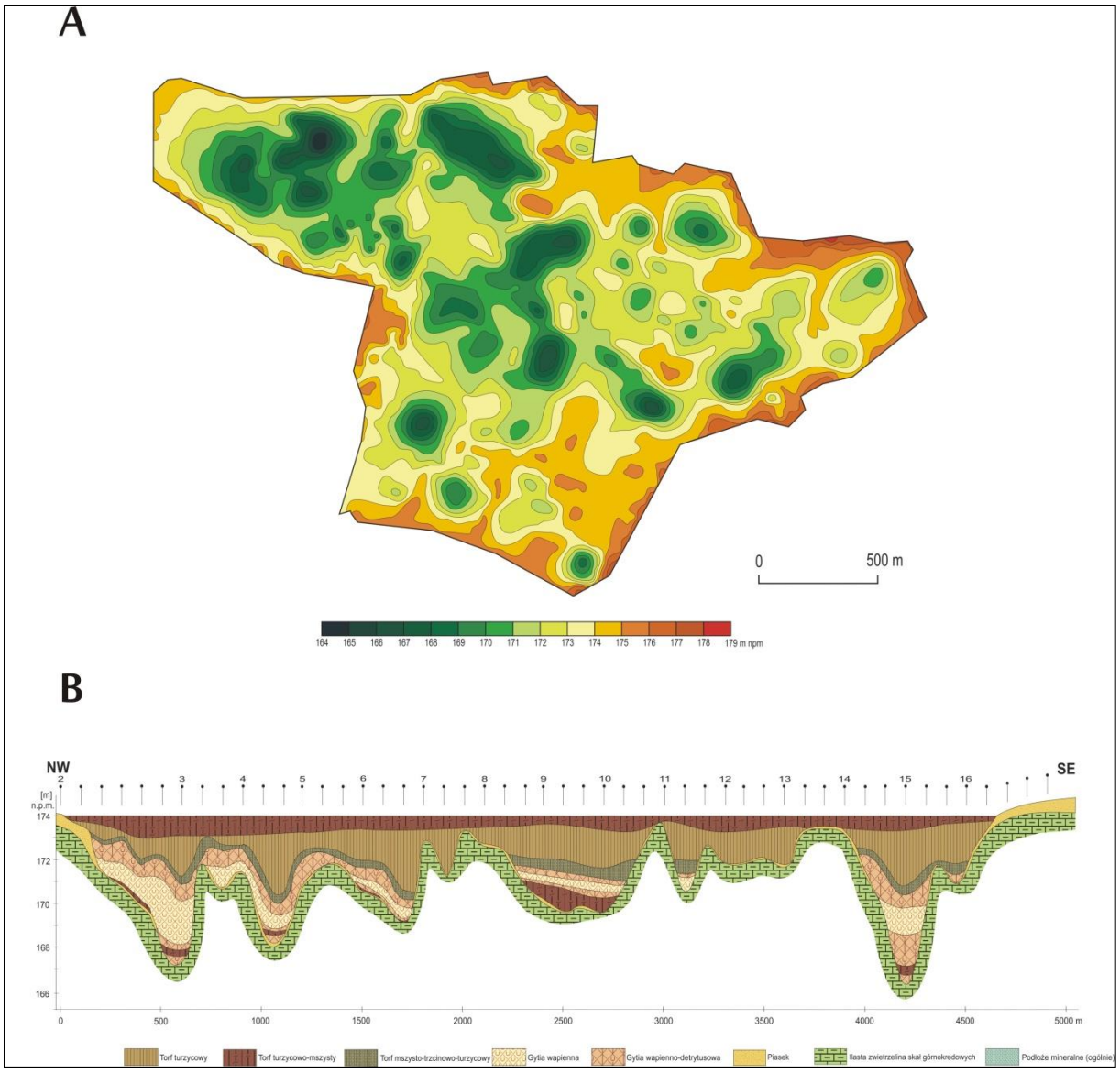
(2) Torfowiska wypełniające formy krasowe mają zróżnicowaną wielkość. Możemy mówić tutaj zarówno o obiektach wypełniających pojedyncze werteby, których średnica nie przekracza 100 m, jak i rozleglejszych, wypełniających bardziej złożone formy krasowe typu uwałów, dolin lub kotlin. W tym ostatnim przypadku doskonałym przykładem może być rozległy kompleks torfowiskowy Bagna Serebryskiego (ryc. 2) na pograniczu Pagórów Chełmskich i Obniżenia Dubienki. W związku z tym również miąższość torfu jest bardzo

zróżnicowana, średnio od 1 do 3 m. Największe zagęszczenie tych torfowisk występuje w dolinie Świnki, w trójkącie Świerszczów-Cyców-Siedliszcze, w południowo-wschodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, wzdłuż doliny Uherki oraz w północnej części Obniżenia Dubienki. Najczęściej budują je pokłady torfu niskiego, typu turzycowego, rzadziej trzcinowego. Torf ten charakteryzuje się dużym udziałem części mineralnej, średnio około 30%. Niekiedy torf podścielony jest osadami limnicznymi, najczęściej gytią detrytusowo-wapienną, której miąższość wynosi od kilkunastu centymetrów do kilku metrów. W wielu przypadkach pod gytią, na kontakcie z podłożem mineralnym (najczęściej są to iły zwietrzelinowe skał węglanowych), występuje warstwa słabo rozłożonego torfu mszystego o miąższości najczęściej nieprzekraczającej 50 cm. Torfowiska tego rodzaju, zlokalizowane bliżej doliny Bugu, charakteryzują się dodatkowo występowaniem pokładów torfu typu wysokiego. Wówczas w profilu przeważają torfy sfagnowe z dużym udziałem drewna i wełnianki. Wykazują one niższą popielność (około 10%) niż torfowiska niskie.

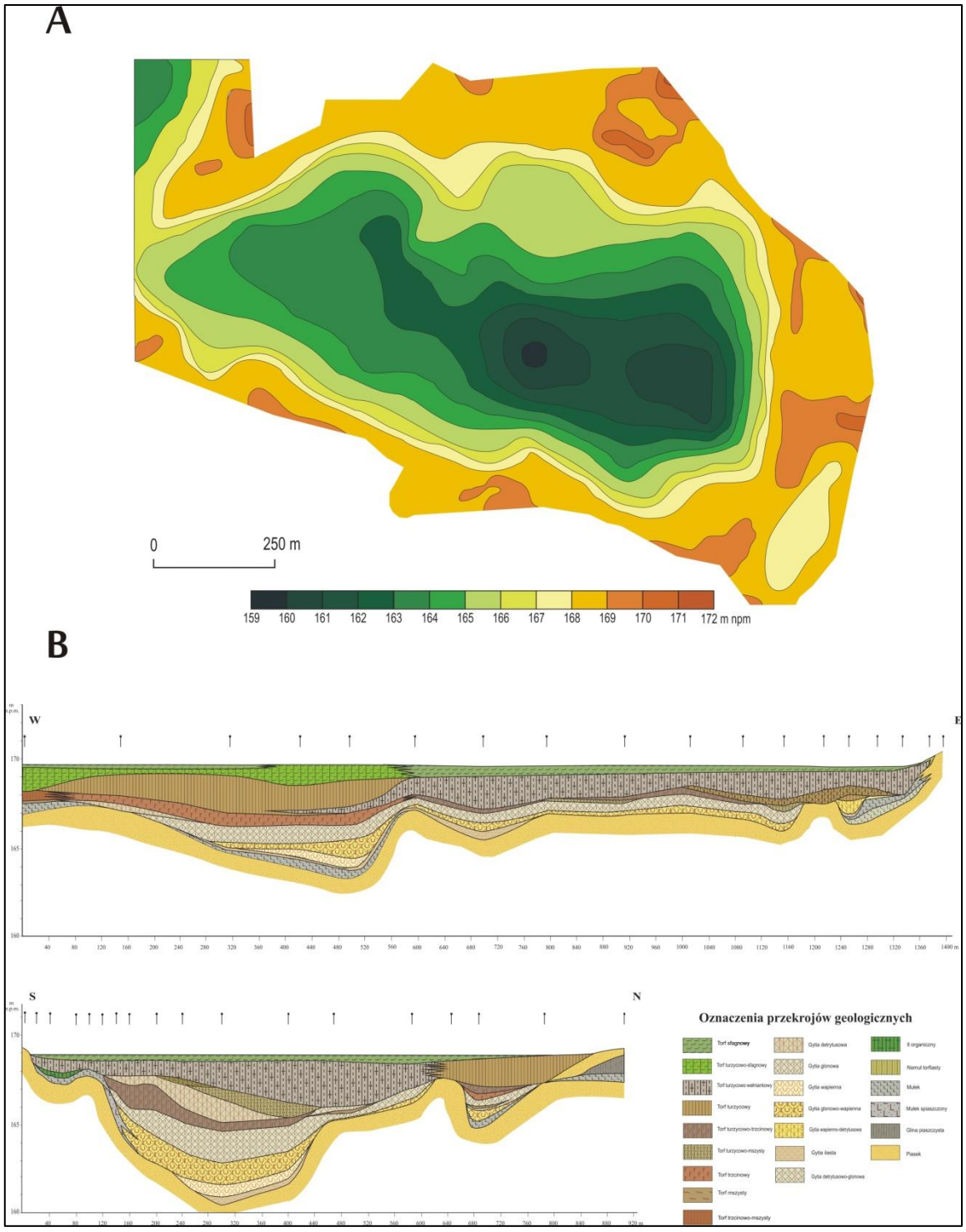
(3) Ostatnią grupę stanowią torfowiska skupione w rejonie występowania współczesnych lub/i kopalnych jezior (torfowiska przy- lub pojeziorne). Przynajmniej część z nich również związana jest genetycznie z krasem, wypełniając pierwotne zagłębienia wertebowe – pojedyncze lub całe ich zgrupowania. Do największych obszarów torfowych tego rodzaju zaliczamy: (i) duże kompleksy torfowisk alkalicznych: Krowie Bagno, Bagno Bubnów (ryc. 3), Bagno Staw, a także (ii) torfowiska w rejonie jezior: Wytyckie, Długie, Moszne, Karaśne, Uściwierz, Łukie. Ze względu na budowę złoża można wyróżnić dwa zasadnicze rodzaje tego typu obiektów: (1) zbudowane wyłącznie z torfu oraz (2) zbudowane zarówno z torfu, jak i zalegającej pod nim gytii (ryc. 4). Torfowiska zbudowane wyłącznie z torfu zlokalizowane są najczęściej w brzeżnych (płytszych) częściach kopalnych zbiorników oraz wysp „mineralnych". W ich profilach dominują torfy turzycowe i trzcinowe, a na kontakcie z podłożem, najczęściej ilastym, często występują torfy mszyste lub drzewne. Obiekty zbudowane z torfu zalegającego na gytii powstały przez całkowite przykrycie kożuchem roślinności torfotwórczej powierzchni wody. Torf w takim złożu najczęściej wykształcony jest w postaci torfu turzycowego bądź trzcinowego, niekiedy z dużym udziałem mchu bezpośrednio na kontakcie z gytią, co wskazuje na występowanie pła (splei) na powierzchni jeziora. Gytia zaś, która zalega pod pokładami torfu, ma charakter gytii detrytusowo-wapiennej lub wapiennej. W skrajnych przypadkach zawartość węglanu wapnia jest tak duża (> 80%), że pozwala to zaklasyfikować osad jako kredę jeziorną.



Ryc. 2. Bagno Serebryskie: A – konfiguracja podłoża utworów organogenicznych, B – przekroje geologiczne przez kompleks torfowiskowy [za: Dobrowolski i in. 2003]



Ryc. 3. Bagno Bubnów: A – konfiguracja podłoża utworów organogenicznych, B – przekroje geologiczne przez kompleks torfowiskowy [za: Pietruczuk 2015]



Ryc. 4. Durne Bagno: A – konfiguracja podłoża utworów organogenicznych, B – przekroje geologiczne przez kompleks torfowiskowy za Bałaga i in. [1996]

Na północ od Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego ilość obiektów torfowiskowych oraz ich wielkość jest znacznie mniejsza; większość z nich ograniczona jest do den dolin rzecznych. Znacznie rzadziej występują torfowiska małe, wypełniające zagłębienia bezodpływowe o różnej genezie. Najmniejszą powierzchnię zajmują torfowiska na Garbie

Włodawskim. Występujące tu obiekty powstały w obrębie niegdyś funkcjonujących zbiorników wodnych. Zbudowane są głównie z torfu trzcinowego, niekiedy podścielonego mało miąższą warstwą gytii. W obrębie dwóch pozostałych regionów (Równina Parczewska i Zaklęsłość Łomaska) największe powierzchnie torfowisk znajdziemy w dolinach rzek: Hanna, Zielawa, Biała Radzyńska, Krzna. Złoża te, nawiązujące kształtem do przebiegu paleokoryt, charakteryzują się niewielką miąższością, rzędu 1-2 m. Budują je zazwyczaj torfy trzcinowe i turzycowe, rzadziej drzewne. Osady tej grupy torfowisk charakteryzują się znacznym zamuleniem lub zapiaszczeniem, związanym z położeniem w zasięgu stanów powodziowych rzek. Gytia występuje sporadycznie, tylko w najgłębszych częściach starorzeczy, jej miąższość nie przekracza zazwyczaj 50 cm.

Piśmiennictwo

1. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J., 1996. Z badań osadów dennych Jeziora Karaśnego w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, s. B, vol. 51, 5: 77-86.
2. Borowiec J., 1990. Torfowiska Regionu Lubelskiego. Prace Wydz. Nauk o Ziemi i Nauk Górniczych, Monografie, 3. PWN, Warszawa: 1-348.
3. Dobrowolski R., Cieniuszek A., Dryła A., Głaz A., Stróżek T. 2003. Geologiczne aspekty ochrony torfowisk węglanowych na pograniczu Wyżyny Lubelskiej i Polesia. [W:] D. Okoń, A. Tyc (red.), Ochrona przyrody nieożywionej. Materiały 10. Międzynarodowej Szkoły Ochrony Przyrody Obszarów Krasowych, Smoleń-Złoty Potok, 25-27.09.2002, Będzin: 1-49.
4. Pietruczuk J. 2015. Paleomorfologia i biogeniczna sukcesja osadowa alkalicznego kompleksu torfowiskowego Bagno Bubnów (Poleski Park Narodowy, Polesie Lubelskie) w świetle analiz przestrzennych. Studia Limnologica et Telmatologica, 9.1: 15-23.

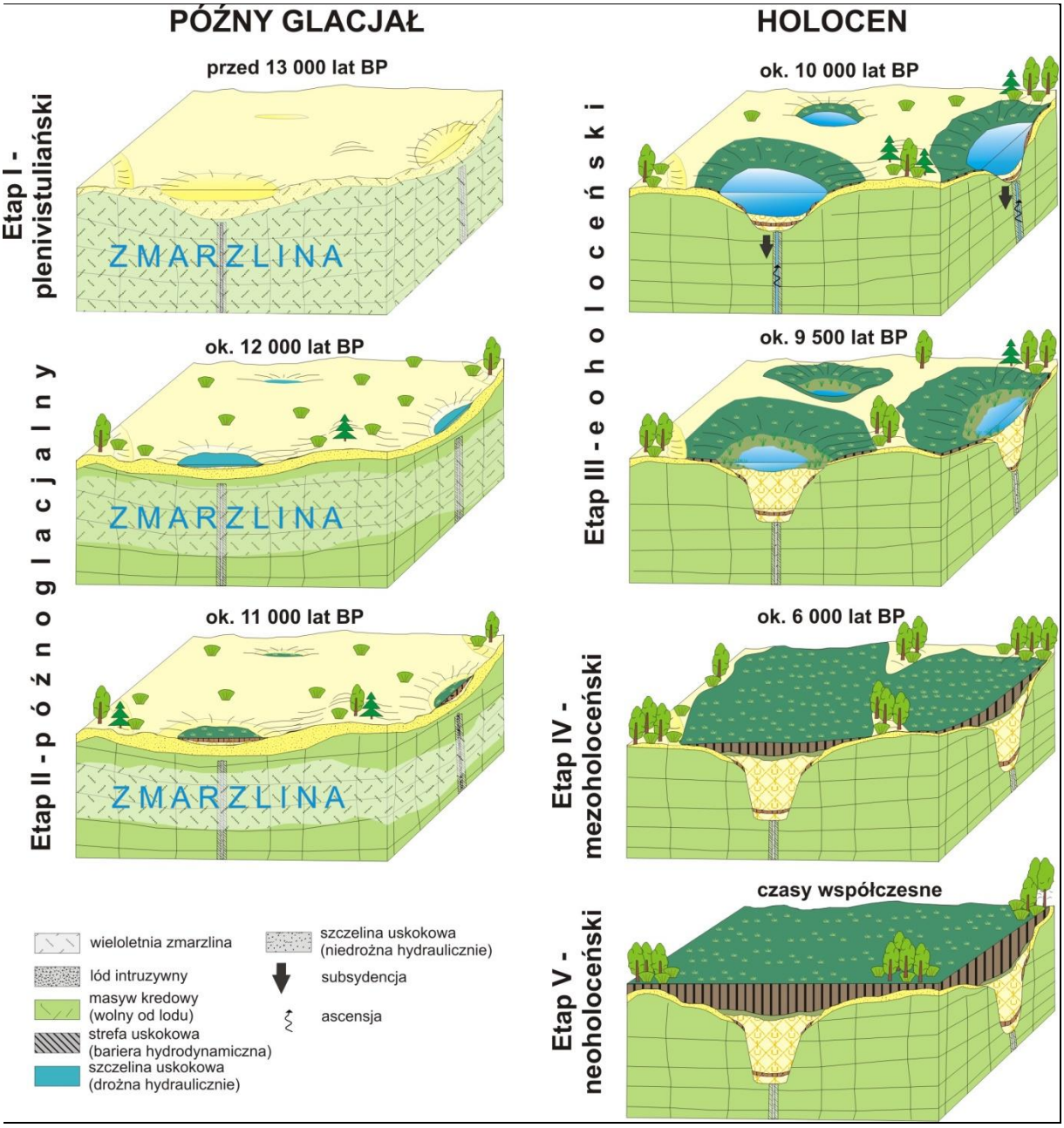
Jarosław Pietruczuk, Radosław Dobrowolski

3.5.2. Geneza i ewolucja zagłębień akumulacji biogenicznej (jezior i torfowisk)

Obszar Polesia jest najbardziej zdominowanym przez krajobrazy hydrogeniczne obszarem na południe od strefy maksymalnego zasięgu ostatniego zlodowacenia (Wisły). Największym rozprzestrzenieniem kompleksów jeziorno-torfowiskowych charakteryzuje się centralna i południowa część Polesia, zwłaszcza Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Ekosystemy jeziorno-torfowiskowe charakteryzują się zróżnicowaną wielkością, głębokością, sukcesją biolitofacjalną, a w przypadku jezior także różnym stopniem zaniku, będącym efektem powolnego ich wypłycania i zarastania. Przyjmuje się zgodnie, że współczesne zbiorniki akumulacji organogenicznej na tym obszarze rozwijają się od późnego glacjału [Dobrowolski 2006] (ryc. 1). Zachodziły wówczas znaczące zmiany warunków klimatycznych, hydrologicznych i hydrogeologicznych, które były odpowiedzialne za kształtowanie mechanizmów odpowiedzialnych za formowanie torfowisk i/lub jezior oraz ich późniejsze funkcjonowanie. Osady biogeniczne, zarówno te wypełniające zbiorniki jeziorne, jak i te deponowane w misach torfowiskowych, są idealnym archiwum, rejestrującym przemiany warunków środowiskowych danego obszaru. Zawierają informacje dotyczące wieku osadów, kierunków sukcesyjnych, zmian szaty roślinnej, warunków klimatycznych i hydrologicznych oraz wpływu człowieka na ich funkcjonowanie. Dzięki tak szerokiemu zastosowaniu osady te pełnią bardzo ważną funkcję w badaniach nad rekonstrukcją paleogeograficzną, nie tylko w skali lokalnej, ale i regionalnej. Jednym z wiodących zagadnień od początku tych badań na Polesiu Lubelskim było określenie wieku oraz genezy ekosystemów wodno-błotnych.

Dzięki dużej liczbie przebadanych dotychczas stanowisk na Polesiu Lubelskim, reprezentujących zarówno jeziora, jak i zespoły torfowiskowe, zwłaszcza dzięki kompleksowemu, wieloparametrycznemu spektrum podjętych badań, udało się zrekonstruować warunki paleośrodowiskowe dla późnego glacjału i holocenu. Najlepiej rozpoznane obiekty na tym terenie to: Łukcze [Bałaga 1990], Perespilno [Bałaga i in. 1998; Goslar i in. 1999; Bałaga 2004], Moszne [Bałaga i in. 1992, 1993a, 1998; Dobrowolski i in. 2009], Karaśne [Bałaga i in. 1996, 2002, 2007a], Durne Bagno [Bałaga i in. 2006; Bałaga 2007b], Bagno Bubnów [Pietruczuk 2015], Bagno Staw [Pietruczuk 2016]. W oparciu o przesłanki geologiczne, hydrologiczne, hydrogeologiczne i biologiczne możliwe było określenie mechanizmów morfo- i litogenezy oraz zaproponowanie modelu ewolucyjnego jezior i torfowisk na obszarze Polesia

Lubelskiego, doskonale wpisującego się w model peryglacjalnej oraz współczesnej transformacji rzeźby północnego przedpola wyżyn lubelsko-wołyńskich, zaproponowany przez Dobrowolskiego [2006].



Ryc. 1. Model rozwoju zbiorników akumulacji organogenicznej (jezior i torfowisk) na Polesiu Lubelskim [za: Pietruczuk 2017] na podstawie [Dobrowolski 2006]

Etap poprzedzający rozwój późniejszych zbiorników akumulacji organogenicznej, przypadający na okres późnego plenivistulianu (ok. 20 000-15 000 lat BP), związany jest z utrzymującą się w podłożu ciągłą warstwą wieloletniej zmarzliny, która utrudniała, czy wręcz całkowicie uniemożliwiała, pionową cyrkulację wód podziemnych. Obieg wody w strefie przypowierzchniowej ograniczał się prawdopodobnie jedynie do strefy czynnej [Dobrowolski 2006]. W konsekwencji poziom wód gruntowych był wysoki, bowiem woda wytopieniowa gromadziła się na powierzchni w licznych, płytkich zagłębieniach. Woda ta w sezonach chłodniejszych ulegała zamarzaniu, a w ciepłych rozmarzaniu. Sytuacja ta sprzyjała rozwojowi inicjalnych, niewielkich zagłębień bezodpływowych. W relatywnie cieplejszym półroczu rozwijały się procesy spłukiwania i soliflukcji.

Początek formowania wielu zbiorników akumulacji biogenicznej wiąże się z okresem przedallerødzkim (ok. 12 000 lat BP). Krajobraz Polesia był wówczas mozaiką otwartych zbiorowisk roślinnych i kształtujących się powierzchni wodnych [Bałaga 2010]. Na siedliskach wilgotnych dominowała tundra krzewiasta z brzozą karłowatą i wierzbami, a te bardziej suche opanowane zostały przez zbiorowiska stepopodobne. W allerødzie, czyli ok. 11 800-10 700 lat BP, kosztem zbiorowisk trawiastych rozwijały się lasy brzozowo-sosnowe. W podłożu nadal utrzymywała się wieloletnia zmarzlina, prawdopodobnie o charakterze nieciągłym, w zależności od zmienności sezonowej z warstwą czynną w strefie przypowierzchniowej. W warunkach utrudnionego odpływu wód powierzchniowych możliwe było istnienie rozległych rozlewisk wodnych wypełniających liczne płytkie zagłębienia [Bałaga i in. 1993b; Dobrowolski 2006; Wilgat 1954]. Były w nich akumulowane, zależnie od głębokości zbiornika, bądź osady jeziorne (iły piaszczyste, gytia ilasta), bądź paludyczne, głównie torfy mszyste. Zróżnicowanie litogenetyczne osadów wskazuje, że krajobraz Polesia miał wówczas charakter torfowiskowo-wodny. W bezpośrednim otoczeniu zbiorników wodnych powszechnie rozwijały się torfowiska mszyste. Wraz z poprawą warunków hydro-klimatycznych dochodziło do systematycznego wzrostu temperatury, zmian bilansu ciepła w gruncie, powolnej degradacji zmarzliny. Poprawa warunków termicznych w cieplejszych fazach późnego glacjału przyczyniła się do stopniowego zaniku zmarzliny. Miejscami wyraźnie predystynowanymi do intensyfikacji tego procesu były strefy tektonicznego osłabienia masywu skalnego, zwłaszcza uskoki tektoniczne, reaktywowane w wyniku ruchów glacjoizostatycznych [Dobrowolski 2006]. Pośrednim dowodem takiego stanu rzeczy może być linearny układ współczesnych zbiorników wodnych oraz kompleksów torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim.

Klimat młodszego dryasu (11 000-10 250 lat BP) był chłodny i suchy. Zmiany hydrologiczne opisywanego regionu prowadziły do zwiększenia powierzchni jezior. Zmiany klimatyczne natomiast przyczyniły się do rozprzestrzeniania otwartych zbiorowisk, krajobraz miał charakter parkowy z grupami drzew, zwłaszcza brzozy i sosny. W sąsiedztwie jezior nadal dominowała tundra krzewiasta. W młodszym dryasie wieloletnia zmarzlina podlegała częściowej agradacji. Obecność wieloletniej zmarzliny powodowała napięcie zwierciadła wód podziemnych i reorganizację ich przepływu. W późnym glacjale dochodziło do częściowego odblokowywania pionowej cyrkulacji wód podziemnych. Zasilanie ascensyjne poprzedzone było prawdopodobnie fazą rozmycia oraz rozpuszczania masywu skalnego w warunkach freatycznych. W związku z tym wypływ wód naporowych w fazach cieplejszych wiązał się również ze wzmożoną depozycją węglanową w dnach zbiorników [Dobrowolski 2006].

Na przełomie późnego glacjału i holocenu, ok. 10 250 lat BP, doszło do progresywnej poprawy warunków wilgotnościowo-termicznych (Berglund i in. 1994; Goslar i in. 1993, 1999]. W ciągu 4 tys. lat średnia roczna temperatura powietrza wzrosła wówczas o ok. 12-15°C (Lemdahl 1991; Walker 1995; Ralska-Jasiewiczowa i in. 1998; Wasylikowa 1964]. Następowało rozprzestrzenianie się zbiorowisk leśnych. Stopniowo oprócz brzozy i sosny zaczęły wkraczać drzewa ciepłolubne, początkowo były to wiąz i leszczyna. Długotrwałe ocieplenie doprowadziło do całkowitej degradacji wieloletniej zmarzliny i rozładowania znacznych gradientów hydraulicznych [Dobrowolski 2006]. Na początku holocenu doszło już prawdopodobnie do całkowitego odblokowania pionowej cyrkulacji wód w masywie górnokredowym i w konsekwencji ascensyjnego zasilania w wodę zasobną w węglan wapnia. Proces degradacji zmarzliny był długotrwały i uzależniony przede wszystkim od zmienności warunków klimatycznych. Wraz z wypływem na powierzchnię wód podziemnych, w strefach osłabienia strukturalnego masywu skalnego dochodziło do jego wzmożonego rozmywania i rozpuszczania. Wiązało się to jednocześnie z osiadaniem stref źródliskowych, co było następstwem kompensacji ubytku mas w masywie skalnym [Dobrowolski 2006]. Proces ten zachodził prawdopodobnie już we wcześniejszych okresach, w sezonach cieplejszych w warunkach występowania zmarzliny nieciągłej.

W okresie borealnym (9300-8400 lat BP) miała miejsce dalsza sukcesja leśna z wzrastającym udziałem gatunków liściastych. W krajobrazie Polesia Lubelskiego nadal znaczne powierzchnie były zajęte przez obszary wodne. Według Bałagi [2010], był to okres, podczas którego jeziora charakteryzowały się największą powierzchnią. W okresie atlantyckim (8400-5000 lat BP) rozprzestrzeniły się bogate gatunkowo lasy liściaste z wiązem, dębem,

jesionem, lipą, olszą oraz leszczyną. Ich rozmieszczenie było ściśle związane z warunkami siedliskowymi. W osadach jezior i torfowisk okres ten zaznacza się dwojako: (1) niektóre stanowiska charakteryzowały się dalszym pogłębianiem i wzrostem poziomu wody, np. Jezioro Perespilno [Bałaga 2004], (2) druga grupa w tym okresie była zbiornikami eutroficznymi, o niskim poziomie wody i z bardzo dobrze rozwiniętą strefą litoralną, np. Krowie Bagno, Durne Bagno, Jezioro Karaśne [Bałaga 2010]. Zatem w okresie atlantyckim następowała powolna, sukcesywna redukcja powierzchni wodnych. W osadach biogenicznych pojawia się także zapis gospodarczej działalności człowieka neolitycznego [Bałaga 2010]. Głównym czynnikiem odpowiedzialnym za przemiany krajobrazu w okresie subborealnym były zmiany klimatyczne i narastająca gospodarcza działalność człowieka. Nadal można zaobserwować tendencję redukcji powierzchni wodnych. Wiele jezior uległo wyraźnemu wypłyceniu bądź zarastaniu. W okresie subatlantyckim (5000-2800 lat BP) następowała dalsza redukcja powierzchni leśnych. Było to konsekwencją narastającej presji gospodarczej człowieka, która charakteryzowała się przede wszystkim deforestacją znacznych powierzchni terenu. Wraz ze zmniejszaniem powierzchni leśnych dochodziło do spadku powierzchni zajętych przez jeziora. Jeziora nadal sukcesywnie zarastały, a w miejscach o ograniczonym dostępie żyznych wód przepływowych rozwijały się torfowiska ombrofilne, gdzie dominowały torfowce. Jednak w krajobrazie Polesia zdecydowanie przeważały torfowiska topogeniczne, fluwiogeniczne i soligeniczne.

Piśmiennictwo

1. Bałaga K. 1990. The development of Lake Łukcze and changes in plant cover of the South-Western part of the Łęczna-Włodawa Lake District in the last 13 000 years. Acta Palaeobotanica, 30, 77-146.
2. Bałaga K. 2004. Changes of vegetation in Lake Perespilno environs (Lublin Polesie) in the Late Glacial and Holocene. Acta Palaeobotanica, 44, 147-166.
3. Bałaga K. 2007a. Changes in the natural environment recorded in the sediments of the Karaśne Lake-mire complex (Lublin Polesie, E Poland). Geochronometria, 29, 1-21.
4. Bałaga K. 2007b. Transformation of lake ecosystem into peat bog and vegetation history based on Durne Bagno mire (Lublin Polesie, E Poland). Geochronometria, 29, 23-43.
5. Bałaga K. 2010. Przemiany krajobrazu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w okresie 13 000 lat: wyniki badań palinologicznych. [W:] T. Chmielewski, D. Piasecki, The Future of hydrogenic Landscapes In European Biosphere Reserves. Przyszłość krajobrazów hydrogenicznych w rezerwatach biosfery Europy. UP Lublin, Poleski PN, PAN Oddz. Lublin, Komitet Narodowy UNESCO-MAB, Warszawa, Lublin, 163-190.

6. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 1993a. Rozwój kompleksu jeziorno-torfowiskowego Moszne w Poleskim Parku Narodowym. [W:] Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. TWWP. Lublin, 71-75.
7. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J., 1993b. Paleogeograficzne warunki rozwoju jezior i torfowisk Poleskiego Parku Narodowego i jego strefy ochronnej. Ann. UMCS, sec. B, vol. 48, 1-18.
8. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 1996. Z badań osadów dennych Jeziora Karaśnego w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, sec. B, vol. 51, 5, 77 – 86.
9. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 1998. Zespół jeziorno-torfowiskowy Moszne jako przykład ewolucji jezior Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Główne kierunki badań geomorfologicznych w Polsce – stan aktualny i perspektywy, t. III. Wydawnictwo UMCS, Lublin, 21-26.
10. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 2002. Lithostratigrafic record of the development of Lake Karaśne (Lublin Polesie, E Poland) in Late Glacial and Holocene. Limnological Review, 2, 5-14.
11. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 2006. Późnoplejstoceńska i holoceńska ewolucja torfowiska Durne Bagno (Polesie Lubelskie). Przegląd Geologiczny, 54, 1, 68-72.
12. Bałaga K., Pidek I.A., Rodzik J. 1992. Preliminary studies on changes since Late Glacial times at the peat bog near Moszne Lake (Lublin Polesie, E Poland). Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 107, 319-330.
13. Berglund B.E., Björck S., Lemdahl G., Bergsten H., Nordberg K., Kolstrup E. 1994. Late Weichselian environmental change in southern Sweden and Denmark. Journal of Quaternary Science, 9, 127-132.
14. Borowiec J. 1990. Torfowiska Regionu Lubelskiego. Prace Wydz. Nauk o Ziemi i Nauk Górniczych, Monografie, 3. PWN, Warszawa, 1-348.
15. Dobrowolski R. 2006. Glacjalna i peryglacjalna transformacja rzeźby krasowej północnego przedpola wyżyn lubelsko-wołyńskich (Polska SE, Ukraina NW). Wyd. UMCS, Lublin, 1-184.
16. Dobrowolski R., Bałaga K., Rodzik J., Gazda L. 2009. Osady denne jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym w świetle badań geologicznych, geofizycznych i paleobotanicznych. [W:] R. Kornijów, M. Tarkowska-Kukuryk, T. Mieczan (red.), 21. Zjazd Hydrobiologów Polskich – materiały zjazdowe, Lublin 9-12 września 2009, 74-75.
17. Goslar T., Bałaga K., Arnold M., Tisnerat N., Kuźniarski M., Chróst L., Walanus A., Więckowski K. 1999. Climate-related variations in the composition of the Late Glacial and

early Holocene sediments of Lake Perespilno (eastern Poland). Quaternary Science Reviews, 18 (7), 889-911.

18. Goslar T., Kuc T., Ralska-Jasiewiczowa M., Różanski K., Arnold M., Bard E., van Geel B., Pazdur M.F., Szeroczynska K., Wicik B., Wieckowski K., Walanus A. 1993. High-resolution lacustrine record of the Late Glacial/Holocene transition in Central Europe. Quaternary Science Reviews, 12, 287-294.
19. Lemdahl G. 1991. A rapid climatic change at the end of the Younger Dryas in South Sweden-palaeoclimatic and palaeoenvironmental reconstructions based on fossil insects assemblages. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 83, 3113-3331.
20. Pietruczuk J. 2015. Paleomorfologia i biogeniczna sukcesja osadowa alkalicznego kompleksu torfowiskowego Bagno Bubnów (Poleski Park Narodowy, Polesie Lubelskie) w świetle analiz przestrzennych. Studia Limnologica et Telmatologica, 9.1, 15-23.
21. Pietruczuk J. 2016. Budowa geologiczna i ewolucja torfowiska węglanowego Bagno Staw w Poleskim Parku Narodowym. Acta Geographica Lodziensia, 105, 39-53.
22. Ralska-Jasiewiczowa M., Goslar T., Madeyska T., Starkel L. 1998. Lake Gościąż, Central Poland, a monographic study, Part 1. Institute of Botany PAS, Kraków, 232-239.
23. Walker I. 1995. Chironomide as indicators of past environmental change. [W:] P.D. Armitage, P.S. Cranston, L.C.V. Pinder (red.), Chironomidae. Biology and ecology of nonbiting midges. Chapman & Hall, 405-422.
24. Wasylikowa K. 1964. Roślinność I klimat późnego glacjału w środkowej Polsce na podstawie badań w Witowie koło Łęczycy. Biuletyn Peryglacjalny, 13, 261-417.
25. Wilgat T. 1954. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Ann. UMCS, sec. B, 8, 3, 37-122.
26. Wilgat T. 1994. Spory wokół jezior Łęczyńsko-Włodawskich. [W:] Przewodnik Ogólnopolskiego Zjazdu PTG. Lublin, 122-129.

Zofia Stępniewska, Anna Szafranek, Agnieszka Kuźniar, Agnieszka Wolińska, Weronika Goraj, Artur Banach, Andrzej Górski, Jakub Ciepielski

3.5.3. Emisja gazów z powierzchni torfowisk

3.5.3.1. Wstęp

W Katedrze Biochemii i Chemii Środowiska Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II wyznaczono emisję gazów z ekosystemów torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego oraz określono rolę występujących tam metanotroficznych symbiontów roślin w obniżeniu emisji metanu w ramach następujących projektów, finansowanych przez Narodowe Centrum Nauki:

2994/B/P01/2011/40 pt. „Rola symbiontów metanotroficznych *Sphagnum* spp. w obniżeniu emisji metanu w rejonie Poleskiego Parku Narodowego", wykonany pod kierunkiem prof. dr hab. Zofii Stępniewskiej z zespołem w składzie: dr Artur Banach, dr Katarzyna Banach, dr Agnieszka Wolińska, dr Anna Szafranek-Nakonieczny, dr Anna Pytlak, mgr Agnieszka Wołoszyn, mgr Weronika Goraj, mgr Jakub Ciepielski, mgr Andrzej Górski oraz dr Danuta Urban (Uniwersytet Przyrodniczy).

Na terenie Poleskiego Parku zrealizowano ponadto dwa projekty doktorskie:

1 – **N 304102 32/3859** pt. „Wpływ warunków środowiskowych na aktywność metanogenów i metanotrofów w wybranych złożach torfu Poleskiego Parku Narodowego" (promotorski dr Anny Szafranek-Nakoniecznej, wykonany pod kierunkiem dr. hab. Riccardo Bennicellego);

2 – **2011/01/N/NZ9/06811** pt. „Potencjał biotechnologiczny układu endofitycznego *Sphagnum*– metanotrofy" – Preludium (dr Agnieszki Kuźniar).

Zakres wykonanych prac w trakcie realizacji projektów obejmował badania:

1. Składu gazów (CH_4, N_2O, CO_2) emitowanych z torfowisk: Orłowskie, Uściwierz, Garbatówka i Łukie oraz znajdujących się w otoczeniu jeziora Moszne.
2. Uruchamiania fosforanów z torfowisk renaturalizowanych na tle torfowisk naturalnych.
3. Zróżnicowania zbiorowisk roślin w wytypowanych siedliskach Poleskiego Parku Narodowego – analiza fitosocjologiczna.
4. Emisji metanu z udziałem zróżnicowanej roślinności oraz bez jej udziału.
5. Aktywności metanotroficznej różnych gatunków *Sphagnum* sp.
6. Właściwości fizyko-chemicznych materiału torfowego oraz wody torfowej w okresie objętym badaniami.
7. Identyfikacji filogenetycznej symbiontów różnych gatunków *Sphagnum* sp.

8. Udziału roślin, występujących w zbiorowości Poleskiego Parku Narodowego, w obniżeniu emisji metanu z torfowisk.

3.5.3.2. Ekosystemy torfowiskowe

Obiekty poddane badaniom emisji gazów to przeważnie torfowiska pojeziorne, z występującymi, jeszcze niepokrytymi roślinnością, fragmentami otwartych luster wody. Obiekty o małej powierzchni to zatorfione lub dopiero zarastające – często znacznej miąższości – zagłębienia krasowe, typowe dla obszarów występowania wapieni kredowych. Typologicznie przeważają tu torfowiska niskie [Radwan 2003].

Aktualnie w stanie nienaruszonym pozostało jedynie kilkanaście procent ogólnej powierzchni torfowisk. Wśród nich przeważają torfowiska przejściowe i wysokie, występujące zazwyczaj w obrębie obszarów leśnych. Większość terenów meliorowano i zagospodarowano rolniczo, inne są zdewastowane eksploatacją torfu na opał.

Pobrany do badań materiał stanowiły próbki gazów zgromadzonych pod kloszami oraz z różnych poziomów złoża torfów i roztwory wód wysycających torfy. Badaniami objęto następujące złoża w wytypowanych torfowiskach:

Złoże nr 1 (44c) – grupa torfowisk, które wraz z jeziorem Moszne (płytkie jezioro dystroficzne otoczone spleją, mające pow. 17,5 ha) tworzą rezerwat „Jezioro Moszne". Obejmuje on powierzchnię 104,85 ha. Wokół splei rozciąga się pas torfowiska wysokiego, które w części zachodniej przechodzi w typowy bór bagienny. Punkt, gdzie pobrane były próby gazowe (oznaczony jako „MOSZNE"), usytuowany był w obrębie „płytszej", zewnętrznej strefy torfowiska (Las Bagno), gdzie miąższość serii organicznej wynosi 1,5-4 m. Dno pokładów stanowi cienka warstwa gytii zatorfionej, która przechodzi w torf trzcinowo-turzycowy i turzycowo-mszysty. Zmurszały w wierzchniej części pokład torfu osiąga miąższość do 2,5 m. Powierzchnię torfowiska, pociętą licznymi torfiankami, porasta las sosnowy z domieszką brzozy, olszy czarnej i osiki [Bałaga i in. 2006].

Złoże nr 2 (49a) – położone wokół jeziora Łukie (pow. 150 ha – jedno z największych na terenie Pojezierza). Jezioro to, podobnie jak pozostałe jeziora położone na terenie PPN (tj. Karaśne, Moszne i Długie), jest zbiornikiem o płytkiej misie i mulistym dnie. Jest to jezioro dystroficzne, trudno dostępne, otoczone pasem szuwarów i podmokłymi łąkami, z których wynurzają się niewielkie wzgórza piaszczyste. Na terenie złoża nr 2 znajdowały się punkty:

– Orłowskie – torfowisko niskie, położone w pobliżu miejscowości Orłów i Lejno. Poziom wody gruntowej jest tu dość niski, w zależności od pory roku i warunków hydrologicznych waha się w granicach 40-60 cm.

– Łukie – torfowisko przejściowe położone na wschód od jeziora, poziom wody gruntowej wysoki (5-10 cm), teren mocno uwilgotniony.

Złoże nr 3 (55a) – obejmuje projektowany rezerwat „Uroczysko Uściwierskie". Na terenie rezerwatu znajduje się obiekt wodno-torfowiskowy „Uściwierzek", położony w otoczeniu trzech jezior: Uściwierz, Bikcze i Nadrybie. Teren zabagniony, warunki torfotwórcze dobre. Fragmenty torfowisk zmeliorowano, osuszono i przekształcono w łąki kośne. Kiedyś były to zbiorowiska trzęślicowe. Obecnie w wyniku przesuszenia i rozkładu torfu oraz postępującej eutrofizacji część obiektu zatraciła charakter zaroślowy, przekształcając się w zbiorowiska lasów brzozowych.

Melioracje i zagospodarowanie pomelioracyjne spowodowały na części terenów spadek poziomu wód gruntowych o ok. 50 cm, miejscami nawet o 100 cm. Konsekwencją tego jest murszenie – wytworzyły się tu gleby torfowo-murszowe, mineralno-murszowe oraz gleby torfowe torfowisk niskich i przejściowych.

Na terenie złoża nr 3 pobrano próby w trzech punktach, różniących się poziomem wody, stopniem przekształcenia w konsekwencji osuszania oraz składem roślinności:

– Uściwierz 1 – w pobliżu zarastającego jeziora Uściwierzek. Poziom wody gruntowej ok. 20 cm, roślinność typowa dla terenów bagiennych (karłowate krzewy, rosiczki itp.).

– Uściwierz 2 – nieco dalej od jeziora, poziom wody gruntowej na głębokości 30-40 cm. Zbiorowiska zaroślowe z dużym udziałem brzozy.

– Uściwierz 3 – punkt położony najdalej od jeziora, teren częściowo zmeliorowany, użytkowany jako łąki i pastwiska, poprzecinany licznymi ciekami wodnymi. Poziom wody gruntowej na głębokości 70-80 cm.

Złoże nr 4 (55b) – teren projektowanego rezerwatu „Ciesacin". Torfowisko położone pomiędzy jeziorami Uściwierz, Rotcze i Sumin w pobliżu wsi Garbatówka. Występują tu zbiorowiska łąkowe i zaroślowe. Próby pobierane były w dwóch punktach:

– Garbatówka 1 – poziom wody gruntowej na głębokości ok. 40 cm, w otoczeniu liczne torfianki, roślinność zaroślowa.

– Garbatówka 2 – podmoklisko, poziom wody gruntowej 0-5 cm, miejscami woda stagnująca ponad powierzchnią gleby. Roślinność trawiasta, występują gatunki mające tkankę powietrzną.

3.5.3.3. Metodyka badań

Obiektami poddanymi badaniom były przeważnie torfowiska pojeziorne, na których występowały jeszcze niepokryte roślinnością fragmenty otwartych luster wody. Typologicznie przeważały torfowiska niskie.

Pobrany do badań materiał stanowiły próbki gazów zgromadzonych pod kloszami (fot. 1) oraz z różnych poziomów złoża torfów i pobrane roztwory wód wysycających torfy (fot. 2). W okresie trzech lat wykonano w każdym roku trzykrotnie (wiosna, lato, jesień) pomiary gazów emitowanych z wytypowanych torfowisk przy użyciu odpowiednio skonstruowanych kloszy. Emisję gazów oznaczono w próbach okresowo pobieranych ze szczelnych kloszy plastikowych, wykonanych w kształcie walca, umieszczonych na metalowych podstawach, Na górnej krawędzi umiejscawianych metalowych pierścieni znajdowała się rynienka, którą wypełniano wodą, aby uzyskać szczelność. W celu wyrównania ciśnień na zewnątrz i wewnątrz klosza zamontowano w nim U-rurkę wypełnioną wodą. W wytypowanych torfowiskach były instalowane klosze w trzech powtórzeniach (fot. 1). W pobliżu ustawionych kloszy pobierane były roztwory i wykonane pomiary potencjometryczne Eh i pH.

Fot. 1. Klosze stojące do gromadzenia gazów emitowanych z powierzchni torfowisk (fot. R. Bennicelli)

Potencjał oksydoredukcyjny wyznaczany był za pomocą specjalnie skonstruowanej elektrody platynowej wielokrotnej (ok. 20 punktów pomiarowych na zeszlifowanym stożku), nazywanej elektrodą laskową wobec elektrody kalomelowej. Takie wyposażenie wraz

z przenośnym potencjometrem umożliwiło pomiary w torfach do głębokości 70 cm bez konieczności formowania odkrywki.

Równolegle do pomiarów potencjometrycznych w otoczeniu ustawionych kloszy pobierano wodę torfową poprzez sączek ceramiczny wraz z przewodem do pobierania roztworów glebowych za pomocą zestawu strzykawek z różnych głębokości złoża torfu (fot. 2). Roztwory po pobraniu zamykano w naczyniach i przewożono do laboratorium w celu wykonania analiz na zawartość form azotu NO_3^-, NO_2^- i NH_4^+ techniką analizy przepływowej oraz zawartość pierwiastków metodą ICP.

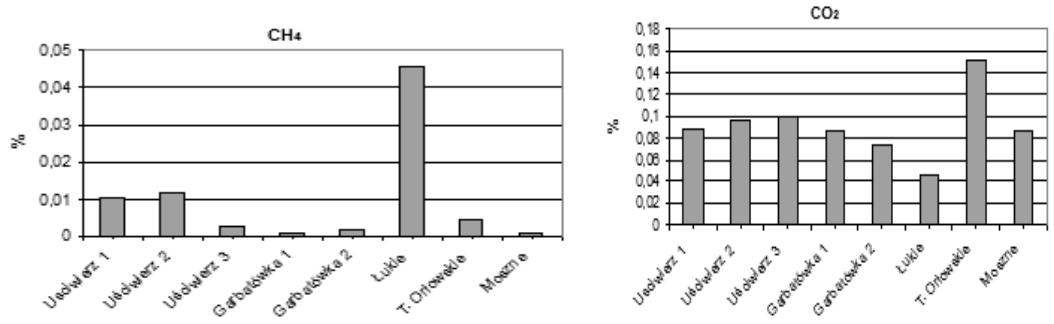
Fot. 2. Pobieranie roztworów wód gruntowych do oznaczeń form biogennych (fot. R. Bennicelli)

3.5.3.4. Potencjał oksydoredukcyjny i zawartość form biogennych w złożach torfu

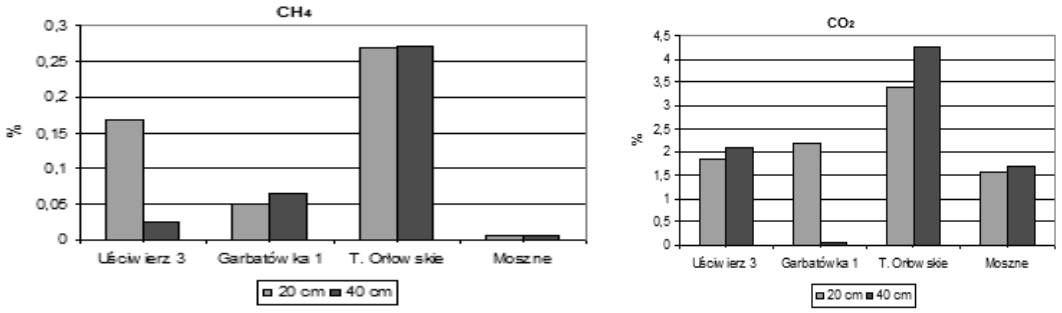
Rozkład Eh w badanych torfach był na ogół regularny i ulegał wyraźnemu obniżeniu wraz z głębokością. Zmiany te były zdecydowanie małe w okresie jesiennym i wynosiły kilkanaście mV, natomiast wyraźnie powiększały się w okresie letnim, przyjmując niejednokrotnie wartości ujemne, dochodzące do –100 mV, przy których rozpoczyna się formowanie metanu. Najniższe wartości Eh (ujemne i < 50 mV) były notowane w torfowiskach Uściwierz 2, Garbatówka 1 i 2 oraz Łukie. W pobliżu jeziora Moszne pozostawały dodatnie nawet na głębokości 50 i 70 cm (66,8 mV), podobnie jak w torfowiskach Uściwierz 1. Wartości Eh na Torfowisku Orłowskim pozostawały dodatnie podczas całego okresu pomiarowego w zakresie 20-80 mV.

3.5.3.5. Emisja gazów z powierzchni badanych torfowisk

Torfowiska, z których pobierane były próby, różniły się genezą, miąższością pokładów torfu, wilgotnością, pokrywą roślinną i stopniem rozkładu. Z wytypowanych torfowisk oraz z torfianek pobrane zostały próbki gazów wydobywających się z cieków wodnych. Pobrane próbki gazów poddano analizie chromatograficznej. Skład gazów uzyskanych z badań prowadzonych w latach 2000-2003 przedstawiono na rycinie 1.



Ryc. 1. Skład gazów emitowanych z badanych torfowisk [Stępniewska i in. 2004]

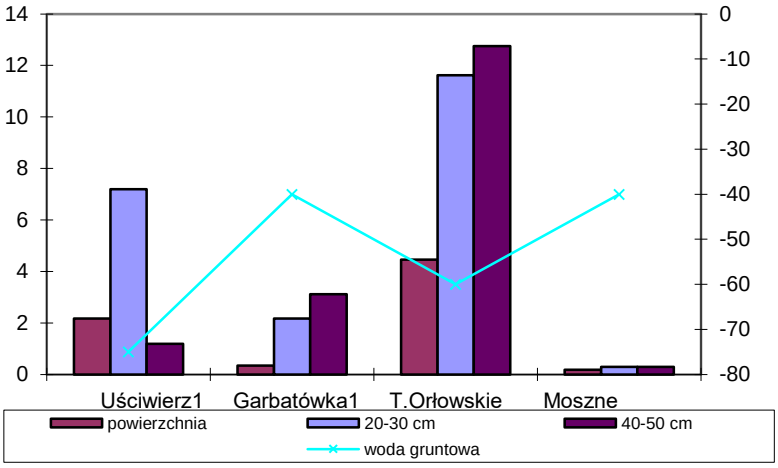


Ryc. 2. Skład gazów wydzielanych na różnych głębokościach złoża torfu [Stępniewska i in. 2004]

Analiza gromadzących się w kloszu gazów wskazywała na ubytek tlenu w przedziałach 30-minutowych nie większy niż 1% objętości. Dynamicznie zmieniającym się gazem był ditlenek węgla, którego stężenie w ciągu 30 minut w ustawionym na powierzchni kloszu dochodziło do 0,16% (torfy Orłowskie), natomiast wyraźnie wzrastało w głąb profili torfowych, dochodząc do poziomu 1,69% na głębokości 50 cm w powietrzu pobranym z torfów w pobliżu jeziora Moszne (ryc. 2).

Najbardziej jednakże dynamicznym składnikiem wydzielanych z torfowisk gazów był metan, którego obecność była notowana zarówno w okresie jesieni, jak i lata, stanowiąc w atmosferze gromadzącej się pod pływającym kloszem nawet 59,39% (Uściwierz 3), 39,77% (Moszne), 23,86% (Uściwierz 1). Emisja z powierzchni torfowisk pozostawała na dużo niższym, ale znaczącym poziomie stanowiąc 2-116 ppm. W głębi profili torfowych wyraźnie

rosła, przyjmując wartości 505 i 663 ppm na głębokości 20 i 40 cm w torfach Uściwierz 3 oraz 2696 i 2719 ppm na głębokości 30 i 50 cm w torfach Orłowskich (ryc. 3).



Ryc. 3. Emisja metanu z powierzchni torfowisk i na różnych głębokościach [t/ha/rok] (lewa oś) na tle poziomu wody gruntowej [cm] (prawa oś) [Stępniewska i in. 2004]

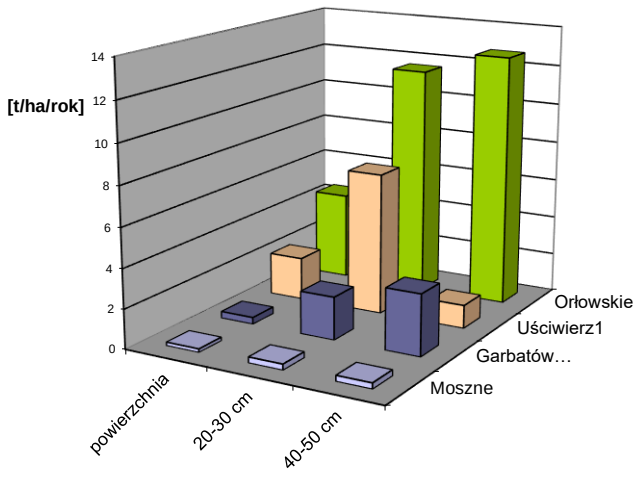
Analiza stężeń gazów, pobranych z kloszy ustawionych na powierzchni torfowisk po upływie 30, 60 i 90 minut wskazuje na wzrost w tym czasie CO_2, ubytek O_2 oraz pojawienie się, a następnie spadek stężenia CH_4.

Spadek stężenia tlenu w gazach pobranych z klosza jest dowodem szczelności układu, a także faktu, że tlen jest wyczerpywany m.in. do procesów oddechowych oraz do utleniania zbierającego się pod kloszem metanu, którego ubytek w czasie pomiarów widoczny jest na wykresach. Nie jest to spowodowane zmniejszeniem emisji, która podlega wahaniom tylko nieznacznie w ciągu doby (dzienny i nocny cykl wiązania węgla), lecz prawdopodobnie pod wpływem działania podwyższonej temperatury oraz promieniowania słonecznego (próby pobierane były w dni pogodne, a klosze nie były osłonięte), tak więc prawdopodobne są reakcje utleniania metanu. Takie uzasadnienie potwierdzić można też wzrastającym w czasie stężeniem ditlenku węgla, który jest produktem zarówno respiracji, jak i oksydacji metanu.

Bardziej obrazowe wyniki daje przeliczenie stężenia metanu na emisję wyrażoną w jednostce masy na jednostkę powierzchni w czasie {[g m^{-2} $doba^{-1}$] lub [t $ha^{-1}rok^{-1}$]}. Emisja (ryc. 4) została przeliczona według schematu:

1) stężenie wyrażone w ppm zamieniono na jednostkę objętości (dm^3), przyjmując objętość klosza stojącego (V_{klosza} = 33,48 dm^3) jako 100% wyemitowanych gazów;
2) otrzymane wyniki przeliczono na emisję w ciągu doby;

3) emisję otrzymaną z powierzchni klosza (S_{klosza} = 0,0572 m^2) przeliczono na metr kwadratowy;
4) emisję określono w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu (22,4 dm^3 [1 mol] CH_4 = 16 g).



Ryc. 4. Emisja metanu (t/ha/rok) z powierzchni i różnych głębokości torfowisk PPN

Najwyższą emisję metanu stwierdzono z torfowisk Uściwierz 2 oraz Uściwierz 1 w próbach pobranych jesienią. Na obu torfowiskach poziom wody gruntowej był dość wysoki. Są to tereny, gdzie występowanie roślinności bagiennej świadczy o dużym uwilgotnieniu terenu i słabym natlenieniu gleby. Takie warunki sprzyjają procesowi metanogenezy. W porównaniu z powyższymi stanowiskami niska emisja cechuje torfowisko Uściwierz 3. Mimo iż leży ono w obrębie tego samego złoża, wyraźnie widać wpływ działalności człowieka. Jest to już teren zmeliorowany, użytkowany jako pastwisko, poziom wody gruntowej jest znacznie obniżony i postępują procesy murszenia, stąd emisja metanu utrzymuje się na niskim poziomie.

Najniższą emisję metanu spośród badanych obiektów zaobserwowano na torfowisku Moszne w okresie zarówno letnim (0,049 g/m^2/dobę), jak też jesiennym (0,339 g/m^2/dobę). Są to wartości typowe dla torfowisk leśnych – tego typu obiekty charakteryzują jedne z najniższych wartości emisji metanu wśród torfowisk. Roczne wartości zazwyczaj były niższe niż 10 g/m^2. Torfowisko to charakteryzowały też wysokie wartości E_h – na głębokości 70 cm wynosiło aż 66,8 mV. Niska emisja metanu, w porównaniu z poziomem wody gruntowej, który w tych punktach był stosunkowo wysoki, cechuje stanowiska Garbatówka 2 oraz Łukie. Być może, mimo wysokiego uwilgotnienia, ryzosfera była dobrze zaopatrzona w tlen przez system

tkanek przewietrzających. Tkanki takie cechują rośliny rosnące w środowiskach, gdzie poziom wody gruntowej jest wysoki i niejednokrotnie stagnuje ona ponad powierzchnią gleby.

Analizy stężeń gazów w próbach pobranych na różnych głębokościach wskazują na wyraźnie większą zawartość metanu w głębszych partiach gleby niż z powierzchni. Stężenie na głębokościach 20-30 cm oraz 40-50 cm mierzone było w okresie letnim. Notowane wartości kilkadziesiąt razy wyższe niż przy powierzchni w tym samym okresie wzrastają w pomiarach wykonywanych na coraz większej głębokości. Metan, wytwarzany w głębszych partiach gleby, podczas dyfuzji ku powierzchni jest utleniany w strefie dobrej aeracji wyższych części profilu, stąd widoczny znaczny był jego ubytek.

Stężenia metanu otrzymane z prób pobranych z głębi profilu gleby przeliczone zostały na emisję wyrażoną w jednostce masy na jednostkę powierzchni w czasie {[g m^{-2} $doba^{-1}$] lub [t $ha^{-1}rok^{-1}$]} według schematu:

1.) stężenie wyrażone w ppm zamieniono na jednostkę objętości (dm^3), przyjmując objętość lejków połączonych z wężami o długości 30 i 50 cm (V_1 = 0,148 dm^3 w przypadku węża 30 cm i V_2 = 0,161 dm^3 w przypadku węża 50 cm jako 100% wyemitowanych gazów;
2.) otrzymane wyniki przeliczono na emisję w ciągu doby;
3.) emisję otrzymaną z powierzchni lejka (S = 0,0043 m^2) przeliczono na 1 metr kwadratowy;
4.) emisję określono w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu (22,4 dm^3 [1 mol] CH_4 = 16 g).

Wyniki analizy gazów pobranych z poszczególnych głębokości podano w tabeli 1.

Tab. 1. Stężenie i emisja metanu z różnych głębokości torfowisk

	Stężenie [ppm]		Emisja [g/m^2/dobę]		Emisja [t/ha/rok]	
głębokość / torfowisko	20-30 cm	40-50 cm	20-30 cm	40-50 cm	20-30 cm	40-50 cm
Uściwierz 1	1668,2	252,6	1,969	0,324	7,187	1,184
Garbatówka 1	505,0	663,5	0,596	0,852	2,176	3,109
T. Orłowskie	2696,4	2719,7	3,183	3,492	11,617	12,746
Moszne	68,8	62,6	0,081	0,080	0,296	0,293

Przeliczenie stężeń metanu otrzymanych z poszczególnych głębokości oraz z powierzchni pozwoliło stwierdzić, w jakim stopniu metan jest utleniany i jaki procent wytworzonego metanu wydostaje się na powierzchnię gleby. Można też było w ten sposób określić przybliżoną strefę metanotrofii w poszczególnych złożach torfu.

Na torfowisku Uściwierz 1 największe stężenie metanu występowało na głębokości 20-30 cm (1668,2 ppm), na głębokości 40-50 cm wynosiło zaledwie 252,6 ppm. W przeliczeniu na jednostki emisji jest to odpowiednio 1,969 oraz 0,324 g/m^2/dobę. Emisja na powierzchni wynosiła 2,326 g/m^2/dobę, jest to wartość wyższa, świadcząca o tym, że metanogeneza najbardziej jest nasilona poniżej tej głębokości. Woda gruntowa znajdowała się również na poziomie ok. 20 cm, poniżej której występuje strefa anaerobiozy, gdzie miała miejsce maksymalna produkcja CH_4.

Na torfowisku Garbatówka 1 emisja metanu na głębokości 40-50 cm przyjmowała wartość 0,852 g/m^2/dobę, w strefie 20-30 cm – 0,596 g/m^2/dobę, a z powierzchni 0,095 g/m^2/dobę. Tak więc z metanu wyemitowanego na poziomie 40-50 cm na głębokości 20-30 cm pozostało 69,95%, a do atmosfery trafiło tylko 11,15% pierwotnej wartości. Oznacza to, że strefa najbardziej wydajnej metanotrofii znajduje się płytko w strefie podpowierzchniowej. Poziom wody gruntowej występował ok. 40 cm pod powierzchnią, powyżej tej głębokości rozpoczynała się strefa metanogenezy [Szafranek i in. 2011].

W torfowisku Orłowskim największa produkcja metanu miała miejsce na głębokości poniżej 50 cm (3,492 g/m^2/dobę), na poziomie 20-30 cm zostawało 91,15%, a na powierzchnię dyfundowało ok. 35% (emisja z powierzchni wynosiła 1,221 g/m^2/dobę). Poziom wody gruntowej usytuowany był na głębokości 60 cm.

Na torfowisku Moszne stężenia metanu były najniższe zarówno wśród mierzonych na powierzchni, jak też na głębokościach, podobnie niskie wartości miała emisja metanu. Zarówno na głębokości 30, jak i 50 cm wartości stężeń metanu były zbliżone (0,08 g/m^2/dobę), z czego prawie 41% utleniane było w czasie dyfuzji ku powierzchni. Stężenie metanu otrzymane z kloszy pływających na torfiankach i ciekach wodnych znajdujących się na obszarach badanych torfowisk były nawet do dziesięciu tysięcy razy większe niż stężenia wyznaczone w kloszach stojących na torfowiskach. Zauważalna była też odwrotna korelacja pomiędzy objętością gazu gromadzącego się pod kloszem a procentową zawartością w nim metanu (tab. 2). Największe stężenie metanu (59,39% w 18 ml wydzielonego gazu) otrzymano z torfianki na torfowisku Uściwierz 3. Na innych torfiankach gromadziła się większa objętość gazów, było w nich jednakże dużo niższe stężenie metanu:

– Moszne – 40 ml gazu, w którym 26,85% stanowił CH_4;

– Uściwierz 1 – 74 ml gazu, w którym 23,86% stanowił CH_4;

– Garbatówka 1 – 80 ml gazu, gdzie CH_4 stanowił 15,80%.

Stężenie metanu w gazach pobranych z kloszy pływających zostało przeliczone na emisję wyrażoną w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu:

1) stężenie wyrażone w procentach zamieniono na jednostkę objętości (jako 100% przyjęto objętość gazów, które zebrały się po 60 minutach);
2) wyliczono emisję na dobę i 1 metr kwadratowy;
3) objętość metanu wydzielonego z jednostkowej powierzchni przeliczono na jednostkę masy.

Tab. 2. Emisja metanu z torfianek i zbiorników wodnych znajdujących się w obrębie badanych torfowisk

Torfowisko	[%] CH_4	V [ml]	g/m^2/doba	t/ha/rok
Uściwierz 1	23,86	74	5287,84	1448,723
Uściwierz 3	59,39	18	3201,562	877,1403
Garbatówka 1	15,8	80	3785,499	1037,123
Moszne	26,85	40	3216,477	881,2265

Zawartość poszczególnych form biogennych w wodach gruntowych zalegających na torfowiskach wykazywała dużą zmienność. Poziom azotanów(V) w wodach pobranych z różnych głębokości torfowisk był bardzo zmienny i wynosił od 0,1 do 6,006 mg dm^{-3}. Najbardziej bogate w azotany(V) były roztwory z torfowiska Uściwierz 2, gdzie jesienią do 40 cm głębokości oznaczone stężenie N-NO_3^- przekraczało 5 mg dm^{-3}. W okresie letnim stężenie azotanów(V) nie przekraczało 0,3 mg dm^{-3}, z wyjątkiem torfowiska Garbatówka 1, gdzie w roztworach pobranych z głębokości 20 cm poziom tych form wynosił 0,56 mg dm^{-3}.

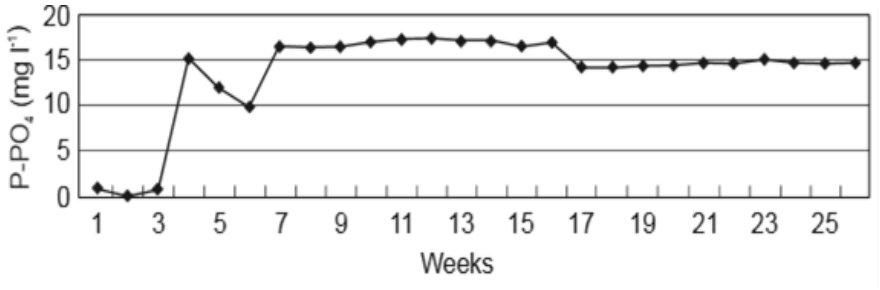
Zawartość azotanów(III) maksymalnie dochodziła do poziomu 2,71 mg dm^{-3} na torfowisku Garbatówka 1 (głębokość 20 cm) oraz 1,54 mg dm^{-3} na głębokości 70 cm w torfach Orłowskich. Na torfowisku Moszne stężenie azotanów(III) wynosiło 1,33-1,69 (głębokość 30 cm), 1,69 mg dm^{-3} (głębokość 50 cm) i 1,51 mg dm^{-3} (głębokość 70 cm). Obecność form amonowych na maksymalnym poziomie 1,42 mg dcm^{-3} stwierdzono jesienią na głębokości 10 cm torfowisk Uściwierz 2 oraz 1,04 mg dcm^{-3} w okresie letnim w torfowisku Moszne na głębokości 70 cm. Obecność jonów fosforanowych była stabilna i pozostawała w zakresie 0,022-0,096 mg dm^{-3}, wykazując wyraźną tendencję spadkową w okresie letnim.

Badania nad uruchamianiem fosforu z siedlisk naturalnych i renaturalizowanych zostały przeprowadzone na materiale gleb torfowych pobranym z obszaru Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego.

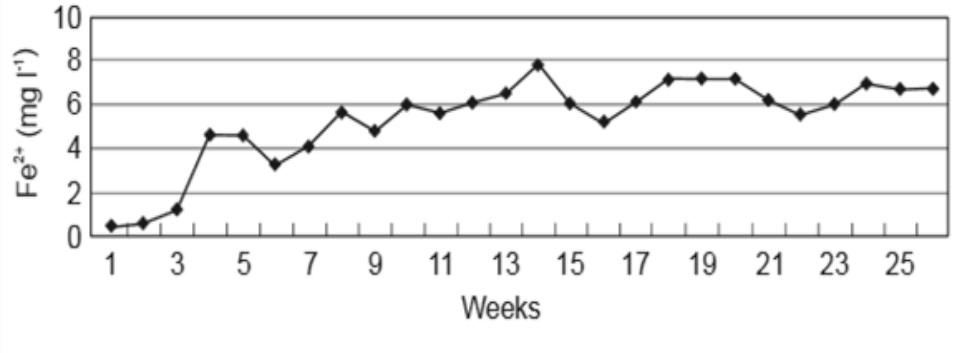
Po pobraniu próbek gleby materiał badawczy umieszczono w plastikowych pojemnikach, a w każdym z nich zainstalowano: elektrody platynowe na głębokości 20 cm od dna pojemnika do badania potencjału oksydoredukcyjnego (Eh); mostek agarowy zamykający obwód elektryczny podczas pomiaru Eh, łączący elektrodę odniesienia z glebą; sączek ceramiczny wraz z przewodem do pobierania roztworów glebowych; w górnej pokrywie pojemnika zrobiono otwór zamknięty na stałe gumowym korkiem z membraną umożliwiającą pobieranie emitowanych przez glebę gazów. Następnie do każdego pojemnika nalano 500 ml wody i pojemniki szczelnie zamknięto, aby uniemożliwić dostęp powietrza. Pojemniki z badaną glebą przechowywano w temperaturze pokojowej ok. 18°C. Systematycznie w każdym tygodniu dokonywano pomiaru Eh i pobierano roztwory do analiz. W pobranych roztworach określano stężenie fosforanów, azotanów(V), azotanów(III), azotu amonowego, żelaza Fe^{2+} oraz oznaczano pH.

Najwyższe wartości potencjału oksydoredukcyjnego, od bliskich 500 mV, stale spadało, osiągając po 33 tygodniach inkubacji wartości zdecydowanie ujemne, dochodzące do –200 mV. W roztworach glebowych pobranych ze stanowiska 1 (torfowisko wysokie, położone w pobliżu jeziora Moszne) wyjściowe stężenie fosforanów było podobne w próbkach pobranych z głębokości 0-20 i 30-50 cm, natomiast podczas inkubacji ulegało znacznemu zróżnicowaniu w obu poziomach. W warstwie przypowierzchniowej notowano stale rosnące wartości stężeń aż do wartości 6,5 mg/dm^3, podczas gdy na głębokości 30-50 cm poziom fosforanów ulegał wahaniom, ale nie przekroczył wartości wyjściowej 0,35 mg/dm^3.

Obecność fosforanów w roztworach, podczas inkubacji torfów Orłowskich, ulegała wahaniom w zakresie 0-25 mg/dm^3, przy czym mniejsze zmiany dotyczyły poziomów głębszych (ryc. 5 i 6). W końcowej fazie inkubacji (po 28 tygodniach) praktycznie nie stwierdzono ich obecności. W próbach z torfowisk Łukie poziom fosforanów w roztworze wykazywał maksimum pomiędzy 10. a 19. tygodniem inkubacji, dochodząc do 0,3 mg/dm^3. Przeanalizowana zmienność $P\text{-}PO_4$ w naturalnych torfowiskach i w glebach torfowych renaturalizowanych wskazuje na szczególnie wysokie uruchamianie fosforanów w poziomach powierzchniowych 0-20 cm, gdzie wskutek wahania stanu aeracji następuje wytrącanie fosforanu żelaza(III).



Ryc. 5. Zmiany stężenia $P\text{-}PO_4$ po zalaniu Histosol z Torfowiska Orłowskiego (Poleski Park Narodowy) [Stępniewska, Szafranek 2004; Stępniewska i in. 2006]



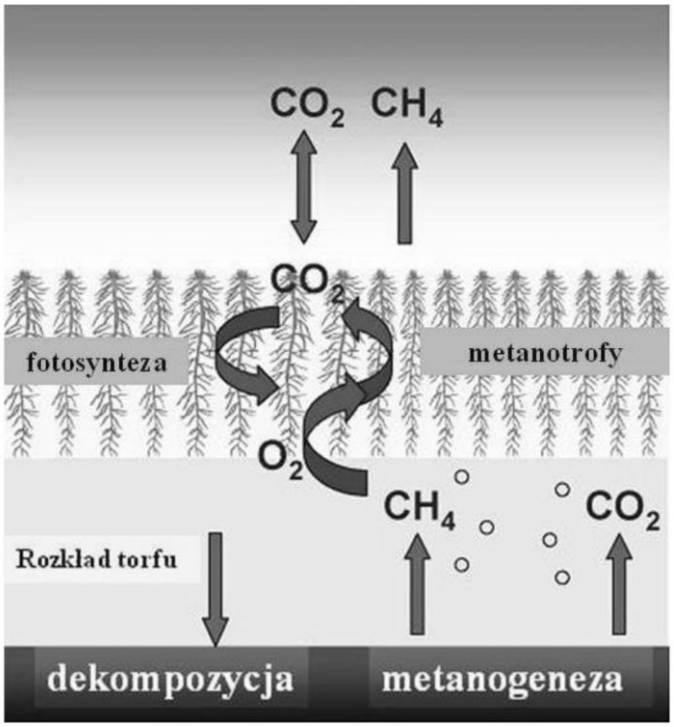
Ryc. 6. Zmiany stężenia Fe^{2+} po zalaniu Histosol z Torfowiska Orłowskiego (Poleski Park Narodowy) (Stępniewska, Szafranek 2004; Stępniewska i in. 2006]

3.5.3.6. Badania endofitycznego kompleksu *Sphagnum* sp. – metanotrofy

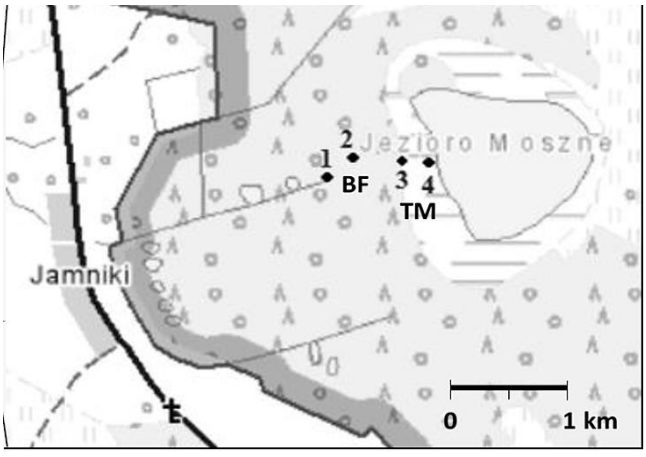
Ze względu na wykazaną we wcześniejszych badaniach aktywną rolę w zmniejszeniu wydzielania metanu w obecności niektórych roślin, występujących na terenie Poleskiego Parku Narodowego, oszacowano emisję metanu ze stanowisk torfowiska Moszne (ryc. 7), w których dominowała autochtoniczna flora z przewagą *Sphagnum* sp., *Eriophorum vaginatum* L., *Carex nigra* oraz *Vaccinium uliginosum*. Badania *in situ* wykonano w trzech okresach wegetacyjnych z wykorzystaniem pomiarów stacjonarnych poprzez gromadzenie gazów w ustawionych komorach w odstępach czasowych, które następnie analizowano chromatograficznie. Do oszacowania udziału roślin w emisji metanu prowadzono pomiary w dwóch wariantach: z pokrywą rodzimą florą i po jej usunięciu.

W badanych stanowiskach (ryc. 8) odnotowano emisję metanu mieszczącą się w przedziale od 0,014 ±0,01 do 11,91 ±0,8 g CH_4 z 1 m^2 powierzchni gleb torfowych w ciągu 1 godziny. Na stanowisku z dominacją *Sphagnum* zarejestrowano zmniejszenie emisji metanu o od 0,01 do 77%, gdy występowały w pokrywie roślin torfowce. Uwalnianie metanu ze stanowisk z przewagą *Eriophorum vaginatum* L. również pozostawało na niskim poziomie, nie przekraczając 0,2 g $CH_4/m^2/h$. Zaobserwowano, że wystąpiło nasilenie emisji metanu latem

o 8,2% oraz jesienią o 24% w przypadku stanowisk z przewagą *Carex nigra* oraz *Vaccinium uliginosum*, odpowiednio (w stosunku do emisji z powierzchni, z której usunięto roślinność), co prawdopodobnie miało odzwierciedlenie w aktywnym transporcie metanu do atmosfery poprzez tkanki aerenchymy z głębszych pokładów torfu. Najprawdopodobniej rośliny przystosowane do niskiej dostępności składników odżywczych (np. *Vaccinium*, *Carex*) mogą zwiększać tworzenie i emisję CH_4 w ekosystemach torfowiskowych [Kőlbener 2010].



Ryc. 7. Przemiany węgla na torfowisku (schemat własny)



Ryc. 8. Lokalizacja wytypowanych punktów pomiarowych w transekcie torfowiska Moszne

Bioróżnorodność flory torfowiskowej może mieć istotne znaczenie w oszacowaniu emisji metanu, mając na uwadze fakt, iż roślinność może stanowić niszę ekologiczną dla bakterii utleniających metan. Dlatego dalsza część badań dotyczyła wyznaczenia potencjalnych możliwości biotechnologicznych kompleksu endofitycznego *Sphagnum* sp. – metanotrofy. W tym celu w okresie wegetacji roślin w latach 2010-2011 przeprowadzono pomiary w otoczeniu punktów badań szczegółowych (na powierzchniach 100 m^2), które wykonano metodą Braun-Blanqueta [1964]. Klasyfikację fitosocjologiczną i nomenklaturę zbiorowisk roślinnych oparto na pracy Matuszkiewicza [2008], nazwy roślin naczyniowych przyjęto według Mirka i in. [2002].

3.5.3.7. Charakterystyka zbiorowisk roślinnych w ich otoczeniu badanych stanowisk

Pkt 1. Bór bagienny, zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum* KLEIST 1929

Na stanowisku 1 i w jego otoczeniu występował bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* KLEIST 1929. Warstwę drzew budowała tu sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (pokrycie 30%) z niewielką domieszką brzozy omszonej *Betula pubescens* (pokrycie 10%). W słabo wykształconej warstwie krzewów (pokrycie 20%) występowały brzoza omszona *Betula pubescens* (pokrycie 20%) i dąb bezszypułkowy *Quercus robur* (pokrycie 5%). Runo (pokrycie 70%) tworzyły gatunki torfowiskowe z klasy *Oxycocco-Sphagetea* BR.-BL. et R.TX. 1943 – bagno zwyczajne *Ledum palustre* (pokrycie 30%) i borówka bagienna *Vaccinium uliginosum* (pokrycie 30%), rzadziej wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum* (pokrycie 10%). W domieszce występowały gatunki borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea* BR.-BL. 1939 – borówka czernica *Vaccinium myrtillus* i borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*. Warstwę mszaków (pokrycie 90%) tworzyły torfowce – magellański *Sphagnum magellanicum* i kończysty *Sphagnum fallax*, znacznie rzadziej torfowiec i szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum*. Niewielki udział miały inne gatunki mszaków, jak: płonnik cienki *Polytrichum strictum* i próchniczek błotny *Aulacomium palustre*.

Pkt 2. Bór bagienny, zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum* KLEIST 1929

Na stanowisku 2 i w jego otoczeniu występował bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* KLEIST 1929. W warstwie drzew (pokrycie 40%) dominowała sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (zwarcie 40%). Niewielką domieszkę stanowiła brzoza omszona *Betula pubescens*. W warstwie podszytu (pokrycie 10%) występowały brzoza omszona *Betula pubescens* i dąb bezszypułkowy *Quercus robur*. Runo (zwarcie 70%) tworzyły gatunki torfowiskowe z klasy

Oxycocco-Sphagetea BR.-BL. et R.TX. 1943, jak: bagno zwyczajne *Ledum palustre* (pokrycie 30%), borówka bagienna *Vaccinium uliginosum* (pokrycie 20%) i wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum* (pokrycie 20%), a także gatunki borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea* BR.-BL. 1939 – borówka czernica *Vaccinium myrtillus* i borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea*. W warstwie mszaków (pokrycie 90%) przeważały torfowce: magellański *Sphagnum magellanicum* i rzadko torfowiec szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum*. Inne gatunki mchów (płonnik cienki *Polytrichum strictum*, mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata,* próchniczek błotny *Aulacomium palustre*) osiągały znacznie mniejsze pokrycie (10%).

Pkt 3. Torfowisko przejściowe, zespół turzycy dzióbkowatej i torfowców *Sphagno-Caricetum rostratae* (STEFF. 1931) em. DIERSS. 1978

Na stanowisku 3 i w jego otoczeniu występowały zbiorowiska torfowisk przejściowych o charakterze mszaru torfowcowego z klasy *Scheuchzerio-Caricteа nigrae* (NORDH. 1937) R.TX 1937. Pod względem przynależności fitosocjologicznej zaliczono je do zespołu *Sphagno-Caricetum rostratae* (STEFF. 1931) em. DIERSS. 1978. Podstawowy zrąb roślinności zielnej stanowiły gatunki charakterystyczne torfowisk przejściowych (klasa *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (NORDH. 1937) R.TX 1937) oraz wysokich (klasa *Oxycocco-Sphagetea* BR.-BL. et R.TX. 1943). Gatunkami dominującymi były żurawina błotna *Oxycoccus palustris* (pokrycie 40%) i turzyca dzióbkowata *Carex rostrata* (pokrycie 30%), a w domieszce występowały wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium,* bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris* i turzyca pospolita *Carex nigra* (gatunki torfowisk przejściowych). Roślinność torfowisk wysokich reprezentowały: bagno zwyczajne *Ledum palustre*, borówka bagienna *Vaccinium uliginosum*, wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum,* modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia*, rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*. Warstwę mszaków (pokrycie 100%) tworzyły torfowce: magellański *Sphagnum magellanicum*, kończysty *Sphagnum fallax* i szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum* oraz płonnik cienki *Polytrichum strictum* i próchniczek błotny Aulacomium palustre. W badanym płacie roślinności odnotowano także obecność warstwy krzewów, którą tworzyły młode okazy sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* i brzozy omszonej *Betula pubescens* (pokrycie do 5%).

Pkt 4. Torfowisko przejściowe, zespół turzycy dzióbkowatej i torfowców *Sphagno-Caricetum rostratae* (STEFF. 1931) em. DIERSS. 1978

Na stanowisku 4 i w jego otoczeniu występowały zbiorowiska torfowisk przejściowych (mszar torfowcowy) z klasy *Scheuchzerio-Caricteа nigrae* (NORDH. 1937) R.TX 1937). Były

to płaty zespołu *Sphagno-Caricetum rostratae* (STEFF. 1931) em. DIERSS. 1978. Podstawowy zrąb roślinności zielnej stanowiły gatunki charakterystyczne torfowisk przejściowych (klasa *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (NORDH. 1937) R.TX 1937) oraz wysokich (klasa Oxycocco-Sphagetea BR.-BL. et R.TX. 1943). Gatunkami dominującymi były żurawina błotna *Oxycoccus palustris* (pokrycie 60%) i turzyca dzióbkowata *Carex rostrata* (40%), a domieszkę tworzyły: bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium,* bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris* i turzyca pospolita *Carex nigra* (gatunki torfowisk przejściowych) oraz wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum,* modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia* i rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia* (gatunki torfowisk wysokich). Na uwagę zasługuje niewielki udział gatunków szuwarowych z klasy Phragmitetea (pałka szerokolistna *Typha latifolia*) oraz charakterystycznych dla olsów (zachylnik błotny *Thelypteris palustris*) i łąk (sit rozpierzchły *Juncus effusus*). W warstwie mszaków przeważały torfowce: magellański *Sphagnum magellanicum*, kończysty *Sphagnum fallax*, czerwonawy *Sphagnum rubellum* oraz torfowiec brunatny *Sphagnum fuscum* W omawianym płacie roślinności odnotowano także obecność młodych okazów sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*, brzozy omszonej *Betula pubescens* i kruszyny *Frangula alnus* (pokrycie do 5%) tworzących warstwę krzewów.

3.5.3.8. Lokalizacja endofitów roślinnych

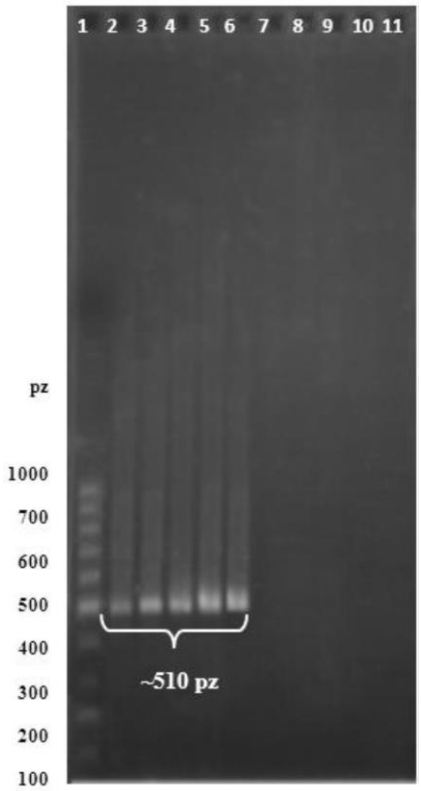
W celu określenia lokalizacji subkomórkowej endofitów przeprowadzono analizy materiału roślinnego (łodyżki i listków) *Sphagnum* sp. w mikroskopie konfokalnym z zestawem Live/Dead® BacLight™. Obecność bakterii potwierdzono tylko wewnątrz listków, natomiast wewnątrz komórek łodyżki *Sphagnum* sp. nie stwierdzono zasiedlających je mikroorganizmów.

W celu detekcji endofitów bakteryjnych wykonano wstępne badania molekularne z zestawem PCR Direct plant, służącym do amplifikacji DNA bakteryjnego bezpośrednio z materiału roślinnego *Sphagnum* sp. przy udziale starterów do amplifikacji genu *pmo*A. W eksperymencie zastosowano dwie próby materiału roślinnego:

1) cały fragment listka gametofitu *Sphagnum* sp. (bez lizy komórek) uprzednio wysterylizowany powierzchniowo (o długości ok. 2 mm),

2) lizę mechaniczną i chemiczno-enzymatyczną tkanek roślinnych listka gametofitu *Sphagnum* sp. (o długości ok. 2mm) po sterylizacji powierzchniowej.

W wyniku reakcji PCR uzyskano amplikony o wielkości 510 pz (par zasad, ryc. 9), tylko na matrycy DNA pochodzącego z lizy mechanicznej i chemicznej listka gametofitu *Sphagnum* sp., co świadczy, że w listkach gametofitów *Sphagnum* sp. występują endofity metanotroficzne.

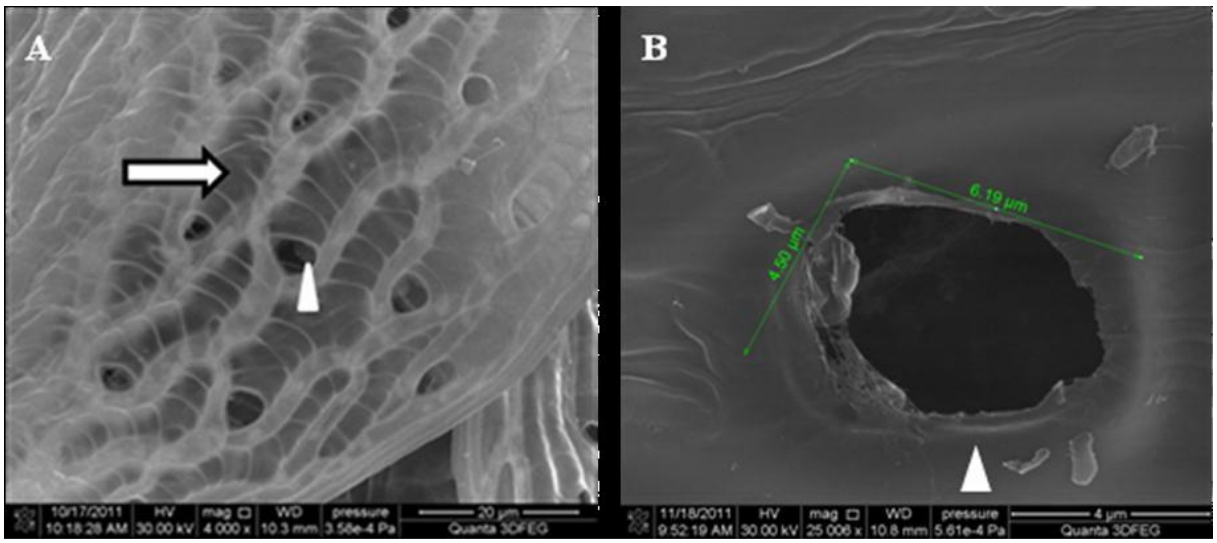


Ryc. 9. Elektroforetyczny rozdział produktów amplifikacji fragmentów genu *pmo*A uzyskanych z użyciem zestawu PCR Direct plant, ścieżka: **1** – marker wielkości DNA typu 100-1000 pz, **2** – kontrola pozytywna, produkty PCR (materiał poddany lizie): **3** – M1; **4** – M2; **5** – M3; **6** – M4; **7** – kontrola negatywna. Produkty PCR (materiał roślinny niepoddany lizie komórek): **8** – M1; **9** – M2; **10** – M3; **11** – M4; objaśnienia M1- *S. flexuosum*; M2 – *S. magellanicum*; M3 – *S. fallax*; M4 – *S. magellanicum*

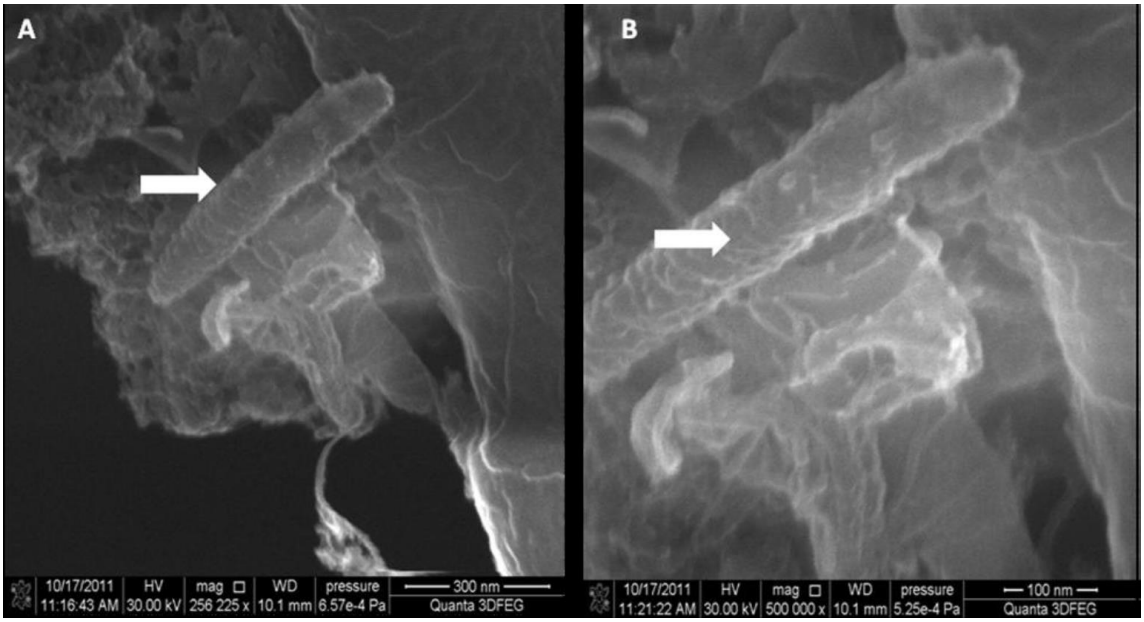
Na rycinach 10 i 11 widoczne są potencjalne komórki endofitów metanotroficznych, bytujące w komórkach hialinowych. Komórki endofitycznych bakterii są połączone ze sobą, jak również z komórkami roślinnymi filamentami, często formującymi rozległe sieci (ryc. 15). Kształty mikroorganizmów endofitycznych są zróżnicowane, widoczne na fotografiach to głównie laseczki, pałeczki oraz w znacznie mniejszej ilości ziarniaki. Średnia wielkość mikroorganizmów endofitycznych waha się od 0,7 do 3,5 µm w przypadku laseczek (0,85-2,72 µm – pałeczki), a ziarniaki mają średnicę 0,5 µm.

W mikroskopie konfokalnym (po wybarwieniu zestawem Live/Dead® BacLight™) zaobserwowano żywe komórki bakterii endofitycznych (aktywne metabolicznie) bytujące w komórkach hialinowych, zlokalizowanych we wszystkich częściach liści gametofitu badanych torfowców. Zarejestrowano komórki chlorocytowe z zieloną fluorescencją,

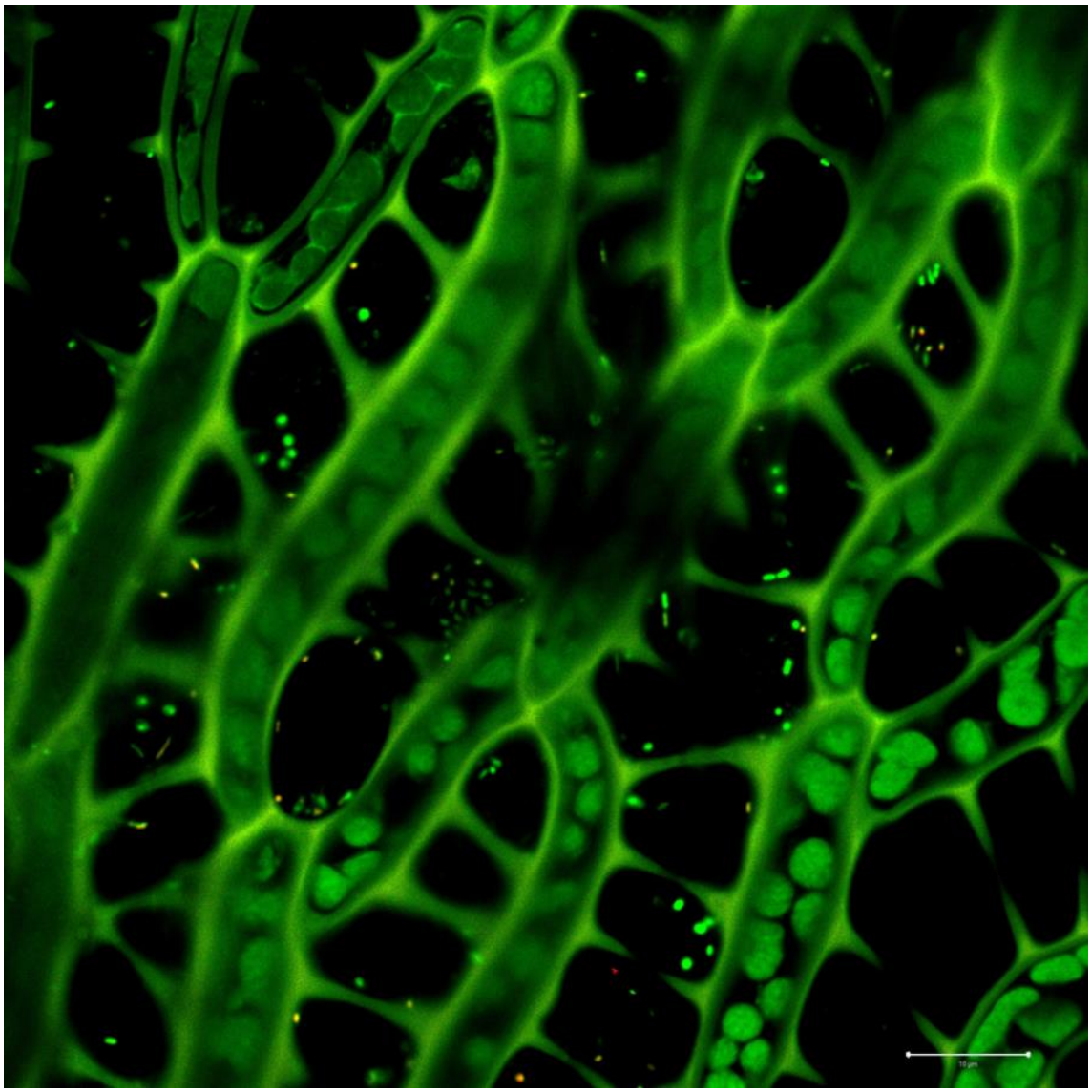
pochodzącą od chloroplastów (ryc. 12). Obserwacje komórek hialinowych budujących listki gametofitów *Sphagnum* sp. (trzech części – górnej, środkowej i dolnej) wykazały, iż konsorcja mikroorganizmów tworzą agregaty. Nie zarejestrowano obecności metanotrofów endofitycznych w komórkach łodyżki.



Ryc. 10. Obraz gametofitu *S. magellanicum* M2 wykonany w elektronowym mikroskopie skaningowym. Strzałką oznaczono komórkę chlorocytową, trójkątem – komórkę hialinową (A) i widoczny por (B)



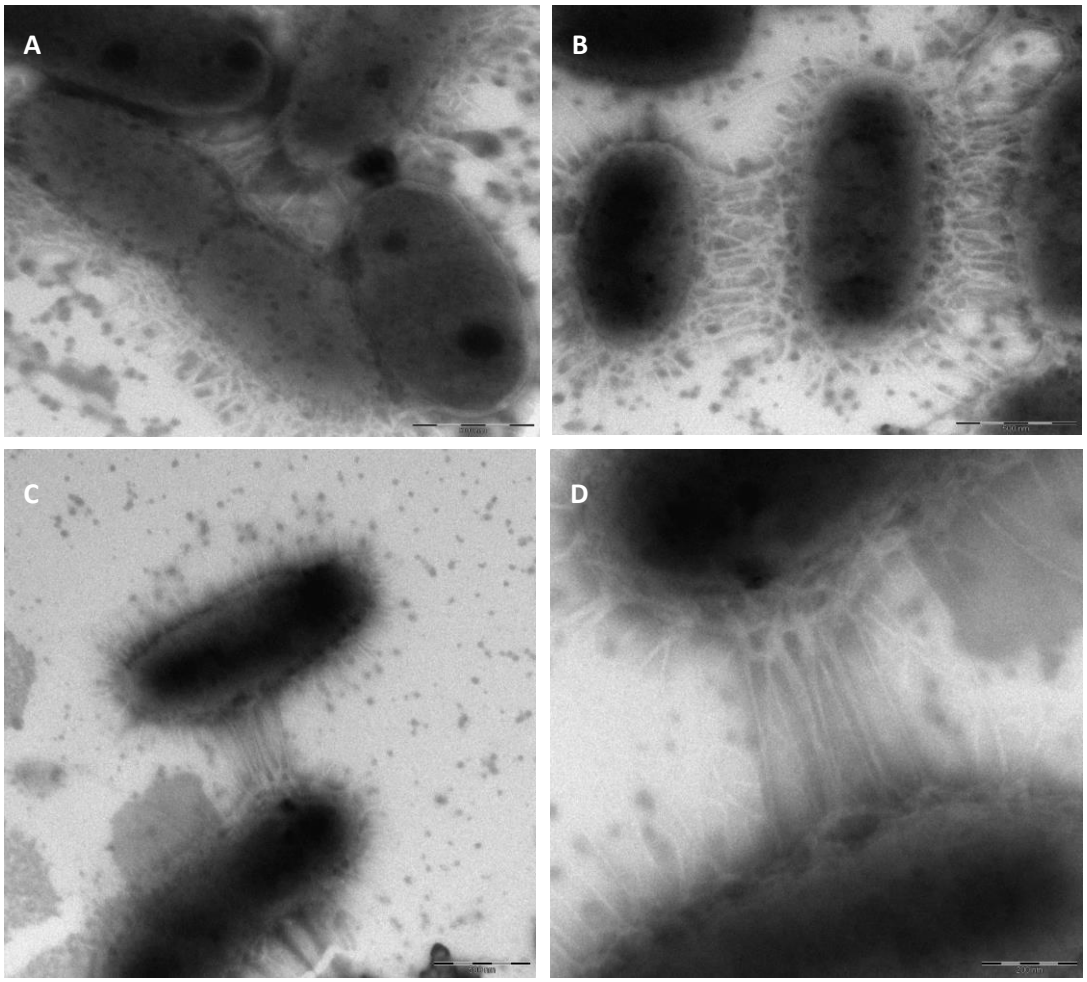
Ryc. 11. Obrazy w SEM komórki bakteryjnej (A, B oznaczone strzałką) bytującej wewnątrz komórki hialinowej w mikroniszy tworzonej przez *S. flexuosum* M1



Ryc. 12. Listek *Sphagnum* sp. (środek) z widocznymi komórkami bakteryjnymi, zasiedlającymi wnętrze komórek roślinnych

Wyhodowane na mineralnej pożywce NMS endofity metanotroficzne *S. flexuosum* M1 charakteryzowały się wydłużonym kształtem, nie zaobserwowano wśród nich form kulistych.

W mikroskopie elektronowym zaobserwowano pomiędzy komórkami konsorcjum endofitycznego struktury o długości 476,5 nm i średnicy 11 nm. W literaturze podobne struktury opisano jako nanopondy. Są to struktury wystające z powierzchni sąsiadujących ze sobą komórek. Stwierdzono, że nanopondy wyrastają z różnych miejsc komórki bakteryjnej, aczkolwiek w większości przypadków są zlokalizowane subpolarnie (ryc. 13). Bakterie konsorcjum endofitycznego *S. magellanicum* M2 charakteryzowały się przeważnie wydłużonymi kształtami, ale również zdarzały się komórki o kształcie kulistym.



Ryc. 13. Populacja bakterii metanotroficznych zasiedlających *S. flexuosum* M1 (A, B, C, D, widoczne struktury nanopod łączące sąsiednie bakterie) obserwowane w mikroskopie elektronowym z zastosowaniem kontrastu negatywowego

3.5.3.9. Identyfikacja endofitów roślinnych

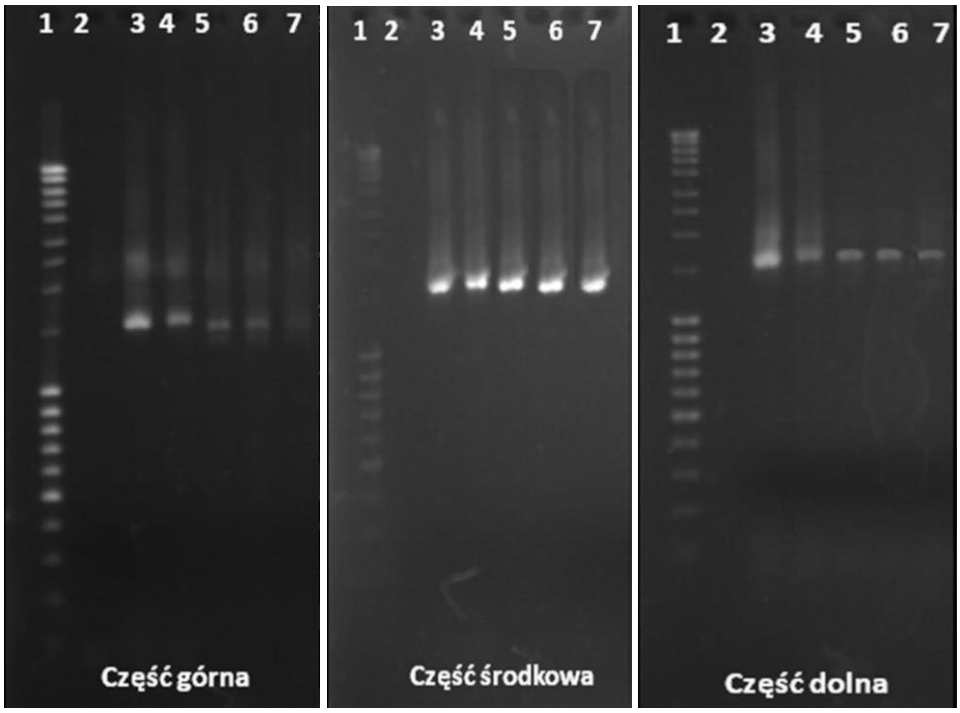
Detekcję bakterii metanotroficznych przeprowadzono z wykorzystaniem specyficznych sekwencji fragmentu genu 16S rRNA lub fragmentu genów uczestniczących w szlaku utleniania metanu, szczególnie podjednostkę α monooksygenezy metanowej (*pmo*A) związanej z błonami lub rozpuszczonej w cytozolu (*mmo*X) [Murrell 1998].

W wyniku reakcji PCR ze starterami 27f i 1492r specyficznymi wobec genu 16S rRNA na matrycy DNA wyizolowanego z wnętrza górnego, środkowego, dolnego fragmentu listka gametofitu *Sphagnum* spp. uzyskano amplikon o wielkości 1500 pz, co potwierdza w badanym materiale obecność endofitycznych bakterii metanotroficznych (ryc. 14).

W bezpośredniej reakcji amplifikacji ze starterami Ir/If oraz IIr/IIf specyficznymi dla genu 16S rRNA, odpowiednio metanotrofów typu I i II na matrycy DNA pochodzącego z górnej, środkowej, dolnej części listków gametofitu *Sphagnum* spp. otrzymano we wszystkich

trzech fragmentach produkt o wielkości 520 pz oraz 750 pz, co świadczy o obecności odpowiednio metanotrofów typu II oraz typu I (ryc. 15 A, B, C).

Uzyskane plazmidowe DNA z wklonowanym fragmentem genu *pmo*A populacji metanotrofów bytujących w *Sphagnum* sp. przeniesiono drogą transformacji do komórek kompetentnych DH5α wyrosłych na podłożu selekcyjnym. Wyizolowane DNA plazmidowe strawiono enzymem *Eco*RI w celu sprawdzenia wielkości wklonowanego fragmentu genu *pmo*A populacji badanych endofitycznych metanotrofów. Produkty amplifikacji wklonowane w wektor pCR-Blunt II-TOPO poddano reakcji sekwencjonowania, a następnie analizie, w wyniku której utworzono bibliotekę amplikonów zawierających fragment genu *pmo*A badanych metanotrofów.



Ryc. 14. Elektroforetyczny rozdział produktów reakcji PCR ze starterami specyficznymi dla genu kodującego 16S rRNA bakterii. Ścieżka: **1** – marker wielkości DNA typu 100-10 000 pz, **2** – kontrola negatywna reakcji, **3** – kontrola pozytywna reakcji, **4** – produkt M1 – endofity *S. flexuosum*, **5** – produkt M2 – endofity *S. magellanicum*, **6** – produkt M3 – endofity *S. fallax*, **7** – produkt M4 – endofity *S. magellanicum*, odpowiednio fragmentu (górnego, środkowego, dolnego) listka odpowiedniego gametofitu

Łącznie sklonowano do pCRBluntII 65 amplikonów *pmo*A endofitycznych metanotrofów *S. flexuosum* M1, *S. magellanicum* M2, *S. fallax* M3, *S. magellanicum* M4 i określono ich sekwencje nukleotydowe. Na podstawie analizy podobieństwa tych sekwencji i homologicznych sekwencji bakterii z bazy danych GenBank metanotrofy, z których

pochodziły amplikony sklasyfikowano do czterech grup, tj. A1, A2, A3, B o wysokim współczynniku podobieństwa, mieszczącym się w zakresie od 94 do 99%.

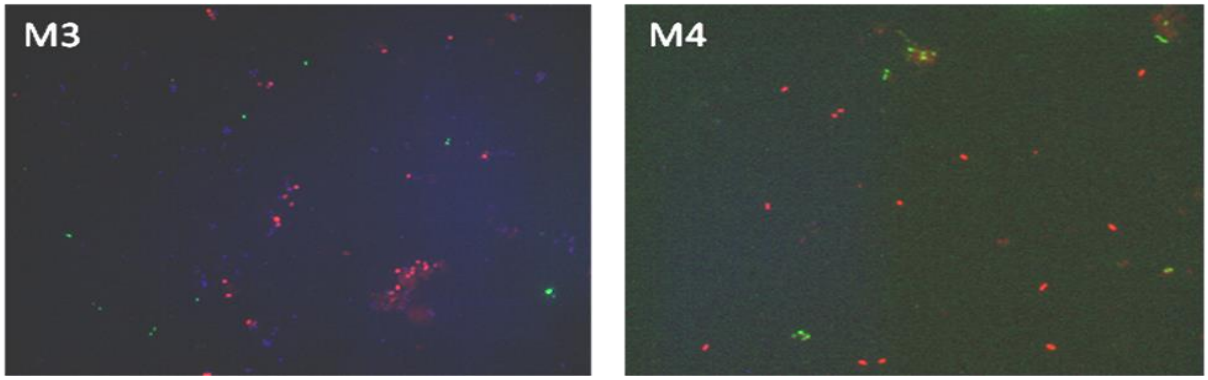
Grupę A1 reprezentowały szczepy (37 amplikonów) pochodzące z *S. flexuosum* M1, *S. magellanicum* M2, *S. fallax* M3, *S. magellanicum* M4 o odpowiednio 85-96%, 92-94%, 93-94%, 93-94% identyczności sekwencji do sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (GQ857558, GQ857570), występujących w pokrywie glebowej składowiska odpadów otrzymanych przez Stralis-Pavese i in. [2009].

Grupę A2 stanowiło 13 amplikonów genu *pmo*A endofitów *S. magellanicum* M2, *S. fallax* M3, *S. magellanicum* M4 stanowiących oddzielną linię, niemających dotychczas szczepów pokrewnych w bazie danych GenBank.

Do grupy A3 zaklasyfikowano szczepy endofitycznych metanotrofów zasiedlających *S. flexuosum* M1, *S. magellanicum* M2, *S. fallax* M3, *S. magellanicum* M4 wykazujących stopień podobieństwa w zakresie 91-94% do sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych *Methylobacter* sp. A15, A90, A9 (JN255560, JN255567, JN255559 [Liu, Wu 2011]) oraz *Methylobacter* sp. BB5.1 (AF016982) występujące w osadach powierzchniowych torfowiska Newport Bay Estuary [Calif i in. 1997].

Do grupy B sklasyfikowano 9 szczepów zasiedlających *S. magellanicum* M2, *S. fallax* M3, *S. magellanicum* M4 wykazujących odpowiednio 89-99%, 90-94% oraz 99% identyczności do sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych bakterii MNM-PMOA-49 oraz 13.2 (AY309207, DQ202256 [Zwolinski i in. 2005]), *Methylomonas* sp. MG30 (HE801217) zidentyfikowanych w kwaśnych torfowiskach w Karelii (Rosja) [Dedysh i in. 2012] oraz sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych *Methylomonas* sp. klon Xh_pmoA_TO49 (JQ038167) występujących na torfowisku Xianghai (Chiny) [Yun i in. 2012].

Z zastosowaniem techniki FISH wykonano hybrydyzację DNA konsorcjów endofitycznych mikroorganizmów zasiedlających *Sphagnum* spp. z DNA sondy Mg84 89 i Ma 450 + Mg705. Na fot. 3 widoczne są różowe komórki bakteryjne, których DNA uległo hybrydyzacji z dwoma markerami molekularnymi: DAPI oraz sondą Mg84. Komórki te to metanotrofy typu I, które są dominującą populacją wśród endofitów u różnych gatunków rodzaju *Sphagnum*. Znacznie mniejszą populację stanowią zielone komórki metanotroficzne należące do typu II, które uległy hybrydyzacji z sondami Mg705 oraz Ma450. Zaobserwowano również wybarwienie materiału genetycznego (DAPI, ciemnoniebieski) niemetanotroficznych komórek bakteryjnych tzw. mikroorganizmów towarzyszących. Populacja metanotrofów w naturalnych warunkach bytuje wspólnie z niemetanotroficznymi komórkami bakteryjnymi, tworząc konsorcja mikroorganizmów.



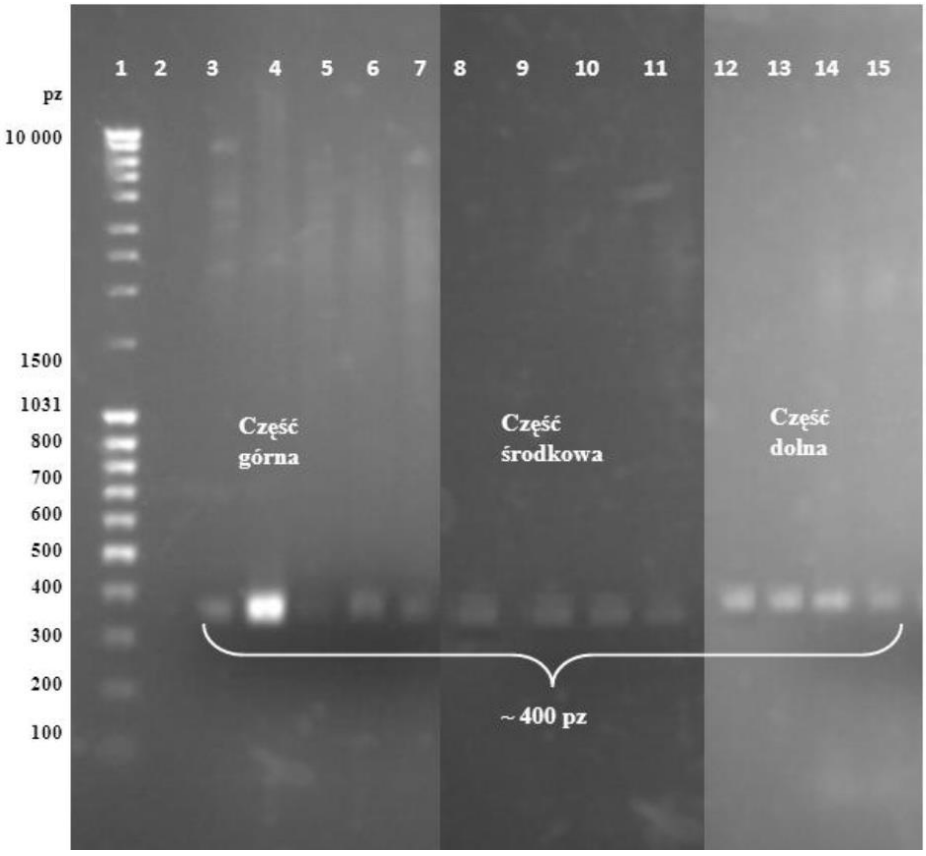
Fot. 3. Różowe komórki bakteryjne, których DNA uległo hybrydyzacji z dwoma markerami molekularnymi: DAPI oraz sondą Mg84. Zielone komórki metanotroficzne należące do typu II, które uległy hybrydyzacji z sondami Mg705 oraz Ma450.

Sekwencje genu *pmo*A endofitów metanotroficznych, zasiedlających część górną i środkową listków gametofitu *S. flexuosum* (17 amplikonów), wykazały stopień identyczności w zakresie 85-96% do homologicznych sekwencji niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (amplikony zgrupowane na gałęzi, której bootstrap wynosił 99). Szczep endofityczny Is-2 *S. flexuosum* stanowi jedną niezależną linię. Amplikon Ig-6 zawierający fragment genu *pmo*A metanotrofów zasiedlających górną część *S. flexuosum* wykazał 94% stopień podobieństwa wobec sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (JN255560, JN255567, JN255559 [Liu, Wu 2011]) oraz sekwencji genu *pmo*A *Methylobacter* sp. BB5.1 (AF016982 [Smith i in. 1997]).

Amplikony IIg-22, IIg-14, IIg-21, IIg-1, IIs-10, IIs-1 genu *pmo*A populacji metanotrofów zasiedlających listki gametofitu *S. magellanicum* M2 (część górną i środkową) charakteryzowały się stopniem podobieństwa w zakresie od 89 do 99% wobec sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych bakterii MNM-PMOA-49 oraz 13.2 (AY309207, DQ202256, [Zwolinski i in. 2005]) oraz szczepów z rodzaju *Methylomonas*. 11 amplikonów genu *pmo*A metanotrofów zasiedlających część górną, środkową i dolną listki gametofitu *S. magellanicum* M2 stanowi niezależną linię zgrupowaną na gałęzi o wysokim współczynniku wsparcia równym 99%. Grupa A2 reprezentowana była przez 2 amplikony genu *pmo*A endofitów *S. magellanicum* M2 wykazujące identyczność w zakresie 92-94% wobec sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (GQ857558, GQ857570). Do grupy A1 sklasyfikowano 7 amplikonów genu *pmo*A endofitów metanotroficznych zasiedlających część górną, środkową *S. magellanicum* M2, wykazujących stopień identyczności w zakresie 92-94%.

Stopień podobieństwa grupy A1 obejmującej 6 amplikonów genu *pmo*A metanotrofów bytujących wewnątrz komórek listków gametofitu *S. fallax* M3 mieścił się w zakresie 93-94%.

Do grupy A2 zaliczono jeden amplikon IIIs-20 zawierający fragment genu *pmo*A endofitów metanotroficznych części środkowej listków gametofitów *S. fallax* M3 wykazujący 94% stopień identyczności sekwencji do sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (GQ857558, GQ857570). Endofityczny szczep IIIg-4 zasiedlający górną część listków gametofitu *S. fallax* M3 stanowi niezależną linię. Gen *pmo*A amplikonów oznaczonych jako IIIs-1, IIIs-10 wykazał stopień identyczności w zakresie 90-94% do homologicznych sekwencji bakterii z rodzaju *Methylomonas*. 60% otrzymanych amplikonów o stopniu identyczności 93-94% genu *pmo*A metanotrofów zasiedlających listki gametofitu *S. magellanicum* M4 zaliczono do grupy A1. Grupa A2 reprezentowana była przez 2 amplikony genu *pmo*A endofitów *S. magellanicum* M4 o 91-92% podobieństwa wobec sekwencji genu *pmo*A niehodowalnych szczepów *Methylobacter* sp. (JN255560, JN255567, JN255559 [Liu, Wu 2011]) oraz *Methylobacter* sp. BB5.1 (AF016982 [Smith i in. 1997]). Amplikon IVs-8 genu *pmo*A endofitów *S. magellanicum* M4 stanowi oddzielną linię. Sekwencja genu *pmo*A amplikonu IVg-6 charakteryzowała się 99% stopniem identyczności wobec analogicznej sekwencji genu *pmo*A bakterii z rodzaju *Methylomonas* (ryc. 15).



Ryc. 15. Elektroforetyczny rozdział produktów bezpośredniej amplifikacji fragmentu genu *mmoX* metanotroficznych endofitów występujące w górnej, środkowej i dolnej listków *Sphagnum* sp. **1** – marker wielkości DNA 100-10 000 pz, **2** – kontrola negatywna, **3** – kontrola pozytywna, studzienki **4**, **8**, **12** – endofity *S. flexuosum* M1; **5**, **9**, **13** – endofity *S. magellanicum* M2; **6**, **10**, **14** – endofity *S. fallax* M3; **7**, **11**,**15** – endofity *S. magellanicum* M4

Analiza amplikonów konsorcjów mikroorganizmów zasiedlających trzy części gametofitu Sphagnum sp. uzyskanych w reakcji „Plant PCR Direct" z użyciem starterów mmoX1, mmoX2 wykazała obecność produktu o wielkości 400 pz, który stanowi fragment genu *mmo*X.

Analiza stopnia podobieństwa sekwencji genu *mmo*X endofitycznych metanotrofów tworzących konsorcjum zasiedlające fragment górny listków *S. flexuosum* M1 wykazała 92% stopień identyczności do sekwencji genu *mmo*X niehodowalnych bakterii Meth4, pochodzących z kwaśnych gleb torfowiska House Nature Reserve (Anglia, GU396014 [Rahman i in. 2011]). Sekwencja ta cechowała się 89% identycznością do sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus sporium* strain M242 (AJ458520), *Methylosinus trichosporium* (AJ458531) i *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534). Sekwencja genu *mmo*X *Methylosinus acidophilus* (DQ076756) wykazała 11% stopień dywergencji wobec fragmentu genu *mmo*X konsorcjum zasiedlającego listki gametofitu *S. flexuosum*.

Sekwencja genu sMMO podjednostki α populacji metanotrofów zasiedlających listki części górnej gametofitu S. *magellanicum* M2 wykazała 94% stopień identyczności wobec sekwencji genu *mmo*X niehodowalnych bakterii MHPS19 pochodzących z gleb torfowych o pH 4,5 (EF644594 [Chen i in. 2008]). Gen *mmo*X endofitycznych metanotrofów bytujących w listkach części górnej gametofitu S. *magellanicum* M2 charakteryzował się 87% stopniem podobieństwa wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus trichosporium* (AJ458531) oraz *Methylosinus acidophilus* (DQ076756), oraz 14% stopień dywergencji w stosunku do sekwencji genu *mmo*X, pochodzącego z *Methylosinus sporium* (AJ458520) i *Methylocystis* sp. M (MSU81594).

Analiza porównawcza stopnia podobieństwa sekwencji genu *mmo*X konsorcjum zasiedlającego listki fragmentu górnego gametofitu S. *fallax* M3 wskazała na 93% stopień podobieństwa tego genu do analogicznego genu niehodowalnych bakterii WIM-MMOX-52 występujących na torfowiskach półkuli północnej (AY309201 [Schultz i in. 2004]). Gen *mmo*X endofitów metanotroficznych bytujących w *S. fallax* wykazał 87% identyczność wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus acidophilus* (DQ076756) oraz *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534), a także 84% podobieństwo wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylocella palustris* (AJ458535). Fragment genu mmoX populacji metanotrofów zasiedlających listki części górnej gametofitu S. *magellanicum* M4 charakteryzował 84% stopień identyczności wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylocystis heyeri* (AM283545).

Analiza stopnia podobieństwa sekwencji genu *mmoX* endofitycznych metanotrofów tworzących konsorcjum zasiedlające fragment górny listków *S. flexuosum* M1 wykazała 92% stopień identyczności do sekwencji genu *mmoX* niehodowalnych bakterii Meth4,

pochodzących z kwaśnych gleb torfowiska House Nature Reserve (Anglia, GU396014 [Rahman i in. 2011]). Sekwencja ta cechowała się 89% identycznością do sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus sporium* strain M242 (AJ458520), *Methylosinus trichosporium* (AJ458531) i *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534). Sekwencja genu *mmo*X *Methylosinus acidophilus* (DQ076756) wykazała 11% stopień dywergencji wobec fragmentu genu *mmo*X konsorcjum zasiedlającego listki gametofitu *S. flexuosum.*

Sekwencja genu sMMO podjednostki α populacji metanotrofów zasiedlających listki części górnej gametofitu *S. magellanicum* M2 wykazała 94% stopień identyczności wobec sekwencji genu *mmo*X niehodowalnych bakterii MHPS19 pochodzących z gleb torfowych o pH 4,5 (EF644594 [Chen i in. 2008]). Gen *mmoX* endofitycznych metanotrofów bytujących w listkach części górnej gametofitu *S. magellanicum* M2 charakteryzował się 87% stopniem podobieństwa wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus trichosporium* (AJ458531) oraz *Methylosinus acidophilus* (DQ076756), oraz 14% stopniem dywergencji w stosunku do sekwencji genu *mmo*X pochodzącego z *Methylosinus sporium* (AJ458520) i *Methylocystis* sp. M (MSU81594).

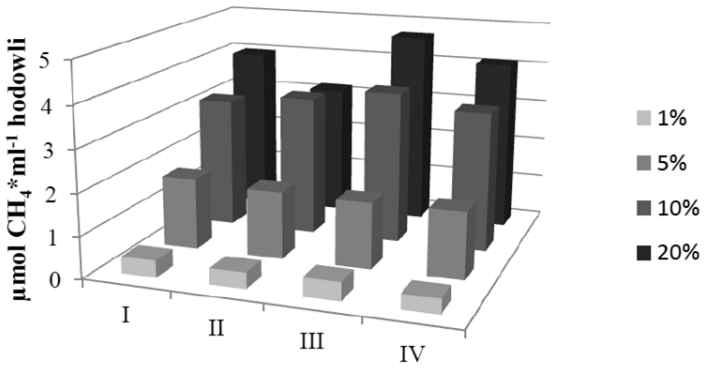
Analiza porównawcza stopnia podobieństwa sekwencji genu *mmo*X konsorcjum zasiedlającego listki fragmentu górnego gametofitu *S. fallax* M3 wskazała na 93% stopień podobieństwa tego genu do analogicznego genu niehodowalnych bakterii WIM-MMOX-52 występujących na torfowiskach półkuli północnej (AY309201, Schultz i wsp., 2004). Gen *mmo*X endofitów metanotroficznych bytujących w *S. fallax* wykazał 87% identyczność wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus acidophilus* (DQ076756) oraz *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534), a także 84% podobieństwo wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylocella palustris* (AJ458535). Fragment genu *mmo*X populacji metanotrofów zasiedlających listki części górnej gametofitu *S. magellanicum* M4 charakteryzował 84% stopień identyczności wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylocystis heyeri* (AM283545).

Listki fragmentu dolnego gametofitu *S. flexuosum* M1 zasiedlone są przez bakterie metanotroficzne, których gen *mmo*X wykazuje największe podobieństwo sekwencji (89%) wobec analogicznego genu *Methylosinus trichosporium* (AJ458531), *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534), *Methylosinus acidophilus* (DQ076756). Gen *mmo*X metanotrofów bytujących w listkach części dolnej gametofitu *S. magellanicum* M2 charakteryzował się 87% stopniem podobieństwa do sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus acidophilus* (DQ076756), *Methylosinus trichosporium, Methylosinus sporium*. Populacja endofitów metanotroficznych, zasiedlających *S. fallax* M3 cechowała się 86% identycznością wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylosinus* sp. D15a (AJ458534), *Methylosinus trichosporium* (AJ458531), *Methylosinus acidophilus* (DQ076756). 84% identyczności sekwencji wykazał gen *mmo*X endofitów zasiedlających

część dolną listka gametofitów *S. magellanicum* M4 wobec sekwencji genu *mmo*X *Methylocystis heyeri* (AM283545).

3.5.3.10. Aktywność metanotroficzna endofitów roślinnych

Stwierdzono aktywność metanotroficzną we wszystkich badanych fragmentach roślin *Sphagnum* (ryc. 16). Zaznaczył się wpływ temperatury i stężenia metanu na aktywność metanotroficzną wyznaczoną w przedziale dostępnego substratu 1-20% CH_4 w badanych fragmentach roślin.



Ryc. 16. Aktywność metanotroficzna endosymbiontów metanotroficznych *Sphagnum* spp. występujących w stanowiskach (I-IV) – wartości uśrednione dla pór roku (wiosna, lato, jesień)

Wykazano, że optymalną temperaturą w przypadku stanowisk położonych w borze bagiennym były raczej temperatury 10 i 20°C (do 110 µmol CH_4 g^{-1} sm d^{-1}), podczas gdy na torfowisku przejściowym nieosłoniętym przez drzewa maksymalną aktywność metanotroficzną stwierdzono w temperaturze 30°C (100 µmol CH_4 g^{-1} sm d^{-1}). Podobnie jak w przypadku całych roślin, pojemność kompleksu endofitycznego *Shpagnum* spp. silnie wzrasta ze stężeniem metanu i występuje nawet przy stężeniu wynoszącym 20%, świadcząc o monooksygenazie metanowej tych endofitów, która wykazuje niskie powinowactwo do substratu metanowego.

Po przeprowadzeniu analizy danych uzyskanych w poszczególnych porach roku i wyliczeniu wartości średnich aktywnośći metanotroficznej endosymbiontów wykazano, że istnieje dodatnia, istotna zależność od dostępności substratu metanowego we wszystkich badanych stanowiskach *Sphagnum* spp. Szczególnie wysoką zdolność do utleniania metanu (do 4,5 µmol CH_4 ml^{-1} hodowli d^{-1}) wykazywały symbionty *Sphagnum* spp. zlokalizowane w torfowisku przejściowym (spleja wokół jeziora Moszne), co może świadczyć o dużej pojemności badanego biofiltru roślinnego.

Wykazano, że efektywność procesu utleniania metanu przez różne układy endofityczne S*phagnum* spp. – metanotrofy – zależy od temperatury (10-30°C) i stężenia metanu (1-20%). Najwyższą aktywność metanotroficzną endofitów (251,618 ±2,88 µM CH_4 dzień$^{-1}$ g sm^{-1})

bytujących w *S. flexuosum* M1 notowano w temperaturze 30°C przy dostępności 10% CH_4. Optymalne warunki oksydacji CH_4 przez endofity metanotroficzne *S. magellanicum* M2 to temperatura 30°C oraz 5% CH_4, w których aktywność metanotroficzna wynosi 10,70 ±0,15 µM CH_4 dzień$^{-1}$ g SM^{-1}. Maksymalną konsumpcję metanu przez endofity *S. fallax* M3 wynoszącą 13,479 ±0,93 µM CH_4 dzień$^{-1}$ g SM^{-}, notowano w temperaturze 30°C i 10% stężeniu CH_4. Wykazano (tab. 3) istotną zależność aktywności metanotroficznej od temperatury (UMW, test U Manna-Whitneya, p = 0,000009) oraz odnotowano statystycznie istotny wpływ stężenia CH_4 w hodowli prowadzonej *in vitro* (UMW, p = 0,0006).

Tab. 3. Współczynnik korelacji pomiędzy parametrami fizykochemicznymi podłoża a emisją metanu z gleby torfowej z udziałem roślin i po ich usunięciu (porządek rang Spearmana, istotne przy p < 0,05)

	CH4 [g m-2 h-1] bez roślin	CH4 [g m-2 h-1] z roślinami
Eh [mV]	0,59	0,40
pH	0,37	0,38
EC [mS/cm]	-0,39	-0,49
temp. gleby	0,52	0,58
temp. powietrza	0,36	0,31
poziom wody	0,55	0,65
TC [%]	-0,32	-0,40
N-NO2 [mg/l]	-0,15	-0,16
N-NO3 [mg/l]	0,26	0,33
N-NH4 [mg/l]	-0,14	-0,04
P-PO4 [mg/l]	-0,05	0,10
Fe [mg/l]	-0,27	-0,45
Cu [mg/l]	-0,03	-0,24
Mn [mg/l]	-0,51	-0,54
K [mg/l]	-0,03	-0,12
Ca [mg/l]	-0,22	-0,12
Ww [g/100g]	-0,09	-0,09
IC [%]	0,39	0,43
TOC [%]	-0,32	-0,40
N-NH4 [mg/g]	-0,58	-0,51
P-PO4 [mg/g]	0,24	0,08
pH(r-r)	0,58	0,60
N-NO2(r-r) [mg/l]	-0,37	-0,35
N-NO3(r-r) [mg/l]	-0,01	0,15
N-NH4(r-r) [mg/l]	-0,71	-0,68
P-PO4(r-r) [mg/l]	-0,73	-0,72
Fe(r-r) [mg/l]	-0,74	-0,72
Cu(r-r) [mg/l]	-0,24	-0,34
Mn(r-r) [mg/l]	0,05	0,18
K(r-r) [mg/l]	-0,20	-0,06
Ca(r-r) [mg/l]	0,14	0,14

3.5.3.11. Podsumowanie

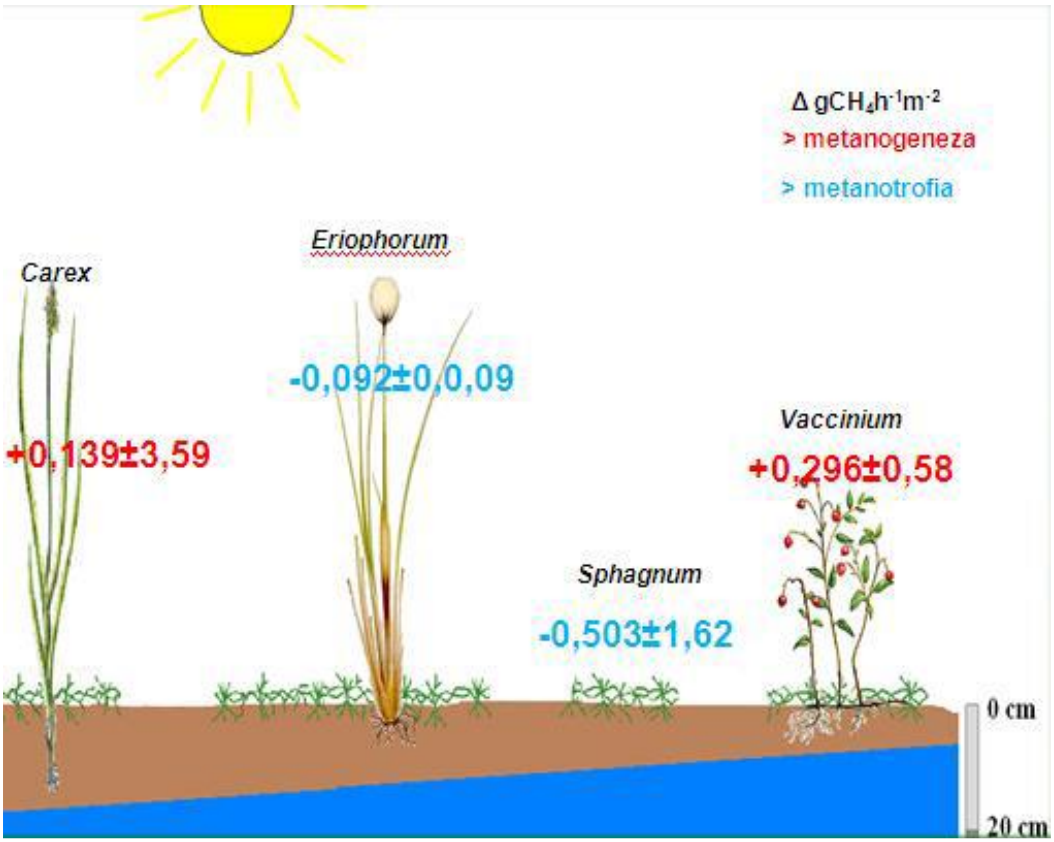
W przypadku badanych gatunków rodzajów torfowca zarejestrowano ubytek metanu, spowodowany jego biologicznym utlenianiem przez endofity metanotroficzne bytujące w torfowcach. W procesie oksydacji metanu kluczowym enzymem jest monooksygenaza metanowa, przeprowadzająca reakcję wg schematu:

$$\mathbf{CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + 780\ kJ\ mol^{-1} + biomasa}$$

Podczas inkubacji roślin torfowców w warunkach laboratoryjnych nie obserwowano wyczerpania się niezbędnego substratu – tlenu, jak też kumulowania ostatecznego produktu utlenienia metanu – ditlenku węgla. Przyczyną tego jest proces fotosyntezy przeprowadzany przez *Sphagnum* sp., w którym systematycznie zostaje wykorzystany ditlenek węgla oraz produkowany jest tlen, będący następnie substratem w reakcji utleniania metanu. Ostatecznie dwa najważniejsze gazy cieplarniane zostają unieczynnione w badanym „bioreaktorze", w którym reakcje mogą zachodzić w sposób ciągły, bez dostarczania substratów i odprowadzania produktów reakcji, o ile dostępne jest źródło węgla i energii w postaci metanu.

Emisja metanu z badanych terenów torfowiskowych [Goraj i in. 2013] wskazuje na zwiększoną emisję netto metanu do atmosfery ze stanowisk, w których dominowała roślinność: *Vaccinium* sp. (borówka), *Carex* sp. (turzyca). Wielkość emisji z tych stanowisk była większa odpowiednio o 26 i 2% w stosunku do emisji z powierzchni, z której usunięto roślinność. Przeciwną tendencję odnotowano na stanowiskach z dominacją *Sphagnum* sp. i *Eriophorum* sp. (wełnianka), gdzie zarejestrowano spadek wartości emisji netto metanu, która była mniejsza odpowiednio o 25 i 10% niż emisja z powierzchni gleby torfowej bez roślinności (ryc. 17).

Zaobserwowano wpływ pory roku na wielkość emisji metanu z torfowisk (tab. 4). W okresie wiosennym stwierdzono intensyfikację procesu utleniania metanu na wszystkich badanych stanowiskach (z wyjątkiem *Carex* spp.), podczas gdy latem i jesienią zarejestrowano również wzrost intensywności metanogenezy i metanotrofii na tych samych stanowiskach. Na sezonowe zmiany udziału kompozycji roślinnej w ograniczaniu emisji metanu z torfowiska wpływało nie tylko obniżenie temperatury, ale również stan fizjologiczny roślin. W wyniku słabszej kondycji roślin, związanej z końcem okresu wegetacyjnego, mniej dogodne były warunki do funkcjonowania bakterii metanotroficznych, związanych z roślinami, co ograniczyło transport gazów przez rośliny [Goraj i in. 2013].



Ryc. 17. Emisja metanu (bilans pomiędzy aktywnością metanogeniczną i metantroficzną) z badanych zbiorowisk roślinnych z przewagą *Carex* spp., *Eriophorum* spp., *Sphagnum* spp., *Vaccinium* sp. wyznaczona w badanych stanowiskach gleb torfowych Poleskiego Parku Narodowego

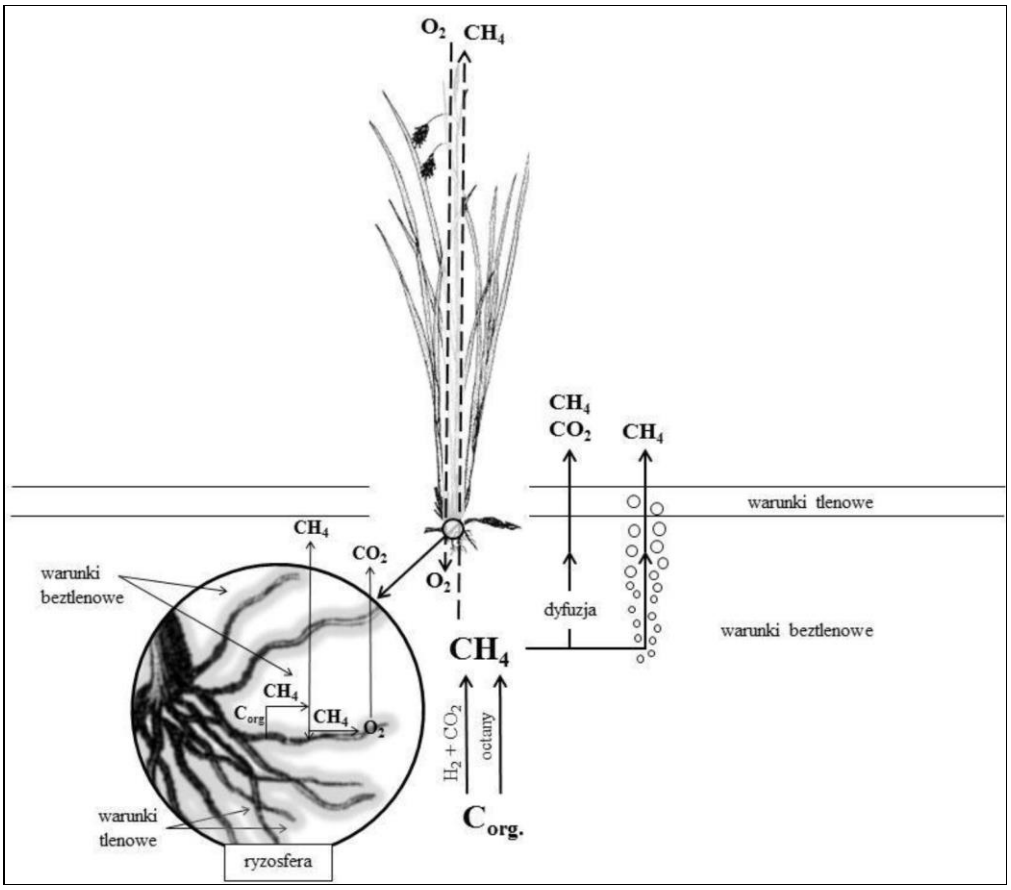
Tab. 4. Emisja metanu w różnych okresach wegetacyjnych z udziałem roślin *Carex* spp., *Eriophorum* spp., *Sphagnum* spp., *Vaccinium* spp. na badanych stanowiskach Poleskiego Parku Narodowego

¤	Emisja·metanu··[gCH₄m⁻²h⁻¹]¤											
roślinność	WIOSNA¤				LATO¤				JESIEŃ¤			
	Carex·sp.¤	Eriophorum·sp.¤	Vaccinium·sp.¤	Sphagnum·sp.¤	Carex·sp.¤	Eriophorum·sp.¤	Vaccinium·sp.¤	Sphagnum·sp.¤	Carex·sp.¤	Eriophorum·sp.¤	Vaccinium·sp.¤	Sphagnum·sp.¤
Obacna·¤	0.252¤	0.195¤	0.169¤	0.068¤	6.365¤	0.004¤	0.113¤	1.222¤	0.039¤	0.072¤	1.153¤	3.267¤
Nieobacna¤	0.231¤	0.210¤	0.225¤	0.531¤	5.644¤	0.139¤	0.215¤	1.226¤	0.642¤	0.014¤	0.699¤	3.303¤
ΔCH₄/h¤	+0.02¤	-0.02¤	-0.06¤	-0.46¤	+0.72¤	-0.14¤	-0.10¤	-0.004¤	-0.003¤	+0.08¤	+0.45¤	-0.04¤

Ochrona ekosystemów torfowiskowych jest uzasadniona i konieczna ze względu na stały wzrost stężenia gazów cieplarnianych, powodowany działalnością człowieka. Ogromną rolę odgrywają tu, jak się okazuje, nie tylko roślinność, ale też związane z nią mikroorganizmy. Jednym z istotnych czynników podkreślających rolę torfowisk w zmianach klimatu może być obecność specyficznych asocjacji intensyfikujących proces utleniania CH_4 do CO_2, a następnie wiązania ditlenku węgla w procesie fotosyntezy. Identyfikacja zależności pomiędzy roślinnością torfowisk a rozpoznaniem ogromnej bioróżnorodności bakterii metanotroficznych przyczynia się do poznania naturalnych możliwości tych cennych obszarów.

Wykazano, że torfowce i zasiedlające je endofityczne bakterie metanotroficzne, tworząc niezwykle wydajny kompleks endofit-roślina, mogą przyczyniać się do obniżenia emisji metanu z torfowisk oraz zalanych gleb i w ten sposób aktywnie uczestniczyć w osłabieniu efektu szklarniowego. Emisja metanu z torfowisk, zwykle uważana za dużą składową w globalnym cyklu węgla, znacząco wpływa na tzw. efekt cieplarniany. Torfowiska zawierają bowiem około jedną trzecią globalnych zasobów węgla organicznego na świecie [Gorhman 1991; Yawitt 1997; Solomon i in. 2007], co odpowiada ponad połowie węgla znajdującego się w atmosferze. Metan emitowany w wyniku anaerobowego rozkładu materii organicznej na terenach podmokłych stanowi około 25% całkowitej emisji tego gazu do atmosfery [IPCC 2007]. Wśród terenów podmokłych znajdują się obszary bardzo zróżnicowane i charakteryzujące się wysoką zmiennością emisji zarówno CH_4, jak i CO_2. Wykazano, że obecność w środowiskach bakterii metanotroficznych ogranicza w sposób istotny (nawet do 90%) ilość metanu przedostającego się do atmosfery. Ponieważ w Polsce tereny podmokłe stanowią około 1,5 mln ha, są to środowiska bardzo zróżnicowane: od jezior do podmokłych łąk, mokradeł, bagien, torfowisk, wilgotnych lasów, stref zalewowych i wybrzeży. Naturalne i przeobrażone torfowiska w Polsce zajmują ponad 4 mln ha, co stanowi 4% powierzchni naszego kraju. Pełnią one szczególnie istotną rolę w obiegu węgla i azotu. Odkładana materia organiczna w postaci złóż torfu i innych osadów organicznych „wyłącza" z obiegu ogromne ilości tych biopierwiastków. Jak wykazały badania, bardzo ważną rolę w obiegu węgla pełnią bakterie metanotroficzne, żyjące w *Sphagnum* spp. i innych gatunkach tworzących kompozycję roślin terenów podmokłych. Część produkowanego metanu przez bakterie metanogeniczne, z bogatego w węgiel organiczny złoża torfu, jest utleniana do ditlenku węgla przez metanotrofy znajdujące się w aerobowej strefie gleb oraz, co jest nowością pracy, stanowią endofityczną mikroflorę roślin. Wydzielany ditlenek węgla jest następnie wiązany przez rośliny – torfowce – w procesie fotosyntezy. Torfowce obumierając tworzą torf, który jest odkładany i staje się pulą węgla organicznego. W ten sposób dwa gazy cieplarniane, tj. metan i ditlenek węgla, są

akumulowane w torfowiskach. Okazało się, że w ogólnym bilansie na „żywych" torfowiskach procesy wiązania gazów przeważają nad procesami ich uwalniania, co wyraża się średnim rocznym przyrostem biomasy torfowców wynoszącym 1 cm, przy czym warstwa odkładającego się torfu przyrasta z szybkością około 1 mm na rok (ryc. 18).



Ryc. 18. Schemat tworzenia i transportu metanu w układzie 'gleba-roślina-atmosfera' [modyfikacja własna za: Kiene 1991; Le Mer, Roger 2001]

Rozpoznanie aktywności metanotroficznej symbiontów oraz ich identyfikacja mają również aspekt praktyczny. Zdolność endofitów *Sphagnum* sp. do utleniania metanu otwiera nowe horyzonty badań oraz nowe spojrzenie na torfowiska, jako obszary o bardzo dużym potencjale metabolicznym. W środowisku torfowiska mogą pełnić funkcje „filtrów" powietrza bogatego w metan i ditlenek węgla, mogą być również wykorzystywane przy projektowaniu systemów oczyszczania wód pościekowych. Torfowiska mogą być źródłem ogromnej wiedzy dotyczącej ich przeszłości i otaczających je terenów. Przeprowadzone badania umożliwiły lepsze zrozumienie roli obszarów podmokłych w kształtowaniu klimatu. Dodatkowym odkryciem jest fakt, iż obszary torfowiskowe są nie tylko źródłem wydzielanego metanu, lecz

dzięki odpowiedniej kompozycji roślin mogą być rozpatrywane jako efektywne filtry metanu, co może mieć istotny wpływ na globalne ocieplenie klimatu.

Zaprezentowane wyniki wskazują na rolę aktywności metanotroficznej symbiontów różnych gatunków *Sphagnum* sp. oraz roślin towarzyszących w zbiorowiskach terenów podmokłych jak: *Oxycoccus* spp. czy *Eriophorum* spp. Wykazano w roślinności torfowiskowej obecność jako symbiontów bakterii metanotroficznych (MOB), które są unikalną grupą bakterii metylotroficznych, należącą do bakterii Gram-ujemnych i wykorzystujących metan jako jedyne źródło węgla i energii, najczęściej w obecności tlenu cząsteczkowego.

Uzyskane wyniki pozwoliły na stwierdzenie, że skład symbiotycznej flory metanotroficznej jest zróżnicowany. Obok bakterii metanotroficznych występowały licznie mikroorganizmy niemetanotroficzne, co jest potwierdzeniem hipotezy przedstawionej przez Hoefmana i in. [2010] o występowaniu w naturalnych warunkach obok społeczności mikroorganizmów metanotroficznych towarzyszących bakterii niemetanotroficznych.

Poznanie procesów oksydacji metanu na torfowiskach PPN oraz określenie udziału zbiorowisk roślinnych dostarczyło cennych informacji na temat roli roślinności bagiennej w transformacji strumienia dwóch ważnych gazów cieplarnianych: metanu i ditlenku węgla [Stępniewska, Kuźniar 2013].

Odkrycie zjawiska utleniania metanu przez endofityczne mikroorganizmy i przeanalizowanie go na przykładzie opisanych siedlisk pozwala stwierdzić, iż torfowiska mogą wykazywać dużą zmienność w proporcjach emitowanych gazów zależną od kompozycji roślinności, a także bioróżnorodności mikroorganizmów, przejawiających aktywność metanotroficzną jako symbionty *Sphagnum* spp. i roślin towarzyszących zbiorowiskom torfowców w obszarze Poleskiego Parku Narodowego.

Piśmiennictwo

1. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J. 2006. Późnoplejstoceńska i holoceńska ewolucja torfowiska Durne Bagno (Polesie Lubelskie). Przegląd Geologiczny, vol. 54, nr 1, 68-73.
2. Braun-Blanquet J. 1951. Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien, pp. 631.
3. Gliński J., Stępniewska Z., Turski R., Bennicelli R., Wolińska A., Szafranek A., Charytoniuk P. 2002. Wybrane metody badań gleboznawczych. EKO KUL, Lublin.
4. Goraj W., Kuźniar A., Urban D., Pietrzykowska K., Stępniewska Z. 2013. Influence of plant composition on methane emission from Moszne peatland. Journal of Ecological Engineering, 14 (1), 53-57.

5. Gorham E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. Ecol. Appl. 1, 182-195.
6. Hoefman S., Boon N., de Vos P., Heylen K. 2010. “Portecting the fragile”: Presevation of methanotrophic bacteria. Cryobiology, 61, 362-408.
7. IPCC Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
8. Kijne J.W., Smit G., Swart S., Lugtenberg B.J.J. 1992. Molecular mechanisms of attachment of Rhizobium bacteria to plant roots. Molecular Microbiology, 6, 2897-2903.
9. Le Mer J., Roger P. 2001. Production, oxidation, emission and methane consumption of methane by soil: A rewiev. Eur. J. Soil Biol., 37, 25-50.
10. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 536 ss.
11. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Akademy of Sciences, Kraków, 442 ss.
12. Murrell J.C., McDonald I.R., Bourne D.G. 1998. Molecular methods for the study of methanotroph ecology. FEMS Microbiol. Ecol. 27, 103-114.
13. Radwan S. 2003. Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego. Acta Agrophysica 91, 1-96.
14. Smith K.S., Costello A.M., Lidstrom M.E. 1997. Methane and Trichloroethylene Oxidation by an Estuarine Methanotroph, Methylobacter sp. Strain BB5.1. Applied and Environmental Microbiology, 63, 4617-4620.
15. Solomon S., Qin D., Manning M. 2007 IPCC Fourth Assessment Report – Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, New York.
16. Stępniewska Z., Goraj W., Kuźniar A. 2014. Przemiany metanu w środowiskach torfowych. Leśne Prace Badawcze, vol.75 (1), 101-110.
17. Stępniewska Z., Kuźniar A. 2013. Endophytic microorganisms–promising applications in bioremediation of greenhouse gases Applied Microbiology and Biotechnology, Vol. 97, 22, 9589-9596.

18. Stępniewska Z., Borkowska A.,Kotowska U. 2006. Phosphorus release from peat soils under flooded conditions of the Łęczyńsko-Włodawskie Lake Distric. Inter. Agrophysics, 20, 237-243.
19. Stępniewska Z., Ostrowska A. 2004. Methane emission from peat soils of the Łęczyńsko-Włodawskie Lake distric under flooded conditions. Acta Agrophysics 111, vol. 4 (2), 565-571.
20. Stępniewska Z., Stępniewski W., Bennicelli R.P., Ostrowska A., Kotowska U. 2004. Gas emission from wetlands, in Soil-Plant-Atmosphere aeration and environmental Problems, 30-36.
21. Stępniewski W. 1979. The usefulness of the tip-point microelectrode in the measurement of ODR in soil. Roczniki Gleboznawcze, XXX, 3, 15-23.
22. Szafranek-Nakonieczna A., Bennicelli R.P. 2010. Ability of peat soil to oxidize methane and effect of temperature and and Layer Deposition. Pol. J. of Environ. Stud. 19 (4), 805-810.
23. Szafranek-Nakonieczna A., Stępniewska Z. 2011. Metanogeny – Charakterystyka, funkcje i wymagania środowiskowe. Na pograniczu chemii i biologii. Wyd. Nauk. Uniwersytetu Adama Mickiewicza w Poznaniu, XXVI, 317-357.
24. Yavitt J.B., Williams C.J., Wieder R.K., 1997: Production of methane and carbon dioxide in peatland ecosystems across North America: Effects of temperature, aeration and organic chemistry of peat. Geomicrobiol. J. 14: 299-316.
25. Yun J., Yu Z., Li K., Zhang H. 2012. Diversity, abundance and vertical distribution of methane-oxidizing bacteria (methanotrophs) in the sediments of the Xianghai wetland, Songnen Plain, northeast China. J Soils Sediments, doi 10.1007/s11368-012-0610-1.
26. Zwolinski M.D., Miller B.M., Holtan M.D., Schultz L.C., Campbell T.M., Nold S.C. 2005. Enrichment Cultures Reveal Type II Methane-Oxidizing Bacteria Inhabiting Northern Peatlands. Unpublished.

4. FLORA POLESIA LUBELSKIEGO

Danuta Urban, Andrzej Różycki, Hanna Wójciak

4.1. Rośliny naczyniowe

4.1.1. Wstęp

Flora roślin naczyniowych, a także mszaków Polesia Lubelskiego charakteryzuje się dużym bogactwem gatunkowym. Wpływa na to obecność ekosystemów wodnych, torfowiskowych, łąkowych, ubogich muraw i wrzosowisk, leśnych i zaroślowych oraz synantropijnych. Na Polesiu Lubelskim stwierdzono występowanie 1305 gatunków roślin naczyniowych i ok. 200 gatunków mszaków [Fijałkowski i in. 2002], a bogactwo florystyczne tego regionu, zdaniem Fiałkowskiego i in. [2008], jest związane także z obecnością wielu gatunków borealnych, pontyjskich i atlantyckich. Bogactwo gatunkowe flory Lubelszczyzny wykazuje duże zróżnicowanie w poszczególnych regionach geobotanicznych. Najwięcej gatunków roślin naczyniowych odnotowano na Wyżynie Lubelskiej (1504 gat.), mniej na Roztoczu (1341 gat.) i Polesiu Lubelskim (1305 gat.) [Fijałkowski i in. 2008]. Zdaniem Fijałkowskiego i in. [2002], flora roślin naczyniowych Polesia w części ukraińskiej jest bogatsza i zawiera ich około 2000 gatunków. Znaczna część flory Polesia Lubelskiego, a zwłaszcza gatunki rzadkie (325 gat.), to gatunki reliktowe [Fijałkowski i in. 2008].

4.1.2. Wykorzystane materiały

Analizę flory roślin naczyniowych Polesia Lubelskiego przeprowadzono w oparciu o analizę danych literaturowych oraz badań własnych (materiały niepublikowane). Nomenklaturę roślin naczyniowych podano za Mirkiem i in. [2002].

Po drugiej wojnie światowej badania dotyczące flory Polesia Lubelskiego prowadzili przede wszystkim Fijałkowski [1954, 1958a, b, c, d, 1959a, b, c, d, 1960b, 1962, 1963a, b, c, 1964, 1966, 1969, 1972, 1973, 1975, 1977, 1988, 1994, 2007], a także Fijałkowski i współpracownicy [Fijałkowski, Adamczyk 1981; Fijałkowski, Izdebski 1996, 2002; Fijałkowski i in. 1987, 2000, 2002; Fijałkowski, Karczmarz 2000; Fijałkowski, Pękala 1972; Fijałkowski, Sawa 1985, 2002; Fijałkowski, Topolska 1982; Fijałkowski, Wawer 1984].

W ostatnich 25 latach badania na tym terenie wykonywali także: Buczek [2004, 2008], Kamiński [2010], Łuczycka-Popiel i in. [1998], Mosek, Miazga [1999], Pogorzelec [2008, 2009], Różycki [2001, 2002, 2006], Różycki i Grądziel [2006], Różycki, Sugier [2010], Serafin i in. [2018], Sołtys, Różycki [1996], Sugier, Różycki [2010a, b], Sugier i in. [2011], Urban

[1995, 2000, 2005, 2008, 2013], Urban i in. [2006, 2013-2014, 2020], Urban, Łuczycka-Popiel [1998], Urban, Wójciak [1999, 2002, 2003, 2004a, b, 2006, 2012, 2013, 2014], Wawer, Urban [1995, 1999], Wawer i in. [2002], Wójciak, Urban [2011].

W wielu opracowaniach dotyczących interesujących obiektów przyrodniczych zawarto także informacje o stanowiskach rzadkich gatunków roślin naczyniowych [np. Buczek, Urban 2004, 2008; Fijałkowski 1960a, 1965, 1975; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1983; Fijałkowski, Urban 1997; Fijałkowski i in. 1997, 1984, 1988, 1993a, b, c, 1994; Fijałkowski, Kozak 1970; Fijałkowski, Pietras 1990; Grzywna, Urban 2008; Jargiełło 1976; Lorens, Sugier 1999, 2000, 2002, 2004; Łuczycka i in. 1997; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a, b; Miazga, Mosek 1999a, b; Sugier, Popiołek 1995, 1998, 1999; Urban 2007; Urban i in. 2006, 2007; Wawer 1999].

Florę Poleskiego Parku Narodowego omówiono w monografiach „Poleski Park Narodowy" [Radwan red. 2002] i „Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego" [Fijałkowski 2007], „Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość" [red. Chmielewski, Szymański, Weigle], a także w wielu innych opracowaniach [np. Pogorzelec 2009; Różycki 2002, 2006; Różycki Grądziel 2006; Różycki, Sugier 2010; Sołtys, Różycki 1996]. Florę Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie" scharakteryzowała Urban [2000, 2005].

4.1.3. Retrospekcja

Część zagrożonych, rzadkich i chronionych gatunków roślin naczyniowych występujących na terenie Polesia Lubelskiego wykazuje wyraźną tendencję spadkową, wiele gatunków to populacje stabilne z niewielkimi wahaniami liczebności lub wahaniami okresowymi związanymi z biologią poszczególnych gatunków (np. lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, storczyk samczy *Orchis morio*). Gatunki o wyraźnej tendencji spadku liczebności na znanych stanowiskach to przede wszystkim wierzba lapońska i borówkolistna *Salix lapponum* i *Salix myrtilloides* (populacja starzeje się i brak w niej osobników męskich, co prowadzi do wykrzyżowywania się czystego gatunku), gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* subsp. *bicolor*, rosiczka długolistna i pośrednia *Drosera anglica* i *D. intermedia*. Tendencje spadkowe daje się także zauważyć w przypadku np. goryczuszek: błotnej i gorzkawej *Gentianella uliginosa* i *G. amarella* (stanowiska w Poleskim Parku Narodowym), buławnika czerwonego *Cephalanthera rubra*, kukułki krwistej żółtawej *Dactylorhiza incarnata* ssp. *ochroleuca*, choć prawdopodobnie w przypadku tych gatunków mogą to być fluktuacje związane z ich biologią. W wyniku działalności gospodarczej (melioracje, eutrofizacja siedlisk) nastąpiły zmiany zasobności wielu gatunków roślin związanych

z ekosystemami torfowiskowymi i łąkowymi, jak np. trzęślica modra *Molinia caerulea*, knieć błotna *Caltha palustris* i rdest wężownik *Polygonum bistorta*, w tym gatunków rzadkich i objętych ochroną prawną, jak: brzoza niska *Betula humilis*, kłoć wiechowata *Cladium mariscus*, bagno zwyczajne *Ledum palustre* i bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata.*

Do cennych gatunków roślin występujących na Polesiu Lubelskim należy aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa.* Z terenu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, wchodzącego w skład Polesia Lubelskiego, znana była w latach 50. ubiegłego wieku z co najmniej 45 stanowisk [Fijałkowski 1958, 1959]. Według Kamińskiego [2010], na początku XXI wieku było tu tylko kilka stanowisk naturalnych (w jeziorach Moszne, Długie i Sumin), a także 5 stanowisk restytuowanych (w jeziorach Płotycze, Łukie, Perespa, Koseniec i Hańskie) oraz jedno stanowisko zastępcze, na które w latach 1992-1998 introdukowano aldrowandę (Jezioro Orchowe w Lasach Sobiborskich). Badania z ostatnich lat wykazały, iż aldrowanda występuje także i na innych stanowiskach naturalnych w jeziorach Mytycze [Łuczycka-Popiel, Urban 1997; Urban, Łuczycka-Popiel 1998] i Uściwierz [Mosek, Miazga 1999]. *Aldrovanda vesiculosa* należy do gatunków bardzo rzadko kwitnących i owocujących w naszych warunkach klimatycznych. W latach 2010-2013 odnotowano po raz pierwszy kwitnienie i owocowanie tego gatunku nie tylko na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (fot. 1), ale i na innym terenie Polski [Urban, Wójciak 2013].

Fot. 1. Owocująca aldrowanda pęcherzykowata w jeziorze Płotycze Sobiborskie
(fot. D. Urban)

W ostatnich latach odnaleziono nowe, do tej pory nieznane we wschodniej części Polski, stanowiska wielu gatunków roślin naczyniowych np. storczyk samczy *Orchis morio* [Urban, Wójciak 2012], wątlik błotny *Hammarbya paludosa* [Łuczycka-Popiel i in. 1997; Urban 2008, 2013], rzęsa turionowa *Lemna turionifera* [Urban, Wójciak 2006, 2012; Wójciak, Urban 2009], zimoziół północny *Linnaea borealis* [Urban 1995] i bażyna czarna *Empetrum nigrum* [Urban D. materiały niepublikowane].

Szczególnie cenna jest populacja storczyka samczego *Orchis morio*, występująca w dolinie Bugu i licząca kilkanaście tysięcy osobników [Urban, Wójciak 2012]. Z terenu Polesia Lubelskiego znane było wcześniej tylko jedno stanowisko wątlika błotnego *Hammarbya paludosa* (torfowisko przy Jeziorze Obradowskim) [Karczmarz, Sokołowski 1988]. Okazało się, że gatunek ten występuje również na torfowisku przejściowym przy jeziorze Mytycze [Łuczycka-Popiel i in. 1997] oraz bardzo licznie w rezerwacie „Trzy Jeziora" [Urban 2014]. Podobnie było w przypadku kolejnego gatunku storczyka, tj. lipiennika Loesela *Liparis loeselii*. Z Polesia Lubelskiego znane były stanowiska tego gatunku tylko w Poleskim Parku Narodowym. W ostatnich latach odnaleziono kolejne stanowiska *Liparis loeselii* na torfowiskach w Poleskim Parku Narodowym [Urban i in. 2020], a także na śródleśnych torfowiskach w Lasach Sobiborskich [Urban 2008]. Na jednym z torfowisk przejściowych stwierdzono obecność (jedyne stanowisko w Polsce wschodniej) niewielkiego płatu z dominującą bażyną czarną *Empetrum nigrum* (fot. 2) [Urban, materiały niepublikowane].

Fot. 1. *Empetrum nigrum* na torfowisku przejściowym

4.1.4. Aktualne zasoby i walory

Elementy geograficzne

Polesie Lubelskie jest obszarem o dużym nagromadzeniu torfowisk niskich, wysokich i przejściowych, stanowiącym najdalej na zachód wysuniętą część bardzo specyficznego w skali Europy regionu. Stąd też we florze tego obszaru obecne są gatunki należące do różnych elementów geograficznych. Występują tutaj gatunki borealne, środkowoeuropejskie, górskie, atlantyckie, pontyjskie, śródziemnomorskie i południowosyberyjskie [Fijałkowski 1963, 1972, 2007; Fijałkowski i in. 2002]. Udział gatunków z poszczególnych elementów geograficznych w wybranych regionach Polesia Lubelskiego przedstawia się następująco [Fijałkowski i in. 2008]:

- Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie (Równina Łęczyńsko-Włodawska) – łącznie 395 gat.
    - gatunki borealne – 150,
    - gatunki środkowoeuropejskie – 135,
    - gatunki górskie – 12,
    - gatunki atlantyckie – 25,
    - gatunki pontyjskie – 43,
    - gatunki śródziemnomorskie – 9,
    - gatunki południowosyberyjskie – 21,
- Wyniosłość Parczewsko-Włodawska (łącznie 345 gat.)
    - gatunki borealne – 111,
    - gatunki środkowoeuropejskie – 140,
    - gatunki górskie – 17,
    - gatunki atlantyckie – 9,
    - gatunki pontyjskie – 42,
    - gatunki śródziemnomorskie – 6,
    - gatunki południowosyberyjskie – 20,
- Zaklęsłość Łomaska – łącznie 320 gat.
    - gatunki borealne – 107,
    - gatunki środkowoeuropejskie – 131,
    - gatunki górskie – 13,
    - gatunki atlantyckie – 8,
    - gatunki pontyjskie – 40,
    - gatunki śródziemnomorskie – 3,
    - gatunki południowosyberyjskie – 18,
- Obniżenie Dubienki – łącznie 375 gat.
    - gatunki borealne – 95,
    - gatunki środkowoeuropejskie – 149,
    - gatunki górskie – 13,
    - gatunki atlantyckie – 6,
    - gatunki pontyjskie – 68,
    - gatunki śródziemnomorskie – 12,
    - gatunki południowosyberyjskie – 32.

Na Polesiu Lubelskim najliczniej reprezentowana jest grupa roślinności borealnej, a największa liczba stanowisk znajduje się w obrębie Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej [Fijałkowski, Lorens 1998]. Zdaniem Fijałkowskiego i in. [2008], występuje tu 150 gatunków borealnych. Najwięcej gatunków z tej grupy spotyka się w zbiorowiskach leśnych z klas *Querco-Fagetea* i *Vaccinio-Piceetea* oraz łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea,* a znacznie mniej w zbiorowiskach torfowiskowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i szuwarowych z klasy *Phragmitetea.* W innych zbiorowiskach występują nielicznie [Fijałkowski, Lorens 1998]. Na podtopionych torfowiskach przejściowych i wysokich rosną np. wierzba lapońska i borówkolistna *Salix lapponum, S. myrtilloides,* przygiełka biała *Rhynchospora alba,* bagno zwyczajne *Ledum palustre,* bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris,* mięsożerne rosiczki – długolistna i okrągłolistna *Drosera anglica* i *D. rotundifolia,* wełnianki – delikatna, wąskolistna i pochwowata *Eriophorum gracile, E. angustifolium* i *E. vaginatum,* turzyce: strunowa i bagienna *Carex chordorrhiza* i *C. limosa,* a także modrzewnica pospolita *Andromeda polifolia*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris* i trzcinnik prosty *Calamagrostis stricta*. Z torfowiskami niskimi związane są: brzoza niska *Betula humilis*, wierzba czarniawa *Salix myrsynifolia,* goździk pyszny *Dianthus superbus*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, wielosił błękitny *Polemonium caeruleum*, gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum*, ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum*, nerecznica szerokolistna *Dryopteris dilatata*, przęstka błotna *Hippuris vulgaris*, krwawiec kichawiec *Achillea ptarmica*. Na niskich torfowiskach węglanowych występują: turzyca Buxbauma *Carex buxbaumii* i skrzyp pstry *Equisetum variegatum*. Środowisko wodne reprezentują – jeżogłówka najmniejsza *Sparganium minimum* i grzybienie północne *Nymphaea candida.* W zbiorowiskach leśnych rosną: brzoza omszona *Betula pubescens,* świerk pospolity *Picaea abies,* borówki: czarna, brusznica i bagienna *Vaccinium myrtillus, V. vitis-idaea* i *V. uliginosum*, wietlica samcza *Athyrium filix-femina,* a z gatunków rzadkich zimoziół północny *Linnaea borealis,* pomocnik baldaszkowy *Chimaphila umbellata,* widlicz spłaszczony *Diphasiastrum complanatum.* Na piaszczystych przydrożach, a także na ubogich piaskach w suchych i świeżych borach występuje w postaci dużych płatów mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi.* Rosną tu także lepnice litewska i tatarska *Silene lithuanica* i *S. tatarica*, śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa*, skrzyp zimowy *Equisetum hyemale* i rzadko ukwap dwupienny *Antennaria dioica*.

Element środkowoeuropejski na Polesiu Lubelskim reprezentowany jest najliczniej przez gatunki leśne, kserotermiczne i łąkowe (ok. 135 gatunków). Z grupy gatunków leśnych często występują: olsza czarna *Alnus glutinosa,* jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, dąb

szypułkowy *Quercus robur*, wiąz górski *Ulmus glabra*, lipa drobnolistna *Tilia cordata*, grab pospolity *Carpinus betulus*, klon pospolity *Acer platanoides*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, zawilec gajowy *Anemone nemorosa*, przytulia wonna *Galium odoratum* i gajowiec żółty *Galeobdolon luteum.* W olsach i łęgach spotykane są: zawilec żółty *Anemone ranunculoides*, rutewka orlikolistna *Thalictrum aquilegiifolium*, turzyce: rzadkokłosa i drżączkowata *Carex remota* i *C. brizoides*, łuskiewnik różowy *Lathraea squamaria*, bniec czerwony *Melandrium rubrum* oraz storczyki buławnik czerwony *Cephalanthera rubra*, podkolan zielonawy *Platanthera chlorantha*, listera jajowata *Listera ovata*, a w lasach grądowych – niewielkie płaty kokorycz pusta *Corydalis cava*. W zbiorowiskach borów rosną: orlik pospolity *Aquilegia vulgaris*, naparstnica zwyczajna *Digitalis grandiflora*, pajęcznica gałęzista *Anthericum ramosum*, turówka leśna *Hierochloë australis* i bluszcz pospolity *Hedera helix*. Z gatunków rzadkich na torfowiskach i na łąkach rosną: lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, tarczyca oszczepowata *Scutellaria hastifolia* i lepiężnik różowy *Petasites hybridus*. W małych zbiornikach wodnych oraz na torfowiskach występuje pływacz drobny *Utricularia minor*. W uprawach zbóż i roślin okopowych, na podłożu bogatym w wapń, można także odnaleźć przedstawicieli elementu środkowoeuropejskiego, takich jak: pszeniec różowy *Melampyrum arvense*, nawrot polny *Lithospermum arvense*, ostróżeczka polna *Consolida regalis* i dymnica drobnokwiatowa *Fumaria vaillanti*.

Element górski reprezentowany jest na terenie Polesia Lubelskiego przez kilkanaście gatunków (głównie gatunki leśne i torfowiskowe). Z grupy gatunków rzadkich na uwagę zasługują występujące w lasach grądowych lub borach mieszanych wroniec widlasty *Huperzia selago*, tojad dzióbaty *Aconitum variegatum* i obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*. Na niskich torfowiskach węglanowych rosną zerwa kulista *Phyteuma orbiculare* i kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*.

Rośliny atlantyckie na Polesiu Lubelskim reprezentowane są dość licznie, a na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej przez 25 gatunków [Fijałkowski i in. 2008]. Przedstawicielami reliktowej flory atlantyckiej są mięsożerne aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa* i rosiczka pośrednia *Drosera intermedia.* Na niskich torfowiskach węglanowych rosną: kłoć wiechowata *Cladium mariscus* i turzyca Davalla *Carex davalliana*. W jeziorach występują np. nadwodnik okółkowy *Elatine alsinastrum* i wywłócznik skrętoległy *Myriophyllum alternifolium*. Z mokrymi, piaszczystymi glebami związane są widłaczek torfowy *Lycopodiella inundata*, wąkrota zwyczajna *Hydrocotyle vulgaris*, sitniczka szczecinowata *Isolepis setacea* i sit sztywny *Juncus squarrosus*. Na piaszczystych suchych siedliskach rosną: szczotlicha siwa *Corynephorus canescens*, sporek wiosenny *Spergula morisonii*, chroszcz nagołodygowy *Teesdalea nudicaulis*,

goździeniec okółkowy *Illecebrum verticillatum*, lenek stoziarn *Radiola linoides*, a także żarnowiec miotlasty *Sarothamnus scoparius*.

Flora pontyjska (stepowa) na Polesiu Lubelskim reprezentowana jest przez nieliczne gatunki [Fijałkowski 1972, 2007; Fijałkowski i in. 1998; Fijałkowski i in. 2008]. Najczęściej występują: gorysz siny i pagórkowy *Peucedanum cervaria, P. oreoselinum*, cieciorka pstra *Coronilla varia*, szczodrzeniec rozesłany *Chamaecystius ratisbonensis* i wiążówka błotna *Filipendula vulgaris*, a także stulicha psia *Descurainia sophia* i stulicz Loesela *Sisimbrium loeselii*. Rzadziej na siedliskach piaszczystych rosną np. goździk piaskowy *Dianthus arenarius*, łyszczec baldachogronowy *Gypsophila fastigiata*, chondrilla sztywna *Chondrilla juncea* i dziewanna fioletowa *Verbascum phoeniceum*. Bardzo rzadko spotykane są stanowiska storczyka samczego *Orchis morio* – fot. 3 (dolina Bugu) i zawilca wielkokwiatowego *Anemone sylvestris* (np. w Poleskim Parku Narodowym).

Znacznie rzadziej występują gatunki śródziemnomorskie, np. fiołek wonny *Viola odorata*, dzwonek jednostronny *Campanula rapunculoides*, przytulinka wonna *Cruciata glabra*. Spośród gatunków południowosyberyjskich najczęściej występują: chmiel zwyczajny *Humulus lupulus*, firletka poszarpana *Lychnis flos-cuculi* i jaskier ostry *Ranunculus acris*. Rzadko można spotkać storczyka kukawkę *Orchis militaris* (fot. 4) i dzwonka szczeciniastego *Campanula cervaria*.

Fot. 3. *Orchis morio* w dolinie Bugu
(fot. D. Urban)

Fot. 4. *Orchis militaris* w dolinie Bugu
(fot. D. Urban)

Gatunki rzadkie i objęte ochroną prawną

Dużą grupę gatunków roślin naczyniowych na terenie Polesia Lubelskiego stanowią gatunki zaliczone do rzadkich w skali regionu lub kraju. Wśród nich 103 podlega ochronie gatunkowej: 55 ochronie ścisłej i 48 ochronie częściowej (tab. 1). Poza tym występuje tu 80 gatunków rzadkich i zagrożonych w skali kraju lub regionu. Niektóre spośród gatunków objętych ochroną prawną lub rzadkich występują bardzo licznie lub wręcz masowo, np. grzybienie białe *Nymphaea alba*, kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*, widłak jałowcowaty i goździsty *Lycopodium annotinum* i *L. clavatum* (fot. 5). Inne, np. zimoziół północny *Linnaea borealis* (fot. 6), dzwonecznik wonny *Adenophora liliifolia*, wielosił błękitny *Polemonium coeruleum*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, goździk kosmaty *Dianthus armeria*, widlicz spłaszczony *Diphasistrum complanatum*, salwinia pywająca *Salvinia natans* i bażyna czarna *Empetrum nigrum*, mają pojedyncze lub nieliczne stanowiska.

Fot. 5. Widłak goździsty *Lycopodium clavatum* na skraju piaszczystej drogi w Lasach Sobiborskich (fot. D. Urban)

Fot. 6. *Linnaea borealis* – stanowisko w Nadleśnictwie Parczew (fot. D. Urban)

W ostatnich kilkudziesięciu latach na Polesiu Lubelskim nie odnaleziono stanowisk następujących gatunków: chamedafne północna *Chamedaphne calyculata*, sasanka otwarta *Pulsatilla patens*, turzyca torfowa *Carex heleonastes*, skalnica torfowiskowa *Saxifraga hirculus*, brzeżyca jednokwiatowa *Litorella uniflora* i poryblin jeziorny *Isöetes lacustris.*

Na liście podstawowej i lokalnej CORINE znajduje się kilka gatunków roślin mających stanowiska na Polesiu Lubelskim. Są: to brzoza niska *Betula humilis*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, goryczuszka błotna *Gentianella uliginosa*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, starzec błotny *Senecio congestus*, kotewka orzech wodny *Trapa natans*, dzwonecznik wonny *Adenophora liliifora*, aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa* i tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* subsp. *bicolor*.

Z załącznika II do Dyrektywy Siedliskowej NATURA 2000 na terenie Polesia Lubelskiego występują: aldowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa* (fot. 7), dzwonecznik wonny *Adenophora liliifora*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus* (fot. 8), starodub łąkowy *Ostericum palustre* (fot. 9) i lipiennik Loesela *Liparis loeselii* (fot. 10).

Fot. 7. *Aldrovanda vesiculosa* w jeziorze Płotycze (fot. D. Urban)

Fot. 8. *Cypripedium calceolus* (fot. D. Urban)

Fot. 9. Liść staroduba łąkowego *Ostericum palustre* (fot. D. Urban)

Fot. 10. Owocujący lipiennik Loesela *Liparis loeselii* na torfowisku Spławy w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)

Na szczególną uwagę zasługują również gatunki umieszczone w Polskiej Czerwonej Księdze Roślin [Kaźmierczakowa i in. 2014], a występujące na omawianym terenie, jak: podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum*, wierzba borówkolistna i lapońska *Salix myrtilloides* i *S. lapponum*, brzoza niska *Betula humilis*, grzybienie północne *Nymphaea candida*, aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa*, kotewka orzech wodny *Trapa natans*, dzwonecznik wonny *Adenophora liliifolia*, starodub łąkowy *Ostericum palustre*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* subsp. *bicolor*, czarcikęsik Kluka *Succisella inflexa*, turzyca Buxbauma i strunowa *Carex buxbaumii* i *C. chordorrhiza*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, kukułka krwista żółtawa *Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*, buławnik czerwony *Cephalanthera rubra*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, storczyk samczy *Orchis morio*, gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum*, żabieniec lancetowaty *Alisma lanceolatum*.

Z Polskiej czerwonej listy paprotników i roślin naczyniowych [Kaźmierczakowa 2016] występuje na terenie Polesia Lubelskiego 112 gatunków (tab. 1), większość to gatunki zaliczane do kategorii VU (taksony narażone) i NT (taksony bliskie zagrożenia). Do kategorii CR (taksony krytycznie zagrożone) należą: dzwonecznik wonny *Adenophora liliifolia*, aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa*, podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum*, goryczuszka błotna *Gentianella uliginosa*, jezierza mniejsza *Najas minor*, storczyk samczy *Orchis morio* i wierzba lapońska *Salix lapponum*, a do kategorii EN (taksony zagrożone): brzoza niska *Betula humilis*, turzyca Buxbauma *Carex buxbaumii*, kukułka krwista żółtawa *Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*, rosiczki długolistna i pośrednia *Drosera anglica* (fot. 11) i *D. intermedia*, goryczuszka gorzkawa *Gentianella amarella*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, widłaczek torfowy *Lycopodiella inundata*, wywłócznik skrętoległy *Myriophyllum alternifolium*, gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum* (fot. 12), tłustosz pospolity dwubarwny *Pingucula vulgaris* subsp. *bicolor*, wierzba borówkolistna *Salix myrtilloides*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus* i pływacz krótkoostrogowy *Utricularia ochroleuca*.

Tab. 1. Rośliny chronione i rzadkie Polesia Lubelskiego

Objaśnienia:
Częstość występowania gatunku: 1– pojedyncze stanowiska, 2 – bardzo rzadki, 3 – rzadki, 4 –częsty, 5 – bardzo częsty; Status gatunku: Ś – ochrona ścisła, Cz – ochrona częściowa [Rozporządzenie... 2014], RzR – gatunki rzadkie w regionie; PCzK – Polska Czerwona Księga Roślin [Kaźmierczakowa i in. 2014]; PCzL – Polska Czerwona lista paprotników i roślin kwiatowych [Kaźmierczakowa red. 2016], RL – Red list of vascular plants of the Lublin Region [Cwener i in. 2017]; Kategorie: CR – taksony krytycznie zagrożone, EN – taksony zagrożone, VU – taksony narażone, NT – taksony bliskie zagrożenia; LC – takson najmniejszej uwagi, niekwalifikujący się do żadnej z kategorii, zasługujący na zainteresowanie w zakresie ochrony; DD – takson, którego stopień zagrożenia nie może być określony z powodu braku wystarczających informacji

Lp.	Nazwa gatunku	Częstość występowania	Status gatunku	PCzK	PCzL	RL	Zagrożenie w Europie	Dyrektywa Siedliskowa nr Załącznika
1.	*Achillea ptarmica*	3	RzR					
2.	*Achillea salicifolia*	3	RzR					
3.	*Aconitum variegatum*	1	Cz					
4.	*Adenophora liliifolia*	1	Ś	CR	CR	CR	LC	II
5.	*Adonis aestivalis*	?	RzR		VU	NT		
6.	*Agrostemma githago*	2	RzR		NT	NT		
7.	*Ajuga pyramidalis*	1	RzR		VU	DD		
8.	*Aldrovanda vesiculosa*	1	Ś	CR	CR	VU	DD	II
9.	*Alisma lanceolatum*	1	RzR	VU	VU		LC	
10.	*Anagallis foemina*	1	RzR		NT	NT		
11.	*Anemone sylvestris*	1	Ś					
12.	*Antennaria dioica*	1	RzR		NT			
13.	*Andromeda polifolia*	4	Cz					
14.	*Anthericum ramosum*	3	RzR					
15.	*Aquilegia vulgaris*	2	Cz					
16.	*Arctostaphylos uva-ursi*	3	Ś		NT			
17.	*Armeria maritima* ssp. *elongata*	3	RzR					
18.	*Aruncus sylvestris*	2	Cz					
19.	*Astragalus arenarius*	1	RzR		NT	DD	NT	
20.	*Betula humilis*	3	ś	EN	EN	NT		
21.	*Betula obscura*	1	RzR					
22.	*Bolboschoenus maritimus*	2	RzR			EN		
23.	*Botrychium multifidum*	1	Ś	CR	CR	DD		
24.	*Calamagrostis stricta*	1	RzR		NT			
25.	*Callitriche verna*		RzR		DD			
26.	*Campanula bononiensis*	1	Ś		NT			
27.	*Carex buxbaumii*	2	Ś	EN	EN	EN		
28.	*Carex caespitosa*	3	RzR					
29.	*Carex chordorrhiza*	2	Ś	VU	VU	VU	LC	
30.	*Carex davalliana*	3	Ś		VU			
31.	*Carex diandra*	2	RzR		NT			
32.	*Carex dioica*	2	Cz		VU	EN		
33.	*Carex limosa*	2	RzR		NT		LC	
34.	*Carex umbrosa*	1	RzR		NT			
35.	*Carlina acaulis*	1	Cz			CR		
36.	*Centaurium erythraea* subsp. *erythraea*	4	Cz					
37.	*Cephalantera damasonium*	1	Ś		NT		LC	
38.	*Cephalanthera rubra*	1	Ś	VU	VU		LC	
39.	*Chimaphila umbellata*	2	Cz		NT			
40.	*Cladium mariscus*	1	Ś		NT	VU	LC	
41.	*Cnidium dubium*	2	RzR					

42.	*Corydalis solida*	1	RzR					
43.	*Cuscuta europaea*	3	RzR					
44.	*Cypripedium calceolus*	2	Ś		VU	NT	NT	
45.	*Dactylorhiza incarnata* subsp. *incarnata*	4	Cz		NT		LC	
46.	*Dactylorhiza incarnata* subsp. *ochroleuca*	1	Cz	EN	EN	EN	LC	
47.	*Dactylorhiza maculata*	2	Cz					
48.	*Dactylorhiza majalis*	2	Cz		NT		LC	
49.	*Daphne mezereum*	3	Cz					
50.	*Datura stramonium*	2	RzR					
51.	*Dentaria bulbifera*	1	RzR					
52.	*Dentaria glandulosa*	1	RzR					
53.	*Dianthus arenarius*	3	Cz		NT	VU		
54.	*Dianthus armeria*	1	Ś			DD		
55.	*Dianthus superbus*	3	S		VU	NT		
56.	*Digitalis grandiflora*	2	Cz					
57.	*Diphasiastrum complanatum*	1	Cz		VU			
58.	*Drosera anglica*	2	Ś		EN	EN		
59.	*Drosera intermedia*	2	Ś		EN	EN		
60.	*Drosera rotundifolia*	3	Ś		NT	NT	LC	
61.	*Drosera* x o*bovata*	2	Ś					
62.	*Dryopteris cristata*	3	RzR					
63.	*Dryopteris dilatata*	3	RzR					
64.	*Elatine alsinastrum*	1	RzR		EN	VU	NT	
65.	*Eleocharis quinguefolia*	1	RzR		VU	VU	LC	
66.	*Elymus hispidus*	1	RzR			EN		
67.	*Empetrum nigrum*	1	Cz					
68.	*Epipactis helleborine*	4	Cz					
69.	*Epipactis palustris*	3	Ś		NT		LC	
70.	*Equisetum ramosissimum*	1	RzR		NT			
71.	*Equisetum hyemale*	2	RzR					
72.	*Equisetum pratense*	2	RzR					
73.	*Eriophorum gracile*	1	Ś		EN	EN	NT	
74.	*Euphorbia palustris*	2	RzR		NT	VU		
75.	*Gentiana cruciata*	1	Ś		VU	NT		
76.	*Gentiana pneumonanthe*	3	Ś		VU			
77.	*Gentianella amarella*	1	S		EN	VU		
78.	*Gentianella uliginosa*	1	Ś		CR	EN		
79.	*Gladiolus imbricatus*	2	Ś		NT	VU		
80.	*Goodyera repens*	1	Ś		NT	CR	LC	
81.	*Gratiola officinalis*	1	Cz		VU	EN	LC	
82.	*Hammarbya paludosa*	1	Ś	EN	EN	CR	LC	
83.	*Hedera helix*	1	RzR					
84.	*Helichrysum arenarium*	4	Cz					
85.	*Hierochloë australis*	1	Cz		VU			
86.	*Hierochloë odorata*	1	Cz		VU	EN		
87.	*Hippuris vulgaris*	3	RzR					
88.	*Hordelymus europaeus*	2	RzR			DD		

89.	*Huperzia selago*	2	Cz		NT			
90.	*Hydrocotyle vulgaris*	2	RzR					
91.	*Hyoscyamus niger*	2	RzR			DD		
92.	*Illecebrum verticillatum*	2	RzR		VU	DD		
93.	*Iris sibirica*	3	Ś		VU	NT		
94.	*Isolepis setacea*	1	RzR		NT	VU		
95.	*Isopyrum thalictroides*	3	RzR					
96.	*Jovibarba sobolifera*	1	Ś		VU	EN		
97.	*Juncus atratus*	1	RzR		VU	VU		
98.	*Koeleria grandis*	2	RzR		DD	DD		
99.	*Laserpitium latifolium*	2	RzR			VU		
100.	*Laserpitium prutenicum*	2	RzR		VU			
101.	*Lathraea squamaria*	1	RzR					
102.	*Lathyrus laevigatus*	1	Cz		NT	NT		
103.	*Lathyrus palustris*	4	Cz					
104.	*Ledum palustre*	4	Cz					
105.	*Leersia oryzoides*	2	RzR		NT		LC	
106.	*Lemna gibba*	3	RzR					
107.	*Lemna turionifera*	2	RzR					
108.	*Libanotis montana*	2	RzR					
109.	*Lilium martagon*	3	Ś					
110.	*Limosella aquatica*	1	RzR		NT		LC	
111.	*Linnaea borealis*	1	Cz		VU	VU		
112.	*Liparis loeselii*	1	Ś	VU	VU	VU	NT	II
113.	*Listera ovata*	3	Cz					
114.	*Lycopodiella inundata*	1	Ś		EN	EN		V
115.	*Lycopodium annotinum*	4	Cz		NT			
116.	*Lycopodium clavatum*	4	Cz		NT			V
117.	*Melittis melissophyllum*	2	Cz					
118.	*Menyanthes trifoliata*	3	Cz					
119.	*Moneses uniflora*	1	Cz		NT	EN		
120.	*Myosurus minimus*	2	RzR					
121.	*Myriophyllum alternifolium*	1	RzR		EN	EM	LC	
122.	*Najas marina*	1	RzR	CR	NT		LC	
123.	*Najas minor*	1	Ś		CR	NT	LC	
124.	*Nasturtium officinale*	1	Cz		NT			
125.	*Neottia nidus-avis*	3	Cz					
126.	*Nymphaea alba*	4	Cz					
127.	*Nymphaea candida*	4	Cz	NT	NT	NT	LC	
128.	*Ophioglossum vulgatum*	3	Ś		VU			
129.	*Orchis militaris*	1	Ś		VU	NT	LC	
130.	*Orchis morio*	1	Ś	EN	CR	EN	NT	
131.	*Ostericum palustre*	3	Ś	VU	NT		DD	
132.	*Parnassia palustris*	3	RzR		VU			
133.	*Pedicularis palustris*	2	Cz		VU	VU		
134.	*Pedicularis sceptrum-carolinum*	2	Ś	EN	EN	EN		
135.	*Pedicularis sylvatica*	?	Cz		VU	CR		
136.	*Peplis portula*	3	RzR					

137.	*Petasites hybridus*	1	RzR					
138.	*Phyteuma orbiculare*	1	RzR			NT		
139.	*Pingucula vulgaris subsp. bicolor*	1	Ś	CR	EN	NT	LC	
140.	*Platanthera bifolia*	3	Cz					
141.	*Platanthera chlorantha*	3	Cz		NT		LC	
142.	*Polemonium coeruleum*	1	Ś		VU	EN		
143.	*Polypodium vulgare*	2	RzR					
144.	*Potamogeton acutifolius*	2	RzR		NT			
145.	*Potamogeton compressus*	1	RzR		VU	DD	DD	
146.	*Potamogeton gramineus*	1	RzR		VU		LC	
147.	*Pulicaria vulgaris*	1	RzR		NT	DD		
148.	*Pyrola chlorantha*	2	Cz					
149.	*Pyrola minor*	1	Cz					
150.	*Pyrola rotundifolia*	1	Cz					
151.	*Radiola linoides*	3	RzR		VU			
152.	*Ranunculus lingua*	2	Cz					
153.	*Rhynchospora alba*	4	RzR		NT			
154.	*Salix lapponum*	2	Ś	CR	CR	EN		
155.	*Salix myrsinifolia*	2	RzR		NT			
156.	*Salix myrtilloides*	2	Ś	EN	EN	EN		
157.	*Salvinia natans*	1	Ś					
158.	*Scheuchzeria palustris*	2	Ś		VU	NT		
159.	*Schoenoplectus tabernaemontani*	1	RzR					
160.	*Schoenus ferrugineus*	3	Ś		EN	NT		
161.	*Scolochloa festucacea*	3	RzR		VU	DD	LC	
162.	*Scorzonera humilis*	1	RzR					
163.	*Scutellaria hastifolia*	2	RzR		VU	NT		
164.	*Senecio congestus*	1	RzR		NT	EN		
165.	*Senecio paludosus*	2	RzR			NT		
166.	*Silene chlorantha*	2	RzR		NT	DD		
167.	*Silene lithuanica*	2	RzR		NT	NT		
168.	*Silene tatarica*	2	RzR		NT	NT		
169.	*Sparganium minimum*	3	RzR		NT	NT		
170.	*Succisella inflexa*	1	Ś	VU	NT	NT		
171.	*Teucrium scordium*	2	RzR		NT		LC	
172.	*Thalictrum aquilegiifolium*	2	RzR					
173.	*Tofieldia calyculata*	2	Ś		NT	VU		
174.	*Trapa natans*	1	Ś		VU		NT	
175.	*Trollius europaeus*	3	Ś		VU	VU		
176.	*Utricularia intermedia*	3	Ś		VU	VU	DD	
177.	*Utricularia minor*	3	Ś		NT	NT	LC	
178.	*Utricularia ochroleuca*	1	Ś		EN	DD	DD	
179.	*Utricularia vulgaris*	4	RzR					
180.	*Veratrum lobelianum*	4	Cz					
181.	*Verbascum phoeniceum*	2	Cz		NT			
182.	*Viscum album* subsp. *austriacum*	3	RzR					
183.	*Wolffia arrhiza*	2	RzR					

Fot. 11. Rosiczka długolistna *Drosera anglica* (fot. D. Urban)

Fot. 12. Gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum* w rezerwacie „Trzy Jeziora” (fot. D. Urban)

Badania prowadzone w ostatnich latach wskazują, że w porównaniu do ubiegłego wieku znacznie rozprzestrzeniły się gatunki inwazyjne, takie jak: kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*, szczaw omszony *Rumex confertus*, nawłocie *Solidago* spp., słonecznik bulwiasty *Helianthus tuberosus*. Na uwagę zasługują także stanowiska: trojeści amerykańskej *Asclepias syriaca* (fot. 13, 14), prawoślaza lekarskiego *Althaea officinalis*, przegorzana kulistego *Echinops sphaerocephalus* oraz astrów *Aster* spp. W ciągu 10 lat badań odnotowano rozprzestrzenianie się tych gatunków, np. w dolinie Bugu [Urban, Wójciak 2012]. Stosunkowo natomiast rzadko, na gruzowiskach i poboczach dróg, występowały marzymięta grzebieniasta *Elsholtzia ciliata* (okolice Kodnia i Rysek) oraz barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* (np. okolice Rudki, skraj Krowiego Bagna, skraj rowu przydrożnego w pobliżu jeziora Czarnego Sosnowickiego).

Fot. 13 i 14. Trojeść amerykańska *Asclepias syriaca* w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Do gatunków inwazyjnych należy zaliczyć również niektóre gatunki drzew i krzewów, jak np. klon jesionolistny *Acer negundo* (rozprzestrzeniający się szczególnie w łęgach, a zwłaszcza wzdłuż koryta Bugu) – fot. 15, czeremcha amerykańska *Padus serotina* (gatunek podsadzany na ubogich siedliskach borowych), bez koralowy *Sambucus racemosa* (gatunek podsadzany na skraju lasów), dąb czerwony *Quercus rubra* i robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* (rosnąca wzdłuż szlaków komunikacyjnych). Gatunki te powodują degradację zbiorowisk autochtonicznych i wypierają gatunki rodzime z ich odwiecznych siedlisk.

Fot. 15. Klon jesionolistny *Acer negundo* w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

4.1.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony

Zmiany we florze Polesia Lubelskiego są dość znaczne, należałoby więc podjąć odpowiednie działania, by przywrócić niektóre gatunki na stanowiska, na których kiedyś występowały (restytucja), a niektóre populacje wzmocnić (ochrona czynna, kształtowanie siedlisk). Charakter czynnej ochrony gatunkowej, np. w przypadku brzozy niskiej *Betula humilis*, powinien być uzależniony od stopnia antropogenicznego przekształcenia środowiska i musi obejmować stabilizację układu hydrologicznego siedliska, restytucję układów biocenotycznych, a w razie konieczności ekstensywną gospodarkę hamującą sukcesję roślinności zaroślowo-leśnej oraz metody reintrodukcji gatunku [Serafin i in. 2018]. Zastosowanie ewentualnej reintrodukcji powinno wiązać się z odtworzeniem zdegradowanych antropogenicznie naturalnych siedlisk tego gatunku. Musi temu towarzyszyć regulacja stosunków wodnych i próba odtworzenia uprzedniego składu biocenotycznego. Zasilenie tak powstającej biocenozy w *Betula humilis* powinno odbywać się w oparciu o hodowlę *ex situ* sadzonek powstałych z pędów pobranych od wyselekcjonowanych genetycznie, przetrwałych osobników tego gatunku w danym siedlisku. Rozlokowanie sadzonek w siedlisku powinno imitować ich naturalne rozmieszczenie, tj. nieregularne zgrupowania [Serafin i in. 2018].

Do zagrożeń zasobów flory Polesia Lubelskiego można zaliczyć ocienianie i zarastanie stanowisk wielu gatunków, np. gatunków związanych z ekosystemami łąkowymi (np. pełnik europejski *Trollius europaeus*), wrzosowiskami i murawami bliźniczkowymi (np. podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum*), murawami napiaskowymi (np. lepnica litewska *Silene lithuanica*, mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi*), a także torfowiskami (np. lipiennik Loeseli *Liparis loeselii*), i w konsekwencji utratę określonych cech siedliska. Dla gatunków związanych z łąkami trzęślicowymi ze związku *Molinion*, a także świeżymi ze związku *Arrhenatherion* ważne jest okresowe wykaszanie darni. Dużym zagrożeniem dla gatunków torfowisk niskich i przejściowych jest wkraczanie na te torfowiska krzewów i drzew (naturalne procesy sukcesji w kierunku zbiorowisk leśnych). Większość gatunków ekosystemów torfowisk przejściowych i wysokich to gatunki światłolubne. W przypadku niektórych taksonów, jak wierzba lapońska i borówkolistna *Salix lapponum* i *S. myrtilloides*, zagrożeniem jest brak czynników zapylających (brak osobników męskich i krzyżowanie z innymi gatunkami wierzb). Brak stanowisk rosiczek długolistnej i pośredniej *Drosera anglica* i *D. intermedia* na tofowiskach przejściowych Poleskiego Parku Narodowego, a także na większości śródleśnych torfowisk w Lasach Sobiborskich jest spowodowany utratą cech siedliska – brakiem odkrytych powierzchni torfu lub gytii [Urban i in. 2020].

W przypadku gatunków o stabilnym aktualnie statusie należy nadal zachować taki status. Warunkiem jest utrzymanie właściwych stosunków wodnych i siedlisk w stanie bezleśnym, wolnych od zakrzaczeń, a dla niektórych gatunków istotne jest okresowe wykaszanie darni. Dotyczy to zwłaszcza gatunków występujących na łąkach trzęślicowych silnie narażonych na procesy przesuszania i sukcesję w kierunku zakrzaczeń i lasu. Do bardzo wrażliwych należą gatunki heliofilne oraz te, których nasiona wymagają do kiełkowania światła, np. goryczuszki błotna i gorzkawa *Gentianella uliginosa* i *G. amarella* oraz tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, goździk pyszny *Dianthus superbus* i ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum*. W podobnej sytuacji znajdują się także gatunki rosnące na torfowiskach przejściowych: turzyce strunowa, bagienna i dwupienna *Carex chordorrhiza*, *C. limosa*, *C. dioica*, lipiennik Loeselii *Liparis loeselii*, bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris*, nerecznica grzebieniasta *Dryopteris cristata*. W tym przypadku głównym zagrożeniem jest także wkraczanie lasu na obszary otwartych torfowisk, co wiąże się ze znacznym zubożeniem flory.

Wiele gatunków jest eliminowanych również przez nadmierny rozrost runi, szczególnie gatunków trawiastych i wysokich bylin. W ten sposób z obszaru Polesia Lubelskiego

prawdopodobnie (w ostatnich latach nie potwierdzono ich obecności) ustąpiły np. róża francuska *Rosa gallica*, lepiężnik biały *Petasites albus*, sit czarny *Juncus atratus*, ponikło skąpokwiatowe *Eleocharis quinqueflora* czy turzyca torfowa *Carex heleonastes*.

Zagrożone są także gatunki, które w Polsce i w innych regionach Lubelszczyzny nie należą do rzadkich, ale na terenie Polesia lubelskiego mają nieliczne lub pojedyncze stanowiska i mogą wyginąć często z przyczyn losowych (rozjeżdżenie, zrywka, wykopanie przez turystów itp.). Sytuacja taka dotyczy następujących gatunków: dzwonecznik wonny *Adenophora liliifolia*, tajęża jednostronna *Goodyera repens*, storczyk kukawka *Orchis militaris*, zawilec wielkokwiatowy *Anemone sylvestris*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, buławnik czerwony *Cephalanthera rubra*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, lilia złotogłów *Lilium martagon*, wielosił błękitny *Polemonium caeruleum*, zimoziół północny *Linnaea borealis*, parzydło leśne *Aruncus sylvestris*, wawrzynek wilczełyko *Daphne mezereum*, paprotka zwyczajna *Polypodium vulgare*. Takie stanowiska należałoby dodatkowo zasilić lub zwiększyć ich stan poprzez rozsiewanie nasion w innych dogodnych siedliskach.

Piśmiennictwo

1. Buczek A. 2005. Siedliskowe uwarunkowania, ekologia, zasoby i ochrona kłoci wiechowatej *Cladium mariscus* (L.) Pohl. w makroregionie lubelskim. Acta Agroph. Rozprawy i Monografie, Lublin.
2. Buczek A. 2006. Monitoring of saw sedge *Cladium mariscus* (L.) Pohl. in the conditions of carbonate fens near Chełm. Polish J. Environ. Stud., 15 (5d), 149-154.
3. Buczek A., Urban D. 2004. Long-term changes in the flora of the „Krowie Bagno" against a background of changes in habitat conditions. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., PAN, Lublin, 1, 27-31.
4. Buczek A., Urban D. 2008. Status of *Molinietum caeruleae* communities in Krowie Bagno – comparison of monitoring research after 40 years. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., PAN, Lublin, 5, 27-40.
5. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A. 2019. Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość. Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin.
6. Cwener A., Michalczuk W., Krawczyk R. 2017. Red list of vascular plants of the Lublin Region. Ann. UMCS, s. C, 71, 1, 7-27.
7. Fijałkowski D. 1954. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. Fragmenta Flor. et Geobot., Ann. I, Pars 2. Kraków, 81-83.

8. Fijałkowski D. 1958a. Badania nad rozmieszczeniem i ekologią aldrowandy pęcherzykowatej (*Aldrovanda vesiculosa* L.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Acta Soc. Bot. Polon., 27, 4, 596-604.
9. Fijałkowski D. 1958b. Badania nad rozmieszczeniem i ekologią wierzby lapońskiej (*Salix lapponum* L.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Fragm. Flor. et Geobot., Ann. III. Pars 2, 89-103.
10. Fijałkowski D. 1958c. Obserwacje nad ekologią i nad rozmieszczeniem wierzby borówkolistnej (*Salix myrtilloides* L.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Acta Soc. Bot. Polon., 27, 4, 605-613.
11. Fijałkowski D. 1958c. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. II. Fragmenta Flor. et Geobot., Ann. III. Pars 2, 5-18.
12. Fijałkowski D. 1959a. Kłoć wiechowata *Cladium mariscus* (L) Pohl. w województwie lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 14, 15; 343-357.
13. Fijałkowski D. 1959b. Szata roślinna jezior Łęczyńsko-Włodawskich i przylegających do nich torfowisk. Ann. UMCS, s. B, 14, 3, 131-206.
14. Fijałkowski D. 1959c. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. III. Fragm. Flor. et Geobot., Ann. V. Pars 1. Kraków, 11-35.
15. Fijałkowski D. 1959d. Wywłócznik skrętoległy (*Myriophyllum alterniflorum* D.C.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Fragm. Flor. et Geobot., Ann. V. Pars 1. Kraków, 37-45.
16. Fijałkowski D. 1960a. Stosunki geobotaniczne torfowiska „Dubeczno" koło Włodawy. Roczn. Nauk Roln., ser. A, 80, 47-92.
17. Fijałkowski D. 1960b. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. IV. Fragm. Flor. et Geobot., Ann. VI. Pars 3. Kraków, 261-286.
18. Fijałkowski D. 1962. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. V. Fragm. Flor. Geobot., 8, 4, 443-468.
19. Fijałkowski D. 1963a. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. VI. Fragm. Flor. Geobot., 9, 2, 219-237
20. Fijałkowski D. 1963b. Rośliny rzadkie Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 157-159.
21. Fijałkowski D. 1963c. Szata roślinna Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 65-88.

22. Fijałkowski D. 1964. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. cz. VII. Fragm. Flor. Geobot., 10, 4, 453-471. 471
23. Fijałkowski D. 1965. Zbiorowiska wodno-torfowiskowe rezerwatu Świerszczów koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 20, 179-195.
24. Fijałkowski D. 1966. Zbiorowiska lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach województwa lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 21, 247-320.
25. Fijałkowski D. 1969. Zmienność wierzb (*Salix* L.) dziko rosnących w woj. lubelskim. Fragmenta Flor. et Geobot. Ann. XV. Pars 4, 1-32.
26. Fijałkowski D. 1971. Charakterystyka geobotaniczna kompleksu wodno-torfowiskowego koło Wytyczna w woj. lubelskim. Folia Soc. Scient. Lubl. sec. B, 11. Lublin, 3-10.
27. Fijałkowski D. 1972. Stosunki geobotaniczne Lubelszczyzny. Prace Wydziału Biologii. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Ossolineum, 1-285.
28. Fijałkowski D. 1973. Stosunki *Isoetes lacustris* w woj. lubelskim. Fragm. Flor. et Geobot. Ann.XIX. Pars 1, 5-7.
29. Fijałkowski D. 1975. Rosiczki (*Drosera* L.) w woj. lubelskim. Folia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 17, 1-2, 53-59.
30. Fijałkowski D. 977. Pływacze (*Utricularia* L.) na Lubelszczyźnie Folia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 19, 1, 9-17.
31. Fijałkowski D. 1988. Zmiany szaty roślinnej na Lubelszczyźnie w ostatnim 20-leciu. Ann. UMCS, C, 43, 215-238.
32. Fijałkowski D. 1994. Flora roślin naczyniowych Lubelszczyzny. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, Lublin, t. 1, 1-389; t. 2, 1-868.
33. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. Lubelskie Towarzystwo Naukowe. Lublin, 1-366.
34. Fijałkowski D., Andrijenko T., Onyszczenko W., Święs F., Urban D. 2002. Ekosystemy lądowe – leśne, kserotermiczne i synantropijne Polesia (flora i fitocenozy). Acta Agroph., 66, 147-177.
35. Fijałkowski D., Adamczyk B. 1981. Goryczki (*Gentiana* L.) na Lubelszczyźnie. Folia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 23, 1, 3-12.
36. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1990. Zbiorowiska z klas *Phragmitetea, Molinio-Arrhenatheretea* i *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* w makroregionie lubelskim. Roczn. Nauk Roln., seria D. Monografie, t. 217. Wydz. Nauk Roln. i Leśnych, PWN, Warszawa.

37. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E., Urban D. 1984. Zbiorowiska roślinne rezerwatu Jezioro Brudzieniec. Ann. UMCS, s. C, 39, 11-19.
38. Fijałkowski D., Kozak K. 1970. Roślinność rezerwatu Torfowisko nad Jeziorem Czarnym Sosnowickim. Ann. UMCS, s. C, 25, 213-241.
39. Fijałkowski D., Izdebski K. 1996. Szata roślinna Lubelszczyzny. Lub. Tow. Naukowe, Lublin, 1-88.
40. Fijałkowski D., Izdebski K. 2002. Flora Poleskiego Parku Narodowego, rośliny naczyniowe. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, Lublin, 103-114.
41. Fijałkowski D., Karczmarz K. 2000. Rośliny atlantyckie we florze Lubelszczyzny. Ann. UMCS, s. C. 55, 167-182.
42. Fijałkowski D., Pękala M. 1972. Osobliwości flory naczyniowej Sobiboru koło Włodawy. Ann. UMCS. s. C, 27, 199-206.
43. Fijałkowski D., Pietras T. 1990. Szata roślinna projektowanego rezerwatu Żłobek koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 45, 149-167.
44. Fijałkowski D., Pietras T., Urban D. 1988. Zbiorowiska antropogeniczne Sobiborskiego Parku Krajobrazowego. Ann. UMCS, s. C, 43, 275-311.
45. Fijałkowski D., Romer S., Sawa K. 2000. Szata roślinna Krowiego Bagna przed i po jego melioracji. [W:] red. Michalczyk Z., Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 45-56.
46. Fijałkowski D., Sawa K. 1985. Jemioła (*Viscum album* L.) na Lubelszczyźnie i jej wartości lecznicze. Follia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 27, 1, 11-18.
47. Fijałkowski D., Sawa K. 2002. Zmiany w stanowiskach i zasobności 60 rzadkich roślin na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] red. Radwan S. i inni. Polsko-Ukraińsko-Białoruska konferencja „Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany". Polska Akademia Nauk Oddział w Lublinie, Lublin, 24-25.
48. Fijałkowski D., Tarnowska B., Dyndur J. 1987. Konwalia majowa (*Convallaria maialis* L.) na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C, 42, 12, 145-149.
49. Fijałkowski D., Tarnowska B., Sawa K. 1989. *Galinsoga parviflora* Cav. i *G. ciliata* (Rafin.) S. F. Blake w uprawach rolnych makroregionu środkowowschodniego Polski. Ann. UMCS, s. C, 44, 14, 225-234.
50. Fijałkowski D., Topolska G. 1982. Widłakowce (*Lycopodiales*) Lubelszczyzny. Folia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 24, 2, 105-117.

51. Fijałkowski D., Topolska G. 1981. Ciemiężyca (*Veratrum* L.) na Lubelszczyźnie. Folia Soc. Scient. Lubl. Biologia, 23, 1, 13-20. Lublin.
52. Fijałkowski D., Urban D. 1997. Szata roślinna obiektu wodno-torfowiskowego „Uściwierzek" i jej przekształcenia. Ann. UMCS, s. C, 52, 119-143.
53. Fijałkowski D., Urban D., Baryła R. 1997. Szata roślinna obiektu leśno-torfowiskowego Rogóźno. Ann. UMCS, s. C, 52, 145-168.
54. Fijałkowski D., Wawer M. 1983. Turówki (*Hierochlöe* R. Br.) w makroregionie lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 38, 9, 109-117.
55. Fijałkowski D., Wawer M. 1984. Rozmieszczenie i warunki występowania lepiężników (*Petasites* Mill.) na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C, 39, 7, 55-61.
56. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993. Roślinność projektowanego rezerwatu Sobibór koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 48, 81-91.
57. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993. Roślinność projektowanego rezerwatu Orchowo na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 67-79.
58. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993. Roślinność projektowanego rezerwatu Brudno na Pojezierzu Łęczyńsko-Wlodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 93-103.
59. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1994. Roślinność rezerwatu Żółwiowe Błota koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 48, 151-170.
60. Fijałkowski D., Wawer M., Topolska G. 1987. Brzoza czarna (*Betula obscura* A. Kot.) na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C, 42, 11, 137-143.
61. Grzywna A., Urban D. 2008. Zróżnicowanie florystyczne i fitosocjologiczne zbiorowisk szuwarowych dolin Ochoży i Bobrówki. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 8, 109-116.
62. Jargiełło J. 1976. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowisk Krowie Bagno i Hańsk. Cz. II. Zbiorowiska roślinne z klasy *Calluno-Ulicetea, Molinio-Juncetea, Arrhenatheretea, Plantaginetea maioris, Alnetea glutinosae.* Ann. UMCS, s. E, 31, 101-117.
63. Kamiński R. 2010. Aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa* L. [W:] Perzanowska J. (red.) Monitoring gatunków roślin. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 34-47.
64. Kaźmierczakowa R. (red.). 2016. Polska lista paprotników i roślin kwiatowych. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Lasy Państwowe, Kraków.
65. Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., Mirek Z. (red.). 2014. Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

66. Lorens B., Sugier P. 1999. Zmiany roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Łukie w latach 1952-1998. [W:] Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, Lublin, 203-209.
67. Lorens B., Sugier P. 2000. Przekształcenia szaty roślinnej zlewni jeziora Długie w drugiej połowie XX wieku. Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Wyd. UMCS, Lublin, 87-93.
68. Lorens B., Sugier P. 2002. Roślinność zlewni jezior Poleskiego Parku Narodowego – stan aktualny i zmiany. [W:] red. Radwan S. i in., Polsko-Ukraińsko-Białoruska konferencja „Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany". Streszczenia prac. Polska Akademia Nauk Oddział w Lublinie, Lublin, 53-54.
69. Lorens B., Sugier P. 2004. The monitoring of vegetation and habitats of water-peatland ecosystems of Krowie Bagno (Łęczna-Włodawa Lakeland). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., PAN, Lublin, 1, 139–145.
70. Łuczycka-Popiel A., Krogulec J., Urban D., Deptuś P. 1997. Walory przyrodnicze projektowanego rezerwatu „Jezioro Mytycze" na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ekoinżynieria 6/97, 21-28.
71. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995. Roślinność projektowanego rezerwatu „Bilsko" w Obniżeniu Dorohuckim na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C, 50, 243-266.
72. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995. Zbiorowiska roślinne Uroczyska Jezioro koło Dorohuczy na Polesiu Lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 50, 113-132.
73. Łuczycka-Popiel A., Wawer M., Urban D. 1998. Nowe stanowiska wolfii bezkorzeniowej *Wolffia arrhiza* w województwie lubelskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 5, 88-92.
74. Miazga S., Mosek B., 1999. Charakterystyka roślinności wybranych fragmentów torfowisk w pobliżu niektórych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Fol. Univ. Agric. Stetin., 197 Agricultura 75, 217-222.
75. Mosek B., Miazga S. 1999. Flora of peat pits on Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Fol. Univ. Stetin., 197 Agricultura 75, 233-238.
76. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and Pteridophytes od Poland a checklist. W. Szafer Inst. Of Botany, Polish Academy of Scienes. Kraków, 1-442.
77. Pogorzelec M. 2008. Influence of chosen environmental abiotic factors on *Salix lapponum* L. populations in Polesie Lubelskie Region. Polish Journal of Environmental Studies 17, 581-586.

78. Pogorzelec M. 2009. Downy willow (*Salix lapponum* L.) as a component of different phytocoenoses in Polesie National Park. Acta Agrobotanica 62, 107-116.
79. Radwan S. (red.) 2002. Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. MORPOL, Lublin, 1-272.
80. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. Dz.U., poz. 1409.
81. Różycki A. 2001. Tłustosz pospolity dwubarwny. [W:] red. R. Kaźmierczakowa, K. Zarzycki, Polska Czerwona Księga Roślin. Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków. Wyd. II, zmienione.
82. Różycki A. 2002. Ochrona i renaturalizacja ekosystemów wodno-błotnych. [W:] red. Radwan S. Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. MORPOL, Lublin, 245-248.
83. Różycki A. 2006. Osobliwości Poleskiego Parku Narodowego. Goryczka. Tłustosz pospolity. Wyd. Brokart Mat, Urszulin, 1-12.
84. Różycki A., Grądziel T. 2006. Poleski Park Narodowy. Książka ilustrowana (album). Wyd. Brokart Mat, Urszulin.
85. Różycki A., Sugier P. 2010. Charakterystyka geobotaniczna Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Planta in vivo, in vitro et in silico, Warszawa, 130-146.
86. Serafin A., Urban D., Bronowicka-Mielniczuk U., Szczurowska A. 2018. To What Degree Can the Specifics of Occurrence of Glacial Relic *Betula humilis* Schrank Be an Indicator of Habitat Conditions of Moderate Climate Peatlands? Water, 10 (8), 1-19.
87. Sołtys M., Różycki A. 1996. Rzadkie i zagrożone gatunki flory naczyniowej w Poleskim Parku Narodowym. [W:] red. Radwan S., Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin, 89-95.
88. Sugier P., Popiołek P. 1999. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Długie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 18 2, 61-79.
89. Sugier P., Popiołek Z. 1995. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior Poleskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych. Jezioro Karaśne. Ann. UMCS, s. C, 50, 3, 55-69.
90. Sugier P., Popiołek Z. 1998. Roślinność wodna i przybrzeżna jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, s. C, 53, 185-200.

91. Sugier P., Popiołek Z. 1998. Roślinność wodna i przybrzeżna jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, C, 53, 185-200.
92. Sugier P., Różycki A. 2010. Walory przyrodnicze i przemiany kompleksów jeziorno-torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Planta in vivo, in vitro et in silico, Warszawa, 160-170.
93. Sugier P., Różycki A., Dobrowolski R. 2010. Charakterystyka przyrodnicza wybranych torfowisk Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Planta in vivo, in vitro et in silico, Warszawa, 147-159.
94. Sugier D., Sugier P., Pawełek M., Gawlik-Dziki U. 2011. *Salix myrsinifolia* Salisb. As a source of phenolic glycosides: distribution and characteristic of habitat conditions in the mid-eastern Poland. Acta Scientiarum Polonorum, Hortorum Cultus, 10 (3), 75-88.
95. Urban D. 1995. Stanowisko zimoziołu północnego *Linnaea borealis* na Lubelszczyźnie. Chrońmy Przyr. Ojcz., 2, 93-95.
96. Urban D., 2000. Flora. [W:] (red. Chmielewski T. J.) Międzynarodowy Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie" Projekt harmonizacji przyrody i kultury. Wyd. Magic, PPN, Lublin-Urszulin, 71-78.
97. Urban D. 2005. Flora Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". [W:] Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie" – walory, funkcjonowanie, perspektywy rozwoju. Monografia regionu (red. T.J. Chmielewski). Poleski Park Narodowy, Wojewoda Lubelski, 74-80.
98. Urban D. 2008. Rare and vulnerable plant species of the peatlands in the eastern Łęczyńsko-Włodawski Lake District. Mat. Konf. „Significance and prospects of stationary research on conservation of biodiversity". Proceedigs of International Scientific Conference devoted to the 50th anniversary of high-mountain "Pozhyzehevska" Biological Station. Ukraina, Lwów – Pozhyzehevska, 23-27 września 2008, 416-417.
99. Urban D., 2007. Plant communities of peat pits and ponds in the area of Sobibór Forests (Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 4, 285-292.
100. Urban D., 2013. Characteristics of the locality of *Hammarbya paludosa* (L.) O. Kuntze on the Łęczna-Włodawa Plain (West Polesie). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 10, 448-454.
101. Urban D., Buczek A., Kulik M., Sender J., Talar E., Zubel R., Różycki A. 2013-2014. Operat ochrony lądowych ekosystemów nieleśnych, torfowiskowych i bagiennych. Plan ochrony dla Poleskiego Parku Narodowego i obszarów Natura 2000 w granicach parku. Warszawa, Lublin, Przemyśl (maszynopis).

102. Urban D., Łuczycka-Popiel A. 1998. Nowe stanowisko aldrowandy pęcherzykowatej *Aldrovanda vesiculosa* na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 5, 85-88.

103. Urban D., Mikosz A. I., Jendrzejewska J., 2007. Floristic and phytosocjological diversity of peat pits in planned ekological land near Krasne (Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 4, 293-299.

104. Urban D., Potakiewicz G., Popławska M. 2006. Natura values of marshes in the region of Kosyń (Łęczyńsko-Włodawski Lake District). Polish J. Environ Stud., 15, 5d, 243-249.

105. Urban D., Wawer M. 2002. *Salix lapponum* L. i *S. myrtilloides* L. w okolicach Sobiboru na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. E, 56, 83-93.

106. Urban D., Wójciak H. 1999. Walory florystyczne i fitosocjologiczne doliny Bugu (okolice Skryhiczyna-Starosiela, Hniszowa i Dołhobrodów-Jabłecznej. [W:] red. Kucharczyk M., Problemy ochrony i renaturalizacji dolin dużych rzek Europy. Wyd. UMCS, 127-130.

107. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] red. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K.H., Rzeka Bug – korytarz ekologiczny. IUCN Office for Central Europe, 96-112.

108. Urban D., Wójciak H. 2003. Roślinność ekosystemów wodnych. [W:] red. Dojlido J.R., Kowalczewski W., Miłaszewski R., Ostrowski J., Rzeka Bug – zasoby wodne i przyrodnicze IMiGW, WSzEiZ, Warszawa, 331-341.

109. Urban D., Wójciak H. 2004. Water and rush plant associations of the Bug valeey old river-bed (Kryłów-Kodeń section) vis-a-vis the habitat conditions. Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr. 1, 293-300.

110. Urban D., Wójciak H. 2004. Water and rush plant associations of the Bug valeey old river-bed (Kryłów-Kodeń section) vis-a-vis the habitat conditions. Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr. 1, 293-300.

111. Urban D., Wójciak H. 2006. Aquatic plant communities of the *Lemnetea minoris* R.Tx. 1955 class in the Bug valley old river-beds against the habitat conditions. Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 3, 241-249.

112. Urban D., Wójciak H. 2012. Interesting vascular plant species in the Bug River valley (Gołębie-Kostomłoty section). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 9, 234-250.

113. Urban D., Wójciak H. 2013. Floristic and phytosociological values of lidfield and midforest peatbogs (Łęczna-Włodawa Plain, Dorohucza Depression). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 10, 469-480.
114. Urban D., Wójciak H. 2014. Kwitnienie i owocowanie aldrowandy pęcherzykowatej *Aldrovanda vesiculosa* na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (Polesie Zachodnie). Chrońmy Przyr. Ojcz. 70 (3), 259-265.
115. Urban D., Zubel R., Różycki A., Tokarz E., Kulik M., Sender J., Buczek A. 2020. Flora. [W:] red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A., Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość. Wyd. UMCS, Lublin, 295-328.
116. Wawer M. 1990. Szata roślinna projektowanego rezerwatu Borek koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 45, 13, 141-148.
117. Wawer M., Urban D. 1995. Użytek ekologiczny „Wielkie Błoto" w Zawieprzycach koło Lublina. Chrońmy Przyr. Ojcz., 5, 84-87.
118. Wawer M., Urban D. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej. [W:] Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona (red. Wojciechowska W.). Wyd. KUL, 101-117.
119. Wawer M., Urban D., Łuczycka-Popiel A., 2002. Walory florystyczne doliny Tarasinki w województwie lubelskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 3, 63-70.
120. Wójciak H., Urban D. 2009. Rzęsowate (*Lemnaceae*) i ich fitocenozy w starorzeczach Bugu na odcinku Kryłów-Kostomłoty. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 9, 4 (28), 215-225.
121. Wójciak H., Urban D. 2011. Diversity of xerothermic grasslands in the Bug River valley (in the neighbournood of Kryłów and Stare Stulno). Ann. UMCS, s. C, 66, 85-96.

Streszczenie

Flora roślin naczyniowych Polesia Lubelskiego charakteryzuje się dużym bogactwem gatunkowym. Wpływa na to obecność ekosystemów wodnych, torfowiskowych, łąkowych, piaszczysk, leśnych i zaroślowych oraz synantropijnych. Stwierdzono tu występowanie 1305 gatunków roślin naczyniowych. We florze tego regionu obecne są gatunki należące do różnych elementów geograficznych. Występują tutaj gatunki borealne, środkowoeuropejskie, górskie, atlantyckie, pontyjskie, śródziemnomorskie i południowosyberyjskie.

Dużą grupę gatunków roślin naczyniowych na terenie Polesia Lubelskiego stanowią gatunki zaliczone do rzadkich w skali regionu lub kraju. Wśród nich 103 podlega ochronie

gatunkowej: 55 ochronie ścisłej i 48 ochronie częściowej, a poza tym występuje tu 80 gatunków rzadkich i zagrożonych w skali kraju lub regionu. Z załącznika II do Dyrektywy Siedliskowej na terenie Polesia Lubelskiego występują: aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa*, dzwonecznik wonny *Adenophora liliifora*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii* i starodub łąkowy *Ostericum palustre*. Niektóre spośród gatunków objętych ochroną prawną lub rzadkich występują bardzo licznie lub wręcz masowo, np. grzybienie białe *Nymphaea alba*, kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*, widłak jałowcowaty i goździsty *Lycopodium annotinum* i *L. clavatum*. Inne, np. zimoziół północny *Linnaea borealis*, dzwonecznik wonny *Adenophora lillfolia*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, goździk kosmaty *Dianthus armeria*, widlicz spłaszczony *Diphasistrum complanatum*, salwinia pływająca *Salvinia natans* i bażyna czarna *Empetrum nigrum* mają nieliczne stanowiska. W ostatnich latach na Polesiu Lubelskim nie odnaleziono stanowisk następujących gatunków: chamedafne północna *Chamedaphne calyculata*, sasanka otwarta *Pulsatilla patens*, turzyca torfowiskowa *Carex heleonastes*, skalnica torfowiskowa *Saxifraga hirculus*, brzeżyca jednokwiatowa *Litorella uniflora* i poryblin jeziorny *Isöetes lacustris*.

Zmiany we florze Polesia Lubelskiego są dość znaczne i należałoby podjąć odpowiednie działania, by przywrócić niektóre gatunki na stanowiska, na których kiedyś występowały (restytucja), a niektóre populacje wzmocnić (ochrona czynna, kształtowanie siedlisk).

Małgorzata Haliniarz

4.2. Flora agrofitocenoz

4.2.1. Wstęp

Polesie Zachodnie położone jest na wschodnich obszarach Polski oraz południowo-zachodnich Białorusi i północno-zachodnich Ukrainy. W Polsce Polesie zajmuje prawie cały subregion fizjograficzny – Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie oraz niewielkie fragmenty Równiny Parczewskiej, Garbu Włodawskiego i Pagórów Chełmskich. Na jego terenie znajduje się Poleski Park Narodowy. Charakterystyczną cechą Polesia Zachodniego są torfowiska i bagna. Typowym elementem krajobrazu poleskiego są kompleksy wodno-bagienne, tereny podmokłe, olsy, bory sosnowe i kserotermiczne murawy napiaskowe [Matuszkiewicz 1991; Kucharczyk, Szukałowicz 2003; Urban 2000; Sielewicz 2003]. Polesie Zachodnie zaliczane jest do obszarów o największym bogactwie gatunkowym Polski [Radwan i in. 2002]. Unikatowe w skali światowej walory przyrodnicze i krajobrazowe były powodem nadania tym terenom 30 kwietnia 2002 roku przez UNESCO, statusu Rezerwatu Biosfery.

Użytki rolne stanowią niewielki areał Polesia Zachodniego, agrocenozy wraz z zabudowaniami zajmują tam powierzchnię około 25%. Największy udział na tym terenie mają gleby hydrogeniczne, powstałe częściowo z torfów niskich, wysokich i przejściowych oraz gleby bielicowe. Występują tu również czarne ziemie, gleby murszowe i glejowe oraz gleby brunatne i rędziny [Rąkowski 2002; Sielewicz 2003; Staniak i in. 2017]. W strukturze zasiewów dominują zboża. W literaturze przedmiotu wyjątkowo mało danych dotyczy flory segetalnej obszarów zlokalizowanych na terenie Polesia Zachodniego, a z uwagi na wyjątkowo cenne walory przyrodnicze tego obszaru jest to zagadnienie wymagające szczególnej uwagi [Kucharczyk, Szukałowicz 2003].

Zbiorowiska segetalne powstają na polach uprawnych, czyli w miejscach sztucznie wytworzonych ręką ludzką. Agrocenozy (biocenozy uprawne) są to specyficzne typy biocenozy, charakteryzujące się z reguły znacznym uproszczeniem pod względem składu gatunkowego w porównaniu z biocenozą naturalną oraz osłabionymi możliwościami samoregulacji, z czego wynika podatność na choroby i inwazje szkodników. Dominującą rolę w kształtowaniu biocenozy uprawnej odgrywa roślina uprawna, której towarzyszy roślinność dzika, czyli tzw. chwasty, które zazwyczaj są niepożądane w uprawie [Stalenga i in. 2016]. Chwasty segetalne pod wieloma względami przystosowały się do specyficznych warunków panujących na polach, takich jak duża konkurencja ze strony rośliny uprawnej, wykonywanie uprawek pielęgnacyjnych,

stosowanie środków ochrony roślin oraz ściśle ustalony czas wegetacji (od jednego do drugiego zabiegu uprawowego) [Kornaś 1959; Siciński 1984; Stalenga i in. 2016; Staniak i in. 2017]. Zbiorowiska segetalne podlegają nieustannej presji ze strony człowieka. Priorytetowym celem każdego rolnika jest uzyskiwanie wysokich i stabilnych plonów. Osiąganie tego celu prowadzone jest poprzez ciągłe zmiany w sposobach gospodarowania, co ma ogromny wpływ na towarzyszącą roślinie uprawnej florę. Najistotniejszymi przyczynami przemian zachodzących na polach uprawnych są: intensyfikacja użytkowania gruntów ornych lub jej zaniechanie, uproszczenia w płodozmianach, powszechne stosowanie herbicydów, wysoki poziom nawożenia (zwłaszcza azotowego), stosowanie dobrze oczyszczonego materiału siewnego, wzrost technizacji rolnictwa, melioracja gruntów ornych. Czynniki te działają kompleksowo i nie sposób ściśle wyodrębnić ich wpływu na roślinność pól uprawnych [Siciński 1984; Trąba i in. 1996; Warcholińska 1997; Staniak i in. 2017].

Dynamiczne przemiany we florze segetalnej prowadzą do naruszenia struktur i układów całych zbiorowisk. Najbardziej swoiste taksony o wąskiej amplitudzie ekologicznej charakterystyczne dla skrajnych siedlisk są zastępowane przez elementy wszędobylskie. Na wzmożoną antropopresję najsilniej reagują gatunki siedlisk skrajnych, czyli gleb ciepłych, wapiennych i zasobnych w składniki pokarmowe oraz kwaśnych, jałowych i piaszczystych. Procesy te prowadzą do zaniku zbiorowisk wyspecjalizowanych, właściwych dla określonych warunków siedliskowych. Działalność człowieka związana z eutrofizacją siedlisk mniej zasobnych prowadzi do stopniowego ubożenia i ujednolicenia flory segetalnej. Ubytki we florze przewyższają liczbę nowych przybyszów, gdyż procesy ewolucyjne nie są w stanie zrównoważyć strat spowodowanych wymieraniem gatunków. Równocześnie notowany jest wzrost liczebności gatunków nitrofilnych lub obojętnych na zawartość azotu w glebie, o szerokiej amplitudzie ekologicznej, które ekspansywnie zajmują miejsca taksonów ustępujących [Kornaś 1981, 1987; Korniak 1992; Korniak i in. 1994; Nowak 2008; Szczęśniak i in. 2011; Haliniarz, Kapeluszny 2014; Haliniarz 2019].

4.2.2. Charakterystyka flory agrofitocenoz

Zmiany w strukturze agrofitocenoz zaobserwowano również podczas cyklicznie prowadzonych badań fitosocjologicznych na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Mimo iż na tym terenie obserwuje się duże rozdrobnienie gruntów ornych i prowadzona jest ekstensywna gospodarka rolna, która sprzyja różnorodności biologicznej ekosystemów [Staniak i in. 2017], badania wykazały sukcesywne ubożenie flory segetalnej. W latach 90. ubiegłego wieku na polach uprawnych zanotowano występowanie aż 84 gatunków chwastów, natomiast

w 2015 r. stwierdzono ich aż o 29 mniej (tab. 1). Średnia liczba taksonów w zdjęciu kształtowała się od 14 w latach 2003-2005 i w 2015 r. do 18 w 2010 r. Pomimo znacznego zubożenia różnorodności gatunkowej flory chwastów w agrofitocenozach nie zmniejszył się stopień zachwaszczenia pól. W latach 2010 i 2015 średnie pokrycie pola przez chwasty wynosiło 28% i było większe niż w dwóch poprzednich okresach badawczych. Świadczy to o kompensacji pewnej grupy chwastów ekspansywnych, które zwiększają swój udział w zachwaszczeniu.

Tab. 1. Ogólna charakterystyka zachwaszczenia agrofitocenoz Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Wyszczególnienie	Lata badań			
	1997-1999	2003-2005*	2010	2015
Ogólna liczba gatunków	84	72	65	55
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	16	14	18	14
Średnie pokrycie przez roślinę uprawną (%)	78	86	71	72
Średnie pokrycie przez chwasty (%)	20	12	28	28

*[Haliniarz, Kapeluszny 2006]

W pierwszych dwóch okresach badawczych żaden gatunek nie osiągnął V stopnia stałości fitosocjologicznej (tab. 2). W latach 1997-1999 zanotowano 8 taksonów w III stopniu stałości, należały do nich *Apera spica-venti*, *Scleranthus annuus*, *Viola arvensis*, *Anthemis arvensis*, *Cenaurea cyanus*, *Agropyron repens*, *Fallopia convolvulus* i *Convolvulus arvensis.*

W ocenie zachwaszczenia pól wykonanej w latach 2003-2005 z wymienionych powyżej gatunków pięć pierwszych zwiększyło stopień stałości do IV. Dodatkowo w tym stopniu stałości zanotowano również *Conyza canadensis*. W 2010 r. *Anthemis arvensis* uzyskał V stopień stałości fitosocjologicznej, przy czym charakteryzował się on niewielkim współczynnikiem pokrycia (D-143), a 9 taksonów osiągnęło stałość IV stopnia. Pięć lat później aż 4 taksony to były gatunki stałe w agrofitocenozach (S-V), a 5 uzyskało IV stopień stałości. W latach 2010 i 2015 w zbiorowiskach segetalnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego zaobserwowano wyraźną dominację kilku gatunków, które występowały w IV i V klasie stałości fitosocjologicznej. Należały do nich *Apera spica-venti, Scleranthus annuus, Anthemis arvensis* oraz *Setaria pumila* i *Arnoseris minima.* Największy udział w zachwaszczeniu miała *Apera spica-venti,* która występowała bardzo licznie na polach, uzyskując w 2010 r. współczynnik pokrycia wynoszący 1650. Wysokimi współczynnikami pokrycia w tych latach charakteryzował się również *Scleranthus annuus* (D-520 i 612). W porównaniu do lat 90. znacząco zwiększyły swój udział w zachwaszczeniu agrofitocenoz *Setaria pumila* i *Arnoseris minima.* Ekspansja *Setaria pumila* jest powszechnym zjawiskiem, notowanym w całej

środkowo-wschodniej Polsce [Kapeluszny, Haliniarz 2010], takson ten znalazł się na ogólnopolskiej liście segetalnych gatunków inwazyjnych [Tokarska-Guzik i in. 2012]. *Arnoseris minima* na Równinie Łukowskiej określany jest jako gatunek częsty [Rzymowska, Skrajna 2011], na Podlasiu stwierdzono nowe stanowiska jego występowania [Bomanowska i in. 2015], natomiast w wielu regionach Polski uznawany jest za gatunek rzadki [Korniak 1998; Kirpluk, Bomanowska 2008].

Tab. 2. Współczynniki pokrycia (D) gatunków chwastów występujących w V, IV, III i II stopniu stałości fitosocjologicznej (S) w agrofitocenozach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (według Braun-Blanqueta)

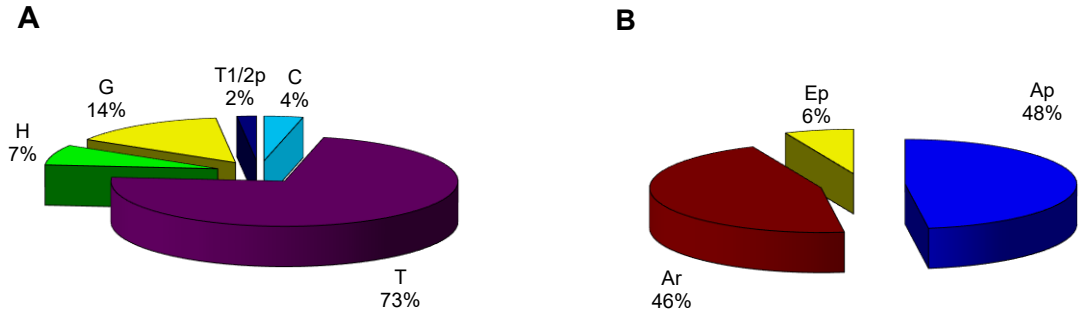
Gatunek	Lata badań							
	1997-1999		2003-2005*		2010		2015	
	S	D	S	D	S	D	S	D
Apera spica-venti	III	500	IV	295	IV	1630	V	583
Scleranthus annuus	III	168	IV	210	IV	520	V	612
Viola arvensis	III	61	IV	142	IV	167	III	22
Anthemis arvensis	III	114	IV	60	V	143	V	95
Cenaurea cyanus	III	203	IV	50	IV	280	IV	42
Agropyron repens	III	200	III	114		+	II	85
Fallopia convolvulus	III	38	III	23		+		+
Convolvulus arvensis	III	141	II	58	II	23		
Matricaria maritima subsp. *inodora*	II	268	II	41	II	53	II	6
Conyza canadensis	II	27	IV	66	III	50	IV	32
Setaria pumila	II	198	III	195	IV	180	IV	138
Arnoseris minima	II	22	III	77	IV	430	V	332
Spergula arvensis	II	11	III	41	IV	183	II	9
Vicia hirsuta	II	27	II	35	III	53	II	8
Polygonum aviculare	II	11	II	6				+
Equisetum arvense	II	35		+	IV	113	III	65
Myosotis arvensis	II	32		+	II	33		+
Artemisia vulgaris	II	51		+		+	II	2
Capsella bursa-pastoris (L.) MEDIK	II	74		+		+		+
Chenopodium album	II	152		+		+		+
Vicia angustifolia		+	III	33	III	47	IV	14
Veronica dillenii		+	III	29		+	-	
Rumex acetosella		+	III	25	IV	87	IV	22
Galeopsis ladanum		+		+	III	37	III	9
Cerastium holosteoides		+		+	III	37		+
Vicia villosa		+		+	III	380	II	5
Spergularia rubra		+			II	27	II	6
Raphanus raphanistrum		+		+		+	II	23
Achillea millefolium		+	II	12		+		+
Veronica arvensis				+	III	43	II	9
Gnaphalium uliginosum				+	II	20		+
Agrostis stolonifera				+		+	II	50
Anthoxanthum aristatum				+		+	II	413

+ – gatunek występował sporadycznie (S-I)
*[Haliniarz, Kapeluszny 2006]

Na uwagę zasługuje również gatunek *Anthoxanthum aristatum*, który w latach 2003-2005 i w 2010 r. występował na tym terenie sporadycznie, natomiast w 2015 r. charakteryzował się II stopniem stałości i wysokim współczynnikiem pokrycia (D-413) (tab. 2). Ekspansję tego gatunku potwierdzają również badania Skrzyczyńskiej i in. [2010], według których na Nizinie Południowopodlaskiej tomka oścista szybko zwiększa liczbę i zagęszczenie stanowisk i jest dużym zagrożeniem głównie dla zbóż ozimych.

Teren Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, tak jak i całego Polesia Zachodniego, jest mało uprzemysłowiony, a na polach bardzo często prowadzona jest gospodarka ekstensywna. Sprzyja to pojawianiu się chwastów wrażliwych na herbicydy i intensywne gospodarowanie, do jakich należą gatunki uznane w skali kraju i województwa jako rzadkie i zagrożone wyginięciem [Giera 2012; Stalenga i in. 2016; Staniak i in. 2017]. W agrocenozach badanego terenu sporadycznie występowały takie chwasty, jak: *Rhinanthus serotinus*, *Teesdalea nudicaulis*, *Hypericum humifusum*, *Agrostemma githago*. Wszystkie te taksony charakteryzowały się I stopniem stałości fitosocjologicznej i małym współczynnikiem pokrycia.

W agrofitocenozach Poleskiego Parku Narodowego stwierdzono zbliżony skład gatunkowy chwastów do tego, jaki występował na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Gatunkiem dominującym była tu *Conyza canadensis*, a występującymi licznie – *Agrostis stolonifera* i *Agropyron repens* [Kapeluszny, Haliniarz 2007] (tab. 3). Ponadto pospolicie występowały na polach takie taksony, jak: *Setaria pumila*, *Apera spica-venti*, *Anthemis arvensis*, *Centaurea cyanus* i *Fallopia convolvulus*. W łanach zbóż wyraźnie dominowały terofity, których udział wynosił 72%. Pozostałe formy życiowe występowały w znacznie mniejszych ilościach. W zachwaszczeniu upraw zbliżony udział miały apofity i archeofity (ryc. 1) [Kapeluszny, Haliniarz 2007].



Ryc. 1. Udział form życiowych (A) i geograficzno-historycznych grup taksonów (B) we florze upraw rolniczych Poleskiego parku Narodowego (T – terofity, H – hemikryptofity, G – geofity, C – chamefity zielne, Ch – chamefity zdrewniałe, M – megafanerofity, 1/2p – półpasożyty, Ar – archeofity, Ap – apofity, Ep – epekofity) [Kapeluszny, Haliniarz 2007]

Tab. 3. Stałość (S) i współczynniki pokrycia (D) dominujących gatunków chwastów w uprawach rolniczych Poleskiego Parku Narodowego (według Braun-Blanqueta) [Kapeluszny, Haliniarz 2007]

Gatunek	Uprawy	
	S	D
Conyza canadensis	IV	156
Setaria pumila	IV	752
Apera spica-venti	IV	399
Anthemis arvensis	IV	172
Centaurea cyanus	IV	131
Fallopia convolvulus	IV	131
Agrostis stolonifera	III	488
Agropyron repens	III	228
Scleranthus annuus	III	222
Setaria viridis	III	168
Spergula arvensis	III	151
Arnoseris minima	III	77
Anthoxanthum aristatum	II	592
Ogólna liczba gatunków	57	
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	14	

Biorąc pod uwagę niepowtarzalne walory przyrodniczo-krajobrazowe Polesia Zachodniego oraz zmiany w technologiach produkcji roślin uprawnych, należy szczególną uwagę zwrócić na prowadzenie dalszych badań nad florą agrocenoz, które umożliwią ocenę dynamiki zmian zachodzących w zbiorowiskach segetalnych.

Piśmiennictwo

1. Bomanowska A., Adamowski W., Wołkowycki D. 2015. Occurrence of *Arnoseris minima* (L.) Schweigger et Koerte (*Asteraceae*) in Podlasie province (north-eastern Poland). Acta Agrobot., 68 (3), 211-216.
2. Giera A. 2012. Bioróżnorodność w wybranych gospodarstwach rolnych zlokalizowanych na obszarach szczególnie narażonych. Zagadnienia Doradztwa Rolniczego, 2, 79-103.
3. Haliniarz M. 2019. Reakcja wybranych agrofitocenoz na zróżnicowane dawki substancji biologicznie czynnych herbicydów. Wyd. UP w Lublinie, Rozprawy Naukowe, 394, Lublin, ss. 207.
4. Haliniarz M., Kapeluszny J. 2006. Flora segetalna wybranych parków krajobrazowych na terenie województwa lubelskiego. Pam. Puł., 143, 67-74.
5. Haliniarz M., Kapeluszny J. 2014. Rzadkie gatunki flory kalcyfilnej w zbiorowiskach segetalnych na terenie województwa lubelskiego. Ann. UMCS, s. E Agricultura, 69 (1), 11-23.
6. Kapeluszny J., Haliniarz M. 2007. Flora na gruntach porolnych w otulinie Puszczy Solskiej i Poleskiego Parku Narodowego. Acta Botanica Warmiae et Masuriae, 4, 71-82.

7. Kapeluszny J., Haliniarz M. 2010. Ekspansywne i zagrożone gatunki flory segetalnej w środkowo-wschodniej Polsce. Ann. UMCS, s. E Agricultura, 65 (1), 26-33.
8. Kirpluk I., Bomanowska A. 2008. Rare, endangered and protected plant species ofsynanthropic flora of the Kampinos National Park (Central Poland). Biodiv. Res. Conserv. 11-12, 71-80.
9. Kornaś J. 1959. Wpływ człowieka i jego gospodarki na szatę roślinną Polski – flora synantropijna. [W:] Szata roślinna Polski, red. Szafer W., t. 1. PWN, Warszawa, 89-125.
10. Kornaś J. 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. Wiadomości Botaniczne, 25, 3, 165-182.
11. Kornaś J. 1987. Zmiany roślinności segetalnej w Gorcach w ostatnich 35 latach. Zesz. Nauk. UJ, Prace Botaniczne, 15, 7-26.
12. Korniak T. 1998. Ginące i zagrożone gatunki flory segetalnej w północno-wschodniej Polsce. Acta Univ Lodz., Folia Bot., 13, 43-50.
13. Korniak T. 1992. Flora segetalna północno-wschodniej Polski, jej przestrzenne zróżnicowanie i współczesne przemiany. Zesz. Nauk. ART w Olsztynie, Agricultura, 5-76.
14. Kucharczyk M., Szukałowicz I. 2003. Rzadkie i zagrożone gatunki roślin Polesia Zachodniego. Kosmos, Problemy nauk biologicznych, t. 52, 2-3, 321-330.
15. Matuszkiewicz W. 1991. Szata roślinna. [W:] Geografia Polski. Środowisko przyrodnicze. Starkel L. (red.). Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 445-494.
16. Nowak S. 2008. *Caucalido-Scandicetum* (Libb. 1930) R. Tx. 1937 within the area of limestone outcrops in Opole Silesia (SW Poland). Opole Scient. Soc., Nature Journal 41, 19-29.
17. Radwan S., Mieczan T., Płaska W., Wojciechowska W., Sender J., Jaszczenko P. 2002. Ekosystemy wodne Polesia – stan aktualny i kierunki zmian. [W:] Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, 89-121.
18. Rąkowski G. 2002. Parki krajobrazowe w Polsce. Wyd. IOŚ, Warszawa, ss. 719.
19. Rzymowska Z., Skrajna T. 2011. Segetal flora of the Łuków Plain. Acta Agrobotanica, 64 (2), 93-108.
20. Siciński J. 1984. Uwagi o aspektach sezonowych zbiorowisk zbożowych. Acta Agrobotanica, 37 (1), 91-112.
21. Sielewicz B. 2003. Rezerwat Biosfery Polesie Zachodnie. [W:] Raport o stanie środowiska województwa lubelskiego w 2002 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin, 170-172.
22. Skrzyczyńska J., Skrajna T., Rzymowska Z. 2010. Ekspansja *Anthoxanthum aristatum* Boiss. w uprawach rolniczych na Nizinie Południowopodlaskiej. Fragm. Agron., 27 (2), 135-144.
23. Stalenga J., Brzezińska K., Stańska M., Błaszkowska B., Czekała W., Feledyn-Szewczyk B., Gutkowska A., Hajdamowicz I., Kaliszewski G., Kazuń A., Kotowska K., Kulik M.,

Nasiłowska B., Radzikowski P., Sienkiewicz P., Staniak M., Teper D., Berbeć A., Dach J., Dzierża P., Ebertowska B., Kowalska M., Stasiak K., Szczepaniuk A., Wielgosz M. 2016. Kodeks dobrych praktyk rolniczych sprzyjających bioróżnorodności. Monografia, Wyd. IUNG-PIB, Puławy, 306 ss.

24. Staniak M., Haliniarz M., Kwiecińska-Poppe E., Harasim E., Wesołowski M. 2017. Diversity of agrocoenoses in the Lublin region, Poland. Acta Agrobot., 70 (4), 1-14.
25. Szczęśniak E., Dajdok Z., Kącki Z. 2011. Metodyka oceny zagrożenia i kategoryzacja zagrożenia archeofitów na przykładzie Dolnego Śląska. Acta Botanica Silesiaca, Suppl. 1, 9-28.
26. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Warszawa, 197 ss.
27. Trąba C., Ziemińska M. 1996. Niektóre ekspansywne chwasty segetalne na rędzinach Otuliny Roztoczańskiego Parku Narodowego. Zesz. Nauk. ATR w Bydgoszczy, Rolnictwo 38, 196, 67-75.
28. Urban D. 2000. Flora. [W:] Międzynarodowy Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie". Chmielewski T.J. (red.), Poleski Park Narodowy. Wojewoda Lubelski, Lublin – Urszulin, 72-78.
29. Warcholińska A.U. 1997. Flora i roślinność segetalna Bolimowskiego Parku Krajobrazowego Część I. Flora segetalna. Acta Agrobot., 50 (1-2), 125-139.

Streszczenie

Zbiorowiska segetalne podlegają nieustannym wpływom związanym z działalnością człowieka. Prowadzi to do dynamicznych przemian we florze powodujących naruszenie struktur i układów całych zbiorowisk. Na terenie Polesia Zachodniego w ostatnich kilkunastu latach zaobserwowano sukcesywne ubożenie flory segetalnej. Pomimo znacznego zmniejszenia różnorodności gatunkowej chwastów w agrofitocenozach, nie zmniejszył się stopień zachwaszczenia pól. Uwidoczniła się znaczna dominacja w zachwaszczeniu kilku gatunków chwastów, z których najliczniej notowana była *Apera spica-venti*. Ponadto duży udział w zachwaszczeniu pól uprawnych miały: *Scleranthus annuus*, *Anthemis arvensis*, *Setaria pumila* i *Arnoseris minima.* W agrocenozach Polesia Zachodniego sporadycznie występowały również chwasty uznane za rzadkie i zagrożone wyginięciem, takie jak*: Rhinanthus serotinus*, *Teesdalea nudicaulis*, *Hypericum humifusum* i *Agrostemma githago.*

Magdalena Pogorzelec, Artur Serafin, Barbara Banach-Albińska, Marzena Parzymies, Agnieszka Szczurowska

4.3. Czynna ochrona zagrożonych gatunków flory torfowiskowej na przykładzie wierzby lapońskiej *Salix lapponum* i wierzby borówkolistnej *Salix myrtilloides*

4.3.1. Wstęp

Ekosystemy torfowiskowe na całym świecie ulegają degradacji, która powodowana jest pośrednio zmianami klimatycznymi, a bezpośrednio działalnością człowieka. Powodem postępującego zmniejszania się areału oraz fragmentacji tych siedlisk są głownie zmiany w użytkowaniu gruntów, pożary, melioracje czy prowadzona na coraz większą skalę eksploatacja torfu. Konsekwencją dynamicznych zmian warunków siedliskowych w ekosystemach torfowiskowych są zaburzenia funkcjonowania naturalnych fitocenoz, które uwidaczniają się intensyfikacją takich zjawisk, jak synantropizacja, sukcesja ekologiczna czy ekstynkcja gatunków rodzimej flory. Wszelkie działania podejmowane celem ochrony oraz renaturyzacji torfowisk przyczyniają się również do zachowania różnorodności biologicznej, której te tereny są bezsprzecznym rezerwuarem [Prach i Walker 2011; Harenda i in. 2018]. We florze naczyniowej Polski, wśród gatunków rzadkich i zagrożonych wyginięciem dużą grupę stanowią gatunki zasiedlające naturalne ekosystemy torfowiskowe, a wśród nich znaczny udział mają borealne gatunki reliktowe. W skali światowej są to zwykle rośliny o szerokim zasięgu geograficznym, które na terenie Polski, na granicy swojego zasięgu, występują w odizolowanych, nielicznych populacjach [Kaźmierczakowa, Zarzycki 2001].

Wyjątkowa podatność torfowisk na zaburzenia pod wpływem antropopresji ma swoje odzwierciedlenie w kondycji populacji gatunków charakterystycznych dla tego typu siedlisk. Spadek liczby stanowisk oraz liczebności populacji roślinnych reliktów borealnych na torfowiskach jest obecnie jednym z problemów dotyczących zachowania różnorodności biologicznej tych ekosystemów w Polsce i na świecie [Grandcolas i in. 2014]. Procesy ubożenia populacji gatunków reliktowych, a nierzadko ich całkowite zanikanie ze stanowisk naturalnych, choć nie są znacząco eksponowane, wymagają niezwłocznej interwencji, polegającej na stworzeniu programów ich czynnej ochrony.

4.3.2. Charakterystyka gatunków

Od lat 50. ubiegłego wieku obserwowany jest spadek liczby stanowisk, a także liczebności populacji reliktowych gatunków wierzb: *Salix lapponum* (wierzby lapońskiej) i *S. myrtilloides* (wierzby borówkolistnej), występujących niegdyś licznie na torfowiskach

Polski, a szczególnie Polesia Lubelskiego. Są to gatunki związane z ekosystemami podmokłymi przez ściśle określone preferencje siedliskowe [Elven, Karlsson 2000]. Wierzba lapońska i wierzba borówkolistna to krzewy dorastające do wysokości średnio około 1 m. Wysokość i pokrój roślin są uzależnione od cech osobniczych, tj. np. wieku, kondycji okazu, ale przede wszystkim od warunków siedliskowych, m.in. sąsiedztwa innych roślin, które warunkuje potrzebę konkurencji o światło. Charakterystyczne cechy morfologiczne obu gatunków widoczne są przede wszystkim w obrębie liści. *Salix lapponum* charakteryzuje się srebrzystoszarą barwą pokrytych kutnerem blaszek liściowych, a *S. myrtilloides* ma liście drobniejsze, błyszczące, pokryte warstwą wosku. Oba gatunki są dwupienne i ambofilne [Kruszelnicki i in. 2001; Rutkowski 2004].

Wierzba lapońska jest gatunkiem powszechnie rosnącym na torfowiskach subarktycznych i borealnych północnej i północno-wschodniej Europy oraz zachodniej Syberii. Izolowane populacje rosną w niektórych pasmach górskich Europy Środkowej i Południowej oraz w Szkocji. Obecnie jej potwierdzone stanowiska w Polsce znajdują się na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej (Polesie Lubelskie), w Biebrzańskim Parku Narodowym i w Puszczy Knyszyńskiej. W Karkonoszach znajdują się dwa stanowiska tego gatunku, rosnące w piętrze subalpejskim jako zbiorowisko *Salicetum lapponum* [Kruszelnicki i in. 2001; Urban, Wawer 2001; Mirek 2006; Fijałkowski, Izdebski 2008; Hroneš i in. 2011; Pogorzelec i in. 2014; Kołos i in. 2015]. Wierzba lapońska, jako relikt glacjalny, ma w Polsce od 2014 r. status rośliny krytycznie zagrożonej (CR) [Zarzycki i in. 2014; Kaźmierczakowa i in. 2016].

Wierzba borówkolistna jest gatunkiem eurosyberyjskim. Obejmuje zasięgiem wschodnią i środkową Europę oraz większą część terenu Syberii. Oderwane stanowiska *S. myrtilloides* można spotkać w Alpach Szwajcarskich, w górach południowej Bawarii oraz dolinie Donu. Przez Polskę przebiega zachodnia granica zasięgu występowania gatunku, który jest tu reliktem polodowcowym. Obecnie potwierdzone stanowiska *S. myrtilloides* znajdują się na Pojezierzu Mazurskim, w Biebrzańskim Parku Narodowym, na Polesiu Lubelskim (w Poleskim Parku Narodowym) oraz Wyżynie Małopolskiej. Pojedyncze stanowiska odnotowano także w Puszczy Białowieskiej, na Nizinie Śląskiej i w Sudetach [Boratyński 1988; Jasiewicz 1992; Piękoś-Mirkowa 2003; Churski, Danielewicz 2008; Gostyńska-Jakuszewska i in. 2001; Pogorzelec i in. 2015]. Wierzba borówkolistna od 1983 r. podlega ścisłej ochronie prawnej w Polsce, obecnie ma status EN (gatunek zagrożony wymarciem) [Zarzycki i in. 2014].

4.3.3. Biologiczne podstawy ochrony gatunków

Przy planowaniu działań z zakresu czynnej ochrony gatunków niezwykle istotne jest poznanie kluczowych dla prawidłowego funkcjonowania organizmów i ich populacji czynników i procesów biologicznych. Warunkiem powodzenia zabiegów, tj. uprawy *ex situ*, reintrodukcji czy zasilania populacji, jest wcześniejsze rozpoznanie i przeanalizowanie danych dotyczących najistotniejszych zjawisk wewnątrzpopulacyjnych, specyficznych dla gatunku, ale również uzależnionych od czynników środowiskowych. Wskazanie elementów limitujących wzrost czy rozmnażanie osobników danego gatunku nierzadko wymaga wieloletnich badań i obserwacji zarówno w środowisku naturalnym dla obiektu badań, jak i w warunkach laboratoryjnych [Guerrant, Kaye 2007; Kaye 2008; Godefroid i in. 2011; Godefroid, Vanderborght, 2011]. W przypadku gatunków objętych ochroną prawną trudnością może okazać się ograniczona możliwość prowadzenia badań o charakterze inwazyjnym, pobierania materiału roślinnego czy poruszania się w terenach objętych ochroną obszarową, gdzie często znajdują się jedyne stanowiska tych gatunków [Guerrant, Kaye 2007].

Pierwszym etapem prac mających na celu przygotowanie merytoryczne programu ochrony czynnej *S. lapponum* i *S. myrtilloides* była weryfikacja stanowisk populacji tych gatunków oraz ich zasobności na terenie Polesia Lubelskiego.

Inwentaryzacja prowadzona w latach 2010-2014 w 35 stanowiskach *S. lapponum* znanych z danych literaturowych [Fijałkowski 1958a, 1959], wskazuje na zmniejszenie się o 80% liczby stanowisk badanego gatunku na terenie Polesia Lubelskiego od lat 50. XX wieku. Potwierdzono występowanie 5 stanowisk (6 lokalizacji) *S. lapponum* na badanym terenie: na torfowisku nad jeziorem Bikcze (najliczniejsza populacja – 301 osobników), na torfowisku nad jeziorem Moszne (79), na torfowisku nad jeziorem Karaśne – dwie lokalizacje (w sumie 31 osobników), na torfowisku nad jeziorem Długie (14) oraz na torfowisku nad jeziorem Lubowierek (6). We wszystkich stanowiskach odnotowano również spadek liczebności populacji od lat 50. XX wieku w stosunku do danych dostępnych w literaturze. Z 35 lokalizacji *S. lapponum* 18 populacji uznano za podległe całkowitej ekstynkcji, a 11 nie potwierdzono w opisywanych wcześniej stanowiskach. W większości stanowisk populacji, które uznane zostały za zanikłe, nie zaobserwowano znacznych zmian w warunkach siedliskowych. Zmiany habitatowe zauważono w 4 stanowiskach, ich przyczyną mogła być sukcesja drzew i krzewów, a w przypadku dwóch stanowisk odnotowano znaczne zmiany w warunkach hydrologicznych [Pogorzelec i in. 2014a].

Najliczniejsza populacja *S. lapponum* na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim funkcjonuje na torfowisku nad jeziorem Bikcze. W latach 2000-2004 notowano tam

występowanie ok. 5000 osobników tego gatunku. Z przeprowadzonych w latach 2010-2014 badań wynika, że liczebność populacji zmniejszyła się w przeciągu 10 lat o ponad 90%. Alarmujący jest także fakt, że pozostałe cztery mniejsze populacje nie funkcjonują w pełni prawidłowo, co przejawia się w widocznym podczas czteroletnich obserwacji braku kwitnienia lub nieodpowiednich proporcjach w strukturze płciowej. Taki stan rzeczy jest prawdopodobnie wynikiem zachodzących od dawna procesów wewnątrzpopulacyjnych, indukowanych izolacją i zmianami w siedliskach badanego gatunku [Pogorzelec i in. 2015; Pogorzelec i in. 2014a].

W przypadku wierzby borówkolistnej potwierdzono tylko jedno stanowisko w Poleskim Parku Narodowym, na torfowisku nad jeziorem Moszne, gdzie populacja jest stosunkowo liczna (ok. 230 osobników). Pozostałe stanowiska znane zarówno z regionu, jak i z samego PPN (źródła mówią o 14 stanowiskach na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim) [Fijałkowski 1958] już nie istnieją, co potwierdza waloryzacja stanowisk przeprowadzona w latach 2010-2014, poza stanowiskiem nad jeziorem Bikcze (gdzie odnotowano jednopłciową formę populacji, 99 osobników) oraz na śródleśnym, zarastającym roślinnością drzewiastą i trzciną pospolitą torfowisku Dekowina (120 osobników) w Sobiborskim Parku Krajobrazowym [Pogorzelec i in. 2015].

Kolejnym wątkiem były badania siedlisk, w jakich funkcjonują populacje reliktowych wierzb. Przez 15 lat monitorowane były i analizowane zmiany warunków abiotycznych oraz biocenotycznych środowiska zachodzące w stanowiskach występowania *S. lapponum* i *S. myrtilloides* [Serafin i in. 2015; Serafin i in. 2015a].

Warunki siedliskowe nie są z pewnością jedynym czynnikiem warunkującym prawidłowe funkcjonowanie i przetrwanie populacji gatunków zagrożonych. Analiza struktury i charakterystyka ekologiczna fitocenoz w stanowiskach badanych wierzb pozwala przypuszczać, że w tym konkretnym przypadku to właśnie zaburzenia w siedlisku odgrywają znaczącą rolę w osłabieniu kondycji populacji *S. lapponum* i *S. myrtilloides*. Największy spadek liczebności populacji wierzb dotyczył stanowisk, w których zaszły największe zmiany w kompozycji gatunkowej i strukturze fitocenoz [Pogorzelec i in. 2014]. Pomimo tego, że *S. lapponum* i *S. myrtilloides* mają dość szerokie zakresy tolerancji co do wartości różnych czynników abiotycznych środowiska [Zarzycki i in. 2003], ich populacje prawdopodobnie nie są w stanie oprzeć się zmianom, jakie zachodzą w ekosystemach wodno-torfowiskowych podlegających sukcesji. Wkraczanie gatunków ekspansywnych, wygrywających konkurencję o zasoby środowiska oraz zmieniających strukturę fitocenoz, nie daje możliwości przetrwania bardzo drobnym i delikatnym siewkom badanych gatunków roślin. Zjawisko to jest jednym

z prawdopodobnych powodów, dla którego cykl rozrodczy w populacjach badanych gatunków nie zamyka się.

Celem wyboru odpowiedniej formy ochrony czynnej gatunków dokonano również rozpoznania wewnątrz- i międzypopulacyjnego zróżnicowania genetycznego *S. lapponum* i *S. myrtilloides* występujących na terenie Polesia Lubelskiego. Wyniki badań genetycznych wykazały, że zróżnicowanie międzypopulacyjne w przypadku *S. lapponum* wynosiło 12%, pozostała zmienność genetyczna (88%) była ulokowana wewnątrz populacji. W przypadku *S. myrtilloides* zróżnicowanie międzypopulacyjne stanowiło 15% ogólnej różnorodności genetycznej. Z uzyskanych danych wynika, iż populacje zarówno wierzby lapońskiej, jak i borówkolistnej odznaczają się znacznym zróżnicowaniem międzypopulacyjnym, co z punktu widzenia gatunku jest zjawiskiem niekorzystnym. Brak przepływu genów powoduje różnicowanie się populacji, a w skrajnych warunkach (w przypadku długotrwałej izolacji) może doprowadzić do specjacji [Ouborg i in. 2006]. Izolacja przestrzenna powodowana głównie fragmentacją siedlisk badanych gatunków na terenie Polesia Lubelskiego uniemożliwia więc prawdopodobnie wymianę materiału genetycznego między populacjami. Co więcej, *S. lapponum* i *S. myrtilloides* mogą krzyżować się z innymi gatunkami wierzb współwystępujących z nimi w fitocenozach (np. *Salix cinerea, S. aurita, S. rosmarinifolia*). Efektem takiego zjawiska jest powstawanie trudnych do identyfikacji mieszańców lub nawet, w przypadku wieloletniego krzyżowania, introgresja w obcy gatunek, co opisali m.in. Elven i Karlsson [2000] oraz Tennant [2004]. Na Polesiu Lubelskim obserwowane jest zjawisko izolacji sezonowej (fenologicznej) tych gatunków, więc ryzyko zapylenia obcym pyłkiem jest znikome. Wyniki badań genetycznego zróżnicowania wewnątrzpopulacyjnego wykazały, że zarówno w populacjach *S. lapponum*, jak i *S. myrtilloides* nie występują klony. Fakt ten dowodzi, że osobniki tworzące populacje badanych gatunków powstały wyłącznie w wyniku rozmnażania płciowego.

Zachowanie różnorodności genetycznej, a także wzbogacanie puli genowych populacji gatunków zagrożonych ekstynkcją jest jednym z najważniejszych celów prowadzenia działań ich ochrony czynnej. Wyniki analiz genetycznego zróżnicowania wewnątrzpopulacyjnego, prowadzonych dla *S. lapponum*, potwierdziły przypuszczenia, że badana najliczniejsza obecnie populacja tego gatunku funkcjonująca na terenie torfowiska nad jeziorem Bikcze może i powinna stać się źródłem materiału roślinnego wykorzystywanego podczas hodowli *ex situ*, a w dalszym etapie reintrodukcji lub zasilenia innych populacji na terenie Polesia Lubelskiego.

Podstawową cechą świadczącą o prawidłowym funkcjonowaniu populacji jest jej efektywna reprodukcja. Podczas długoterminowych obserwacji terenowych odnotowywano

kwitnienie i owocowanie zarówno *S. lapponum*, jak i *S. myrtilloides*, natomiast nie pojawiały się siewki badanych gatunków na żadnym stanowisku. Badając żywotność ziaren pyłku osobników obu gatunków wierzb stwierdzono, że na tym etapie cyklu rozrodczego nie występują zaburzenia. Żywotność pyłku *S. lapponum* wynosiła średnio ponad 90% zarówno w przypadku pyłku świeżego, jak i przechowywanego przez 12 miesięcy. Pyłek *S. myrtilloides* charakteryzował się mniejszą żywotnością. W przypadku świeżego pyłku wynosiła ona średnio około 85%, a w przypadku przechowywanego 75% [Pogorzelec i in. 2015a, 2016].

Jednym z kluczowych etapów cyklu rozwojowego roślin jest wytwarzanie żywych, zdolnych do kiełkowania nasion. Weryfikacji zdolności i dynamiki kiełkowania nasion dokonano w warunkach *in vitro*, w oparciu o materiał roślinny zebrany z owocujących okazów *S. lapponum* i *S. myrtilloides,* Pojawienie się prawidłowo skiełkowanych nasion obserwowano bardzo szybko, bo już w pierwszej dobie eksperymentu. Zdolność kiełkowania nasion określono na podstawie danych uzyskanych w 10. dobie doświadczenia, wynosiła ona 71 i 81% odpowiednio dla wierzby lapońskiej i wierzby borówkolistnej. Na podstawie wyników badań i eksperymentów stwierdzono, że osobniki tworzące populacje *S. lapponum* i *S. myrtilloides* w stanowiskach nizinnych są zdolne do rozmnażania płciowego, którego efektem jest powstanie zdolnych do kiełkowania nasion [Pogorzelec i in. 2014b, 2015].

Reasumując, wnioski wysnute po analizie wyników badań, dotyczących zarówno zróżnicowania genetycznego populacji, prawidłowości przebiegu poszczególnych etapów rozmnażania płciowego, jak i badań siedliskowych, zainicjowały prace nad stworzeniem procedury działań ochrony czynnej dla *S. lapponum* i *S. myrtilloides* na Polesiu Lubelskim.

Ewaluacja wyników wszystkich prowadzonych badań przedstawionych powyżej dała pełniejszy obraz kondycji populacji badanych gatunków funkcjonujących na terenach wschodniej Polski. Pozwoliła również na wyszczególnienie zagrożeń, które powinny być w jak największym stopniu zniwelowane przez odpowiednie działania ochrony czynnej. Podsumowując dane stwierdzono, że najbardziej efektywnym dla zachowania gatunku będzie połączenie zabiegów, które będą obejmowały zarówno siedliska, jak i same populacje.

4.3.4. Założenia ochrony czynnej gatunków i podejmowane działania

Ochrona czynna gatunków została zaplanowana na terenach objętych ochroną obszarową, w tym przypadku na terenie Poleskiego Parku Narodowego (w ramach projektu współfinansowanego Przez Unię Europejską pt. *Ochrona czynna szczególnie zagrożonych gatunków roślin reliktowych z rodziny Salicaceae w siedliskach torfowiskowych,* nr POiŚ 02.04.00-00-0008/17). Jako drogę do powiększenia liczby populacji na terenie Polesia

Lubelskiego wybrano reintrodukcję, a do zwiększenia liczebności już istniejących populacji ich zasilanie osobnikami pochodzącymi z uprawy *ex situ*.

Działania ochrony czynnej *S. lapponum* i *S. myrtilloides* zaplanowane zostały na trzy lata i przeprowadzane są w cyklach obejmujących cztery etapy prac. Głównym celem pierwszego etapu jest wprowadzenie do kultur *in vitro* jak największej liczby genotypów wierzby lapońskiej i wierzby borówkolistnej, a następnie uzyskanie z nich jak największej liczby roślin potomnych, odpowiednich do wprowadzenia do środowiska naturalnego.

Materiał roślinny obu gatunków jest pobierany z najliczniejszych populacji obecnie funkcjonujących na terenie Polesia Lubelskiego w postaci 5-centymetrowych odcinków pędów i poddawany procesowi mikrorozmnażania w warunkach *in vitro*. Rośliny powstałe w kulturach tkankowych są stale pasażowane w odstępach 6-tygodniowych. Pędy wierzb samoistnie ukorzeniają się na pożywce wzrostowej, są sukcesywnie pobierane z kultur *in vitro* i przenoszone do podłoża składającego się z mieszaniny torfu kwaśnego (pH 3,5-4,5), torfu odkwaszonego (pH 5,5-6,5), płukanego piasku rzecznego oraz perlitu, w stosunku objętościowym 1:1:1:1. Sadzonki umieszcza się w pudełkach, które następnie są przenoszone do miniszklarni, a po dwóch tygodniach rozpoczyna sią hartowanie roślin poprzez stopniowe odkrywanie folii (po trzech tygodniach osłona zostaje zdjęta całkowicie). Po około dwóch miesiącach rośliny przenosi się do doniczek, a gdy osiągną one około 25 cm wysokości, przycina się je do wysokości 10 cm w celu pobudzenia rozkrzewiania. Zabieg powtarza się kilkukrotnie w odstępach 1,5-2-miesięcznych. Po 5 miesiącach rośliny mają zdrewniałą podstawą pędu, wysokość około 40-50 cm i w pełni rozwinięte liście. W takiej postaci są przenoszone do adaptacji do warunków naturalnych. Stwierdzono, że wiek roślin i związane z tym liczba pędów bocznych oraz stopień zdrewnienia pędów znacząco wpływają na przeżywalność roślin w warunkach *in situ*.

Miejscem aklimatyzacji sadzonek jest Terenowa Stacja Aklimatyzacji Roślin UP w Rozpłuciu I (gmina Ludwin), gdzie rośliny przebywają przez 4 tygodnie. Czynniki klimatyczne i warunki pogodowe oddziałują tam na rośliny w takim samym zakresie jak w naturalnych stanowiskach, na terenie przeznaczonym do tworzenia nowych populacji. Po zakończonym okresie aklimatyzacji rośliny są przenoszone do wytypowanych wcześniej miejsc reintrodukcji i wsiedlane w ple torfowiskowym. W dwóch terminach każdego roku (wiosennym i jesiennym) sadzonych jest po około 200 roślin obu gatunków na poszczególnych stanowiskach.

Zarówno w okresie poprzedzającym sadzenie roślin, jak i przez cały okres trwania działań ochrony czynnej *S. lapponum* i *S. myrtilloides* prowadzony jest dwukierunkowy

monitoring. Celem monitoringu nowo powstałych populacji jest określenie kondycji roślin potomnych uzyskanych w kulturach tkankowych na poszczególnych etapach ich wsiedlania (przed aklimatyzacją, w trakcie aklimatyzacji, po posadzeniu na stanowiska naturalne). Monitoring ten obejmuje ocenę fizjologicznej kondycji roślin, monitoring entomologiczny i mikologiczny części nadziemnych roślin wsiedlonych, a także monitoring liczebności oraz struktury płciowej nowo powstałych populacji i ocenę ogólnego stanu roślin określanego na podstawie pomiarów biometrycznych poszczególnych osobników, wykonywanych w kluczowych etapach ich wzrostu i rozwoju.

W ramach oceny fizjologicznej reintrodukowanych roślin prowadzone są bezinwazyjne pomiary wybranych parametrów fluorescencji chlorofilu. W każdym sezonie wegetacyjnym dokonywana jest ocena wizualnej kondycji osobników na podstawie morfologii organów asymilacyjnych, występowania ewentualnych chloroz czy nekroz blaszek liściowych oraz innych chorób fizjologicznych. W warunkach laboratoryjnych, w oparciu o próby zebrane w terenie, wykonywane są testy związane z histochemiczną detekcją H_2O_2 w tkankach liści, którego akumulacja jest wskaźnikiem stresu oksydacyjnego. Ocena entomologiczna polega na corocznych lustracjach bezpośrednich roślin oraz odłowie stawonogów roślinożernych, w celu ustalenia składu gatunkowego fitofagów zasiedlających reintrodukowane osobniki *Salix*. Podczas tych obserwacji określany jest typ i rozmiar uszkodzeń powodowanych przez fitofagi. Obserwacje mikologiczne pozwalają określić zdrowotność wsiedlonych osobników. Rośliny zamierające lub ich części z objawami chorobowymi w każdym sezonie wegetacyjnym są poddawane analizie mikologicznej w laboratorium. W trakcie dokonywania oceny zdrowotności prowadzona jest lustracja występowania patogenów o obligatoryjnym sposobie pasożytnictwa (mączniaków rzekomych i prawdziwych, rdzy). W ramach oceny ogólnej kondycji prowadzone są pomiary biometryczne roślin, w tym szacowny jest ich przyrost. Prowadzone są obserwacje kwitnienia (w tym oblotu owadów potencjalnie zapylających kwiaty) i owocowania wierzb lapońskiej i borówkolistnej.

Monitoring siedlisk ma na celu dokumentowanie zmian czynników abiotycznych i biocenotycznych środowiska zachodzących w siedliskach nowo powstałych populacji *S. lapponum* i *S. myrtilloides*. W ramach zadania prowadzone są analizy jakościowe czynników fizyczno-chemicznych płytkich wód gruntowych: odczyn (pH), przewodnictwo elektrolityczne (EC), frakcje azotu: azot ogólny (N_{total}), azot amonowy ($N\text{-}NH_4$), azotany (NO_3), azotyny (NO_2), frakcje fosforu: fosfor ogólny (P_{total}) oraz fosforany (PO_4), a także badania ekologiczne i botaniczne dotyczące zbiorowisk roślinnych (analizy składu gatunkowego flory obejmujące współczynniki podobieństwa taksonomicznego na stanowiskach reintrodukcji, częstotliwość

wspólnego występowania oznaczonych gatunków oraz zmiany antropogeniczne we florze). Uzupełnieniem niniejszych badań są analizy mikologiczne gleby ryzosferowej w celu określenia wpływu eksudatów korzeniowych na różnorodność mikrorganizmów glebowych. Oczekiwane efekty monitoringu siedliskowego wiążą się z weryfikowaniem i utrzymaniem optymalnego stanu siedlisk w stanowiskach wybranych do reintrodukcji reliktowych gatunków wierzb, zgodnie z opracowaną procedurą hierarchizacji biocenotycznych i abiotycznych składników siedliska [Serafin i in. 2019] celem zapewnienia skuteczności i trwałości podejmowanych zabiegów ochrony czynnej.

Efektem końcowym programu ochrony czynnej wierzby lapońskiej i wierzby borówkolistnej ma być powstanie lub przetrwanie populacji tych gatunków, które będą funkcjonowały samodzielnie na terenie Polesia Lubelskiego. Sukces prowadzonych obecnie działań będzie możliwy do zweryfikowania w długoletniej perspektywie, kiedy pojawią się kolejne pokolenia roślin.

Piśmiennictwo

1. Boratyński A. 1988. Chronione i godne ochrony drzewa i krzewy polskiej części Sudetów, Pogórza i Przedgórza Sudeckiego: 4. *Salix myrtilloides* L. (Protected and deserving protection trees and shrubs of the Polish Sudety Mts. with its prealps: 4. Salix myrtilloides L.) Arbor. Kornickie, 33, 5-11.
2. Churski M., Danielewicz W. 2008. *Salix myrtilloides* in north central Poland. Distribution, threats and conservation. Dendrobiology, 60, 3-9.
3. Elven R., Karlsson T. 2000. Salix L. Flora Nordica. Stockholm: The Bergius Foundation, 117-188.
4. Fijałkowski D. 1958. Study on the distribution and ecology of swamp willow (*Salix myrtilloides*) in the Łęczna-Włodawa Lakeland. Acta Soc. B vol. XXVII
5. Fijałkowski D. 1958a. Studiem Upon Distribution and Ecology of Downy Willow (*Salix lapponum*) in Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland. Fragmenta Floristica et Geobotanika, 3(2), 89-103
6. Fijałkowski D. 1959. The vegetation cover of lakes in the Łęczna and Włodawa area and of peat bogs adjacent to these lakes. Ann. UMCS, Sectio B, vol. XIV.
7. Fijałkowski D., Izdebski K. 2008. Szata roślinna. [W:] Uziak S., Turski J. (red.), Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin, 317-419.

8. Godefroid S., Vanderborght T. 2011. Plant reintroductions: the need for a global database. Biodiversity and conservation, 20 (14), 3683-3688.
9. Godefroid S., Piazza C., Rossi G., Buord S., Stevens A. D., Aguraiuja R., Johnson I. 2011. How successful are plant species reintroductions? Biological Conservation, 144 (2), 672-682.
10. Gostyńska-Jakuszewska M., Kruszelnicki J., Rutkowski L. 2001. *Salix myrtilloides* L. Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Kraków: Instytut Botaniki im. Władysława Szafera, Polska Akademia Nauk.
11. Grandcolas P., Nattier R., Trewick S. 2014. Relict species: a relict concept? Trends in Ecology & Evolution, 29 (12), 655-663.
12. Guerrant Jr E.O., Kaye T.N. 2007. Reintroduction of rare and endangered plants: common factors, questions and approaches. Australian Journal of Botany, 55 (3), 362-370.
13. Harenda K.M., Lamentowicz M., Samson M., Chojnicki B.H. 2018. The Role of Peatlands and Their Carbon Storage Function in the Context of Climate Change. In Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals (pp. 169-187). Springer, Cham.
14. Hroneš M., Hrachová S., Dančák M., & Vašut R.J. 2011. Vrba laponská (*Salix lapponum* L.) v Krkonoších. Opera Corcontica, 48.
15. Jasiewicz A.1992. Flora Polski. Rośliny naczyniowe. Kraków: Instytut Botaniki im. Władysława Szafera, Polska Akademia Nauk.
16. Kaye T.N. 2008. Vital steps toward success of endangered plant reintroductions. Native Plants Journal, 9 (3), 313-322.
17. Kaźmierczakowa R., Bloch-Orłowska J., Celka Z., Cwener A., Dajdok Z., Michalska-Hejduk D., Pawlikowski P., Szczęśniak E., Ziarnek K. 2016. Polska czerwona lista paprotników i roślin kwiatowych. Polish red list of pteridophytes and flowering plants. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk.
18. Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. 2001. Polska Czerwona Księga Roślin. Polish Red Book of Plants. Pheridiophytes and Flowering Plants. 2nd ed. Cracow, Poland: Botany Institute PAN.
19. Kołos A., Wołkowycki D., Banaszuk P., Kamocki A. 2015. Protection of relic plant species at the limit of their geographical range: response of *Salix lapponum* to competitor removal. Ann. Botanici Fennici, 52 (5-6), 303-315.
20. Kruszelnicki J., Gostyńska-Jakuszewska M., Rutkowski L. 2001. *Salix lapponum* L. (wierzba lapońska). Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Cracow: W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, 73-75.

21. Mirek Z. 2006. Red list of plants and fungi in Poland: erwona lista roślin i grzybów Polski. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
22. Ouborg NJ., Vergeer P., Mix C. 2006. The rough edges of the conservation genetics paradigm for plants. Journal of Ecology, 94(6), 1233-1248.
23. Piękoś-Mirkowa H. 2003. Flora Polski: Atlas roślin chronionych. Multico Oficyna Wyd.
24. Pogorzelec M., Bronowicka-Mielniczuk U., Banach B., Szczurowska A., Serafin A. 2014. Relict boreal willows (*Salix lapponum* and *Salix myrtilloides*) as an element of phytocoenoses overgrowing the water bodies in Eastern Poland. Applied Ecology and Environmental Research, 12(2), 441-456.
25. Pogorzelec M., Banach-Albińska B., Serafin A., Szczurowska A. 2014a. Population resources of an endangered species *Salix lapponum* L. in Polesie Lubelskie Region (Eastern Poland). Acta Agrobotanica, 67(4), 81-86.
26. Pogorzelec M., Głębocka K., Hawrylak-Nowak B., Parzymies M. 2014b. Reproduction and diversity of the endangered *Salix lapponum* L. populations in Eastern Poland. Turkish Journal of Botany, 38(6), 1239-1247.
27. Pogorzelec M., Głębocka K., Hawrylak-Nowak B., Bronowicka-Mielniczuk U. 2015. Assessment of chosen reproductive cycle processes and genetic diversity of *Salix myrtilloides* L. in wetlands of Polesie Lubelskie: the prospects of its survival in the region. Polish Journal of Ecology, 63, 291–303.
28. Pogorzelec M., Parzymies M., Bronowicka-Mielniczuk U., Banach B., Serafin A. 2015a. Pollen viability and tissue culture initiation of *Salix lapponum*, an endangered species in Poland. Acta Scientiarum Polonorum – Hortorum Cultus, 14 (6), 151-161.
29. Pogorzelec M., Serafin A., Banach-Albińska B., Szczurowska A., Parzymies M., Bronowicka-Mielniczuk U. 2016. Pollen viability of an endangered species in Poland – *Salix myrtilloides* L. Acta Agrobotanica, 69 (4), 1679.
30. Prach K., Walker L.R. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. Trends in Ecology & Evolution, 26 (3), 119-123.
31. Rutkowski L. 2004. Przewodnik do oznaczania roślin Polski niżowej. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 345.
32. Serafin A., Pogorzelec M., Banach B., Szczurowska A., Mielniczuk J. 2015. Physico-chemical groundwater conditions at *Salix lapponum* stands in Eastern Poland. Dendrobiology, 73, 65-74.
33. Serafin A., Pogorzelec M., Banach B., Mielniczuk J. 2015a. Habitat conditions of the endangered species *Salix myrtilloides* in Eastern Poland. Dendrobiology, 73, 55-64.

34. Serafin A., Pogorzelec M., Bronowicka-Mielniczuk U 2019. Hierarchization of abiotic environmental properties – methodical study for research on the ecology of plants in peat bog habitats. Appl. Ecol. Environ. Res., 17 (2), 4081-4096.
35. Tennant D.J. 2004. A re-assessment of montane willow (*Salix* L., Salicaceae) hybrids in Scotland. Watsonia, 25 (1), 65-82.
36. Urban D., Wawer M. 2001. *Salix lapponum* L. i *S. myrtilloides* L. in the area of Sobibór in the Łęczyńsko-Włodawskie Lake District. Ann. UMCS, 56 (11), 83-93.
37. Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szeląg Z., Wołek J., Korzeniak U. 2003. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. Instytut Botaniki PAN.
38. Zarzycki K., Kaźmierczakowa R., Mirek Z. 2014. Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. III uaktualnione i rozszerzone. Kraków: Instytut Ochrony Przyrody PAN.

Streszczenie

Konsekwencją dynamicznych zmian warunków siedliskowych w ekosystemach torfowiskowych Polesia Lubelskiego są zaburzenia funkcjonowania naturalnych fitocenoz, które uwidaczniają się intensyfikacją takich zjawisk, jak synantropizacja, sukcesja ekologiczna czy ekstynkcja gatunków rodzimej flory. Spadek liczby stanowisk oraz liczebności populacji roślinnych reliktów borealnych na torfowiskach jest obecnie jednym z problemów dotyczących zachowania różnorodności biologicznej tych ekosystemów w Polsce i na świecie. Od lat 50. XX wieku obserwowany jest spadek liczby stanowisk, a także liczebności populacji reliktowych gatunków wierzb: *Salix lapponum* (wierzby lapońskiej) i *S. myrtilloides* (wierzby borówkolistnej), występujących niegdyś licznie na torfowiskach naszego kraju. Od 2000 r. prowadzone były wielokierunkowe badania dotyczące ekologii i biologii tych gatunków na terenie Polesia Lubelskiego, obejmujące inwentaryzację populacji, zróżnicowanie genetyczne populacji, prawidłowość przebiegu poszczególnych etapów rozmnażania płciowego oraz monitoring siedliskowy. Ewaluacja wyników badań pozwoliła na stworzenie planu ochrony czynnej tych gatunków, który jest realizowany w ramach projektu współfinansowanego przez Unię Europejską pt. *Ochrona czynna szczególnie zagrożonych gatunków roślin reliktowych z rodziny Salicaceae w siedliskach torfowiskowych,* nr POiŚ 02.04.00-00-0008/17. Jako drogę do powiększenia liczby populacji wierzby lapońskiej i wierzby borówkolistnej na terenie Polesia Lubelskiego wybrano reintrodukcję, a do zwiększenia liczebności już istniejących populacji ich zasilanie osobnikami pochodzącymi z uprawy *ex situ*.

Hanna Wójciak, Paweł Bielak-Bielecki

5. BIOTA POROSTÓW POLESIA LUBELSKIEGO

5.1. Wstęp

Pozycja taksonomiczna porostów przysparzała systematykom wielu kłopotów i często ulegała zmianom. Pomimo odkrycia w 1867 r. przez Simona Schwendenera ich dualistycznej natury, systematyka porostów jeszcze przez długi czas nie odzwierciedlała rzeczywistego pokrewieństwa między nimi i innymi organizmami. Do drugiej połowy XIX wieku porosty, podobnie jak grzyby makroskopijne (*Macromycetes*), uznawane były za rośliny [Czarnota 2009].

Szeroko akceptowana definicja porostu została opracowana przez Hawkswortha i Honegger w 1994 r. [Guzow-Krzemińska, Kukwa 2013]. Opisują oni porosty jako ekologicznie obligatoryjny związek mutualistyczny pomiędzy zewnętrznym partnerem grzybowym oraz zasiedlającą go międzykomórkową populacją glonów lub cyjanobakterii. Tak więc obecnie podstawowym kryterium klasyfikowania porostów jest tworzący je gatunek grzyba. Na tej podstawie zaliczane są do królestwa grzybów *Fungi* (*Mycota*), jako grzyby lichenizowane *Fungi lichenisati*, czyli takie, które mają zdolność tworzenia trwałego związku z glonami (lichenizacji).

Komponenta grzybowego określa się nazwą mykobionta. Aż u 98% porostów występują grzyby należące do workowców *Ascomycota*, natomiast tylko 2% do podstawczaków *Basidiomycota* [Czarnota 2009; Guzow-Krzemińska, Kukwa 2013; Wójciak 2010]. Partnerem autotroficznym – fotobiontem są zielenice z klasy *Chlorophyceae* (około 90% gatunków) lub sinice *Cyanobacteria* (*Cyanophyta*). Niektóre porosty z fotobiontem zielenicą zawierają także sinice, które umieszczone są zazwyczaj w określonych partiach plechy – cefalodiach, organach wewnętrznych lub zewnętrznych, przybierających postać brodawek. Porostom często towarzyszą specyficzne dla nich grzyby naporostowe, będące ich pasożytami, saprobiontami lub parasymbiontami [Fałtynowicz 2012].

Dzięki dualistycznej naturze porosty radzą sobie w skrajnie trudnych warunkach i mogą zasiedlać miejsca niedostępne dla innych organizmów. Rosną one na korze drzew i krzewów, martwym drewnie, obumarłych szczątkach roślin, mszakach, odkrytej glebie oraz na naturalnych skałach. Zasiedlają także podłoża antropogeniczne, tj. beton, cegły, tynk, eternit, znacznie rzadziej metal, a nawet plastik czy szkło.

Niedawne odkrycie skamieniałych form zbliżonych do porostów w fosforytach morskich w Chinach oraz badania molekularne wskazują, że grzyby lichenizujące były obecne już w prekambryjskich morzach. Istnieją dowody na to, że całościowe właściwości związków między grzybami i sinicami lub zielenicami ułatwiły przejście życia na ląd i późniejszą kolonizację siedlisk lądowych [Lipnicki 2015].

Porosty są szeroko rozpowszechnione na całej kuli ziemskiej. Szacuje się, że na świecie znanych jest między 13 500 a 20 000 gatunków porostów [Feuerer, Hawksworth 2007]. Dotychczas w Polsce stwierdzono ponad 1600 gatunków [Fałtynowicz, Kossowska 2016].

Porosty wytwarzają specyficzne metabolity wtórne. Są to związki organiczne, pochodne kwasów tłuszczowych i fenoli. Znanych jest ponad 800 takich związków i ciągle odkrywane są nowe. Mają one duże znaczenie ochronne dla plech porostów. Liczne mają właściwości bakteriobójcze, bakteriostatyczne, grzybobójcze czy antywirusowe.

W Polsce porosty należą do organizmów najbardziej zagrożonych. „Czerwona lista porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce" [Cieśliński i in. 2003] zawiera aż 886 gatunków, co stanowi ponad 50% taksonów wykazanych z kraju. Wśród nich 146 uznano już za wymarłe. Do najbardziej zagrożonych należą gatunki epifityczne oraz epiksyliczne, które stanowią aż 70% wszystkich porostów z czerwonej listy [Cieśliński i in. 2003]. Obecnie ze względu na liczne zagrożenia bioty porostowej oraz postępującą degradację siedlisk, poza ochroną gatunkową konieczne staje się wprowadzenie ochrony ich ekosystemów.

5.2. Metodyka

Opisując biotę porostów Polesia Lubelskiego skupiono się głównie na analizie danych literaturowych [Bystrek, Górzyńska 1977, 1979; Bystrek, Karczmarz 1988; Bystrek 1992, 2002; Dembowska 2005; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1982; Fijałkowski 1956, 1983, 1993; Fijałkowski i in. 1984; Fijałkowski i in. 1994a,b; Izdebski, Grądziel 1981; Wójciak, Bielak-Bielecki 2020; Wójciak, Dembowska 2007; Urban, Wójciak 2016; Wójciak, Urban, 2012a,b; Wójciak 1989, 1995, 2007]. Pozwoliła ona uzyskać listę gatunków wykazanych do 2018 r. Ponadto autorzy uzupełnili wykaz porostów Polesia Lubelskiego o własne, wcześniej niepublikowane dane. Mają one charakter pojedynczych stwierdzeń, zlokalizowanych w różnych miejscach. Dotyczyły głównie porostów naskalnych, będących grupą rzadko badaną na terenie Polesia Lubelskiego oraz występujących wzdłuż granicznego odcinka Bugu.

Nazwy gatunków podano według aktualnego wykazu porostów Polski [Fałtynowicz, Kossowska 2016]. Kategorie zagrożenia przyjęto według „Czerwonej listy porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce" [Cieśliński i in. 2003]. Gatunki objęte ścisłą i częściową

ochroną prawną zostały podane wg rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów [Dz.U. z 2014 r. poz. 1408].

5.3. Wyniki badań

Łącznie na terenie Polesia Lubelskiego stwierdzono dotychczas 260 gatunków (tab. 1). Skład gatunkowy i zasobność porostów tego obszaru są wynikiem specyfiki biogeograficznej oraz stopnia zbadania terenu przez lichenologów. Niewątpliwie wpływ na liczbę gatunków ma ukształtowanie terenu. Jest to teren nizinny, w znacznej części pokryty wodą i torfowiskami, pozbawiony dużych kompleksów leśnych ze starodrzewem. Dzięki temu, że w północnej części Polesia Lubelskiego jest dość dużo głazów narzutowych, będących substratem dużej liczby gatunków, biota porostów jest bogatsza, mimo tego, że w porównaniu do terenów górskich czy Suwalszczyzny liczy znacznie mniej gatunków. Ponadto trzeba mieć na uwadze fakt, że obszar ten zbadany jest jedynie fragmentarycznie. Do tej pory badania lichenologów skupiały się głównie wokół Poleskiego Parku Narodowego, Lasów Sobiborskich oraz doliny Bugu [Bystrek 2002; Bystrek, Górzyńska 1977; Urban, Wójciak 2002; Wójciak, Bielak-Bielecki 2020; Wójciak, Urban 2012a,b; Wójciak 2007].

Tab. 1. Wykaz porostów Polesia Lubelskiego.

Objaśnienia: Oś – ochrona ścisła, Ocz – ochrona częściowa, RE – regionalne wymarły (Regionally Extinct), CR – krytycznie zagrożony (Critically Endangered), EN – wymierający (Endangered), VU – narażony (Vulnerable), NT – bliski zagrożenia (Near Threatened), LC – słabo zagrożone (Least Concern), DD – niedostateczne dane (Data Deficient); substrat: K – kora żywych drzew i krzewów, D – drewno, G – gleba, S – skała

Lp.	Gatunek	Status ochrony gatunkowej	Kategoria zagrożenia	Substrat			
				K	D	G	S
1.	*Acarospora fuscata* (Nyl.) Arnold	-	-				+
2.	*Acarospora moenium* (Vain.) Räsänen	-	-				+
3.	*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheid.	-	-	+			
4.	*Anaptychia ciliaris* (L.) Koerber	Oś	EN	+			
5.	*Arthonia atra* (Pers.) A. Schneid.	-	EN	+			
6.	*Arthonia punctiformis* Ach.	-	EN	+			
7.	*Arthonia radiata* (Pers.) Ach.	-	-	+			
8.	*Arthonia spadicea* Leighton	-	-	+			
9.	*Arthothelium ruanum* (A. Massal.) Körb.	-	NT	+			
10.	*Athalia holocarpa* (Hoffm.) Arup, Frödén & Søchting	-	-				+
11.	*Athalia pyracea* (Ach.) Arup, Frödén & Søchting	-	-	+			
12.	*Bacidia rubella* (Hoffm.) A. Massal.	-	VU	+			
13.	*Bacidina inundata* (Fr.) Vězda	-	-				+
14.	*Baeomyces rufus* (Huds.) Rebent.	-	-		+	+	+

15.	*Biatora globulosa* (Flörke) Fr.	-	VU	+			
16.	*Biatora tetramera* (De Not.) Coppins	-	-	+			
17.	*Biatora turgidula* (Fr.) Nyl.	-	VU		+		
18.	*Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo & D. Hawksw.	Oś	CR	+			
19.	*Bryoria crispa* (Mot.) Bystrek	Oś	EN	+	+		
20.	*Bryoria fuscescens* (Gyeln.) Brodo & D. Hawksw.	Oś	EN	+			
21.	*Bryoria implexa* (Hoffm.) Brodo & D. Hawksw.	Oś	CR	+			
22.	*Bryoria motykana* (Bystrek) Bystrek	Oś	RE	+			
23.	*Bryoria subcana* (Nyl. ex Stiz.) Bystrek	Oś	CR	+			
24.	*Buellia griseovirens* (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.	-	-	+			
25.	*Calicium abietinum* Pers.	-	VU	+			
26.	*Calicium adspersum* Pers.	-	EN	+			
27.	*Calicium salicinum* Pers.	-	VU	+			
28.	*Calogaya decipiens* (Hoffm.) Arup, Frödén & Søchting	-	-				+
29.	*Caloplaca cerina* (Ehrh. ex Hedw.) Th. Fr.	-	VU	+			
30.	*Caloplaca saxicola* (Hoffm.) A. Nordin	-	-				+
31.	*Candelaria concolor* (Dickson) Stein	-	-	+			
32.	*Candelariella aurella* (Hoffm.) A. Zahlbr.	-	-				+
33.	*Candelariella coralliza* (Nyl.) H. Magn.	-	-				+
34.	*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau	-	-	+			
35.	*Candelariella vitellina* (Hoffm.) Müll. Arg.	-	-	+	+		
36.	*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau	-	-	+			
37.	*Catillaria erysiboides* (Nyl.) Th. Fr.	-	EN		+		
38.	*Catinaria atropurpurea* (Schaer.) Vězda & Poelt	-	EN		+		
39.	*Cetraria aculeata* (Schreber) Ach.	-	-			+	
40.	*Cetraria ericetorum* Opiz	Ocz	NT			+	
41.	*Cetraria islandica* (L.) Ach.	Ocz	VU			+	
42.	*Cetraria islandica* var. *sorediata* (Schaer.) Ach.	Ocz	VU			+	
43.	*Cetraria muricata* (Ach.) Eckefeld	Ocz	NT			+	
44.	*Cetraria sepincola* (Ehrh.) Ach.	Oś	EN	+	+		
45.	*Cetrelia cetrarioides* (Delise) W.L. Culb. & C.F. Culb.	Oś	EN	+			
46.	*Cetrelia olivetorum* (Nyl.) W.L. Culb. & C.F. Culb.	Oś	EN	+			
47.	*Chaenotheca brachypoda* (Ach.) Tibell	-	EN	+			
48.	*Chaenotheca chrysocephala* (Ach.) Th. Fr.	-	-	+			
49.	*Chaenotheca ferruginea* (Turner ex Sm.) Migula	-	-	+			
50.	*Chaenotheca furfuracea* (L.) Tibell	-	NT			+	
51.	*Chaenotheca phaeocephala* (Turner) Th. Fr.	-	EN	+			
52.	*Chaenotheca stemonea* (Ach.) Müll.	-	EN		+		
53.	*Chaenotheca trichialis* (Ach.) Th. Fr.	-	NT	+			
54.	*Chaenotheca xyloxena* Nádv.	-	VU		+		
55.	*Chrysothrix candelaris* (L.) Laundon	Oś	CR	+			
56.	*Circinaria calcarea* (L.) A. Nordin, Savić & Tibell	-	-				+
57.	*Cladonia arbuscula* (Wallr.) Flot. em. Ruoss subsp. *arbuscula*	Ocz	-			+	
58.	*Cladonia arbuscula* (Wallr.) Flot. em. Ruoss subsp. *mitis* (Sandst.) Ruoss	Ocz	-			+	
59.	*Cladonia botrytes* (Hagen) Willd.	-	EN		+		

60.	*Cladonia cariosa* (Ach.) Sprengel	-	-			+	
61.	*Cladonia cenotea* (Ach.) Schaerer	-	-	+	+		
62.	*Cladonia cervicornis* (Ach.) Flot. subsp. *verticillata*	-	-			+	
63.	*Cladonia chlorophaea* (Flk. ex Sommerf.) Sprengel	-	-			+	
64.	*Cladonia ciliata* (Stirt.) Harm. var. *tenuis* (Flörke) Nimis	Ocz	-			+	
65.	*Cladonia coccifera* (L.) Willd.	-	-			+	
66.	*Cladonia coniocraea* (Flk.) Vainio	-	-	+	+	+	
67.	*Cladonia cornuta* (L.) Hoffm.	-	-			+	
68.	*Cladonia crispata* (Ach.) Flotow	-	-			+	
69.	*Cladonia deformis* (L.) Hoffm.	-	-			+	
70.	*Cladonia digitata* (L.) Hoffm.	-	-	+	+		
71.	*Cladonia fimbriata* (L.) Fr.	-	-	+	+	+	
72.	*Cladonia floerkeana* (Fr.) Flörke	-	-	+	+	+	
73.	*Cladonia foliacea* (Huds.) Willd.	-	-			+	
74.	*Cladonia furcata* (Huds.) Schrader	-	-			+	
75.	*Cladonia glauca* Flk.	-	-	+	+	+	
76.	*Cladonia gracilis* (L.) Willd.	-	-			+	
77.	*Cladonia grayi* Merrill ex Sandst.	-	-			+	
78.	*Cladonia incrassata* Flk.	Oś	EN		+	+	
79.	*Cladonia macilenta* Hoffm.	-	-	+	+	+	
80.	*Cladonia ochrochlora* Flk.	-	-		+	+	
81.	*Cladonia phyllophora* Hoffm.	-	-			+	
82.	*Cladonia pleurota* (Flörke) Schaer.	-	-			+	
83.	*Cladonia pocillum* (Ach.) O.-J. Rich.	-	-			+	
84.	*Cladonia portentosa* (Dufour) Coem.	Ocz	-			+	
85.	*Cladonia pyxidata* (L.) Hoffm.	-	-			+	
86.	*Cladonia ramulosa* (With.) J. R. Laundon	-	-			+	
87.	*Cladonia rangiferina* (L.) Weber in Wigg.	Ocz	-			+	
88.	*Cladonia rangiformis* Hoffm.	-	-			+	
89.	*Cladonia rei* Schaerer	-	-			+	
90.	*Cladonia scabriuscula* (Delise) Nyl.	-	-			+	
91.	*Cladonia squamosa* (Scop.) Hoffm.	-	-			+	
92.	*Cladonia stellaris* (Opiz) Pouzar & Vězda	Oś	EN			+	
93.	*Cladonia subrangiformis* Sandst.	-	-			+	
94.	*Cladonia subulata* (L.) Weber in Wigg.	-	-			+	
95.	*Cladonia sulphurina* (Michx.) Fr.	-	NT			+	
96.	*Cladonia turgida* (Ehrh.) Hoffm.	-	EN			+	
97.	*Cladonia uncialis* (L.) Wigg.	-	-			+	
98.	*Coenogonium pineti* (Ach.) Lücking & Lumbsch	-	-	+			
99.	*Dibaeis baeomyces* (L.) Rambold & Hertel	-	NT			+	
100.	*Evernia mesomorpha* Nyl.	Oś	CR	+			
101.	*Evernia prunastri* (L.) Ach.	-	NT	+	+		
102.	*Flavoparmelia caperata* (L.) Hale	Ocz	EN	+			
103.	*Flavoplaca citrina* (Hoffm.) Arup, Frödén & Søchting	-	-				+
104.	*Graphis scripta* (L.) Ach.	-	NT	+			
105.	*Hypocenomyce scalaris* (Ach.) M. Choisy	-	-	+	+		

106.	*Hypogymnia farinacea* Zopf	Oś	VU	+	+		
107.	*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.	-	-	+	+		
108.	*Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas	Ocz	NT	+			
109.	*Hypotrachyna revoluta* (Flk.) Hale	Oś	EN	+			
110.	*Icmadophila ericetorum* (L.) Zahlbr.	Oś	EN		+	+	
111.	*Imshaugia aleurites* (Ach.) S.L.F. Meyer	Ocz	-	+	+		
112.	*Inoderma byssaceum* (Weigel) Gray	-	EN	+			
113.	*Lecania erysibe* (Ach.) Mudd	-	-				+
114.	*Lecania naegelii* (Hepp) Diederich & P. Boom	-	-	+			
115.	*Lecanographa amylacea* (Ehrh. ex Pers.) Egea & Torrente	-	CR	+			
116.	*Lecanora albella* (Pers.) Ach.	-	EN	+			
117.	*Lecanora allophana* (Ach.) Nyl.	-	-	+	+		
118.	*Lecanora argentata* (Ach.) Malme	-	-	+			
119.	*Lecanora carpinea* (L.) Vainio	-	-	+			
120.	*Lecanora chlarotera* Nyl.	-	-	+			
121.	*Lecanora conizaeoides* Nyl. in Crombie	-	-	+			
122.	*Lecanora expallens* Ach.	-	-	+			
123.	*Lecanora glabrata* (Ach.) Malme	-	-	+			
124.	*Lecanora impudens* Degel.	-	-	+			
125.	*Lecanora intumescens* (Rebent.) Rabenh.	-	EN	+			
126.	*Lecanora piniperda* Koerber	-	-	+			
127.	*Lecanora polytropa* (Ehrh. ex Hoffm.) Rabenh.	-	-				+
128.	*Lecanora populicola* (DC.) Duby	-	-	+			
129.	*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.	-	-	+			
130.	*Lecanora saligna* (Schrader) A. Zahlbr.	-	-		+		
131.	*Lecanora sarcopidoides* (Massal.) A.L. Sm.	-	NT	+			
132.	*Lecanora subintricata* (Nyl.) Th. Fr.	-	-	+			
133.	*Lecanora subrugosa* Nyl.	-	LC	+			
134.	*Lecanora swartzii* (Ach.) Ach.	-	-				+
135.	*Lecanora symmicta* (Ach.) Ach.	-	-	+			
136.	*Lecanora umbrina* (Ach.) A. Massal.	-	-	+			+
137.	*Lecanora varia* (Ehrh.) Ach.	-	-	+			
138.	*Lecidella elaeochroma* (Ach.) M. Choisy	-	-	+			
139.	*Lecidella flavisorediata* (Vězda) Hertel & Leuckert	-	-	+			
140.	*Lecidella pulveracea* (Schaer.) Syd.	-	-	+			
141.	*Lepraria finkii* (B. de Lesd. ex Hue) R.C. Harris	-	-	+			
142.	*Lepraria incana* (L.) Ach.	-	-	+	+		
143.	*Lepraria membranacea* (Dicks.) Vain.	-	-			+	+
144.	*Lepraria neglecta* (Nyl.) Erichsen	-	-				+
145.	*Loxospora elatina* (Ach.) A Massal.	-	EN	+			
146.	*Melanelixia fuliginosa* (Fr. ex Duby) O. Blanco & al.	-	-	+			
147.	*Melanelixia glabratula* (Lamy) O. Blanco & al.	-	-	+			
148.	*Melanelixia subargentifera* (Nyl.) O. Blanco & al.	-	VU	+			
149.	*Melanelixia subaurifera* (Nyl.) O. Blanco & al.	Ocz	-	+			
150.	*Melanohelea elegantula* (Zahlbr.) O. Blanco& al.	Oś	VU	+			
151.	*Melanohalea exasperata* (De Not.) O. Blanco & al.	Oś	CR	+			
152.	*Melanohalea exasperatula* (Nyl.) O. Blanco & al.	-	-	+			

153.	*Melanohalea olivacea* (L.) O. Blanco & al.	Oś	CR	+			
154.	*Melanohalea laciniatula* (H. Olivier) O. Blanco & al.	Oś	EN	+			
155.	*Menegazzia terebrata* (Hoffm.) Körb.	Oś	CR	+			
156.	*Micarea denigrata* (Fr.) Hedl.	-	-		+		
157.	*Micarea peliocarpa* (Anzi) Coppins & R. Sant.	-	-	+			
158.	*Micarea prasina* Fr.	-	-		+		
159.	*Myriolecis albescens* (Hoffm.) Śliwa, Zhao Xin & Lumbsch	-	-	+	+		+
160.	*Myriolecis crenulata* (Hook.) Śliwa, Zhao Xin & Lumbsch	-	-				+
161.	*Myriolecis dispersa* (Pers.) Śliwa, Zhao Xin & Lumbsch	-	-				+
162.	*Myriolecis hagenii* (Ach.) Śliwa, Zhao Xin & Lumbsch	-	-	+			
163.	*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold	-	VU	+			
164.	*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot	-	-	+			
165.	*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.	-	-	+			
166.	*Parmelia sulcata* Taylor	-	-	+	+		
167.	*Parmelina quercina* (Willd.) Hale	Oś	CR	+			
168.	*Parmelina tiliacea* (Hoffm.) Hale	Oś	VU	+			
169.	*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen in Jacq.) Nyl.	-	-	+	+		
170.	*Peltigera canina* (L.) Willd.	Ocz	VU			+	
171.	*Peltigera didactyla* (With.) Laundon	-	-			+	
172.	*Peltigera horizontalis* (Huds.) Baumg.	Oś	EN			+	
173.	*Peltigera malacea* (Ach.) Funck	Oś	VU			+	
174.	*Peltigera polydactylon* (Neck.) Hoffm.	Ocz	DD			+	
175.	*Peltigera praetextata* (Flk.) Zopf	Oś	VU		+	+	
176.	*Peltigera rufescens* (Weis.) Humb.	-	-		+	+	
177.	*Pertusaria albescens* (Huds.) M. Choisy & Werner in Werner	-	-	+			
178.	*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.	-	-	+			
179.	*Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl.	-	NT	+			
180.	*Pertusaria coronata* (Ach.) Th. Fr.	-	VU	+			
181.	*Pertusaria flavida* (DC.) Laundon	-	EN	+			
182.	*Pertusaria glomerata* (Ach.) Schaer.	-	-	+			
183.	*Pertusaria leioplaca* DC. in Lam. & DC.	-	NT	+			
184.	*Pertusaria multipuncta* (Turner) Nyl.	-	EN	+			
185.	*Pertusaria pertusa* (L.) Tuck.	-	VU	+			
186.	*Phaeophyscia chloantha* (Ach.) Moberg	-	VU	+			
187.	*Phaeophyscia ciliata* (Hoffm.) Moberg	-	EN	+			
188.	*Phaeophyscia nigricans* (Flk.) Moberg	-	-	+			+
189.	*Phaeophyscia orbicularis* (Necker) Moberg	-	-	+	+		+
190.	*Phaeophyscia sciastra* (Ach.) Moberg	-	LC				+
191.	*Phlyctis agelaea* (Ach.) Flotow	-	EN	+			
192.	*Phlyctis argena* (Ach.) Flotow	-	-	+			
193.	*Physcia adscendens* (Fr.) Olivier	-	-	+			
194.	*Physcia aipolia* (Ehrh.) Hampe	-	NT	+			
195.	*Physcia caesia* (Hoffm.) Fürnrohr	-	-				+
196.	*Physcia dubia* (Hoffm.) Lettau var. *dubia* (Hoffm.) Lettau	-	-	+			

197.	*Physcia dubia* (Hoffm.) Lettau var. *teretiuscula* (Ach.) Clauzade & Cl. Roux	-	-				+
198.	*Physcia stellaris* (L.) Nyl.	-	-	+			
199.	*Physcia tenella* (Scop.) DC. in Lam. & DC.	-	-	+			
200.	*Physconia detersa* (Nyl.) Poelt	-	VU	+			
201.	*Physconia distorta* (With.) Laundon	-	EN	+			
202.	*Physconia enteroxantha* (Nyl.) Poelt	-	-	+			
203.	*Physconia grisea* (Lam.) Poelt	-	-	+			
204.	*Physconia perisidiosa* (Erichsen) Moberg	-	EN	+			
205.	*Placynthiella uliginosa* (Schrader) Coppins & P. James	-	-		+	+	
206.	*Placynthiella oligotropha* (Vain.) Coppins & P. James	-	-		+	+	
207.	*Placynthium nigrum* (Huds.) Gray	-	NT				+
208.	*Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. Culb.	-	-	+			
209.	*Pleurosticta acetabulum* (Neck.) Elix & Lumbsch	Ocz	EN	+			
210.	*Polycauliona candelaria* (L.) Frödén, Arup & Søchting	-	-	+			
211.	*Polycauliona polycarpa* (Hoffm.) Frödén, Arup & Søchting	-	-	+			
212.	*Porina aenea* (Wallr.) A. Zahlbr.	-	-	+			
213.	*Porpidia crustulata* (Ach.) Hertel & Knoph	-	-				+
214.	*Protoparmeliopsis muralis* (Schreb.) Choisy	-	-				+
215.	*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf	-	-	+	+		
216.	*Pseudoschismatomma rufescens* (Pers.) Ertz & Tehler	-	VU	+			
217.	*Psilolechia lucida* (Ach.) Choisy	-	LC				+
218.	*Punctella subrudecta* (Nyl.) Krog	Oś	VU	+	+		
219.	*Pycnothelia papillaria* (Ehrh.) Dufour	Oś	EN			+	
220.	*Pyrenula nitida* (Weigel) Ach.	-	VU	+			
221.	*Ramalina baltica* Lettau	Oś	EN	+			
222.	*Ramalina farinacea* (L.) Ach.	Ocz	VU	+			
223.	*Ramalina fastigiat*a (Pers.) Ach.	Oś	EN	+			
224.	*Ramalina fraxinea* (L.) Ach.	Oś	EN	+			
225.	*Ramalina motykana* Bystrek	Oś	DD	+			
226.	*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.	Ocz	VU	+			
227.	*Rinodina confragosa* (Ach.) Arnold	-	CR				+
228.	*Rinodina pyrina* (Ach.) Cörb.	-	-	+			
229.	*Ropalospora viridis* (Tønsberg) Tønsberg	-	-	+			
230.	*Rusavskia elegans* (Link) S.Y. Kondr. & Kärnefelt	-	-				+
231.	*Schismatomma pericleum* (Ach.) Branth & Rostrup	-	EN	+			
232.	*Scoliciosporum chlorococcum* (Graeve ex Stenham.) Vězda	-	-	+			
233.	*Scoliciosporum umbrinum* (Ach.) Arnold	-	-				+
234.	*Scytinium lichenoides* (L.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	-	LC				+
235.	*Stereocaulon condensatum* Hoffm.	Ocz	VU			+	
236.	*Stereocaulon tomentosum* Fr.	Oś	EN			+	
237.	*Thelocarpon laureri* (Flotow) Nyl.	-	-		+		+
238.	*Thelomma ocellatum* (Körb.) Tibell	-	-		+		
239.	*Trapelia coarctata* (Sm.) Choisy	-	-				+
240.	*Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James	-	-		+		
241.	*Trapeliopsis granulosa* (Hoffm.) Lumbsch	-	-		+	+	

242.	*Tuckermannopsis chlorophylla* (Willd.) Hale	Ocz	VU	+	+		
243.	*Usnea dasopoga* (Ach.) Röhl.	Ocz	VU	+			
244.	*Usnea fulvoreagens* (Räs.) Räs.	Oś	CR	+			
245.	*Usnea glabrescens* (Nyl. ex Vain.) Vain.	Oś	RE	+			
246.	*Usnea hirta* (L.) Weber ex F.H. Wigg.	Ocz	VU	+	+		
247.	*Usnea subfloridana* Stirt.	-	EN	+			
248.	*Usnea wasmuthii* Räs.	Oś	CR	+			
249.	*Varicellaria hemisphaerica* (Flk.) Schmitt & Lumbsch	-	VU	+			
250.	*Verrucaria muralis* Ach.	-	-			+	
251.	*Verrucaria nigrescens* Pers.	-	-			+	
252.	*Violella fucata* (Stirt.) T. Sprib.	-	-	+			
253.	*Vulpicida pinastri* (Scop.) J.-E. Mattsson & M.J. Lai	Ocz	NT	+			
254.	*Xanthomendoza fallax* (Hepp) S.Y. Kondr. & Kärnefelt	-	VU	+			
255.	*Xanthoparmelia conspersa* (Ach.) Hale	-	-				+
256.	*Xanthoparmelia loxodes* (Nyl.) O. Blanco & al.	-	-				+
257.	*Xanthoparmelia verruculifera* (Nyl.) O. Blanco & al.	Oś	-				+
258.	*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.	-	-	+	+		+
259.	*Xylopsora caradocensis* (Nyl.) Bendiksby & Timdal	-	-	+			
260.	*Zwackhia viridis* (Ach.) Poetsch & Schied.	-	VU	+			
ŁĄCZNIE		61	111	159	45	63	38

5.4. Zróżnicowanie siedliskowe bioty porostów

Spośród wszystkich grup ekologicznych porostów najlepiej zbadane zostały gatunki nadrzewne i naziemne, w mniejszym stopniu rosnące na drewnie. Słabiej poznane są gatunki naskalne, stanowiące znacznie trudniejszą do zbadania grupę porostów, wymagające w przypadku drobnych form skorupiastych odkuwania wraz z podłożem.

Epifity

Na korze drzew i krzewów odnotowano występowanie 159 gatunków. Jest to najliczniejsza grupa siedliskowa. Porosty rosną w różnych typach lasów, na pojedynczych drzewach w terenach otwartych, na drzewach przydrożnych czy w obrębie torfowisk.

Na korze sosen najczęściej rośnie pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*, paznokietnik ostrygowaty *Hypocenomyce scalaris*, misecznica proszkowata *Lecanora conizaeoides*. Rzadziej mąklik otrębiasty *Pseudevernia furfuracea*, popielak pylasty *Imshaugia aleurites*, trzonecznica rdzawa *Chaenotheca ferruginea*, pustułka rurkowata *Hypogymnia tubulosa* i brodaczka kępkowa *Usnea hirta* (fot. 1). Dużą rzadkością jest obecnie mąkla odmienna *Evernia mesomorpha* (fot. 2), rosnąca na kilku stanowiskach w Poleskim Parku Narodowym i w Lasach Sobiborskich.

Fot. 1. Brodaczka kępkowa *Usnea hirta* (fot. H. Wójciak)

Fot. 2. Mąkla odmienna *Evernia mesomorpha* (fot. H. Wójciak)

Na gładkiej korze grabów i leszczyn często obserwuje się literaka właściwego *Graphis scripta*, plamca jasnego *Arthothelium ruanum*, kilka gatunków misecznic *Lecanora* spp., rzadziej plamic *Arthonia* spp.

Na dębach, brzozach, topolach i wierzbach najczęściej rosną: tarczownica bruzdkowana *Parmelia sulcata*, obrost drobny *Physcia tenella*, wzniesiony *P. adscendens*, gwiazdkowaty *P. stellaris*, orzast kolisty *Phaeophyscia orbicularis*, złotorost ścienny *Xanthoria parietina*. Rzadziej mąkla tarniowa *Evernia prunastri*, przylepnik okopcony *Melanelixia fuliginosa*, przylepniczka łuseczkowata *Melanohalea exasperatula*, odnożyca mączysta *Ramalina farinacea* (fot. 3). We wschodniej części Polesia można dość często obserwować rzadką w innych rejonach Lubelszczyzny odnożycę jesionową *Ramalia fraxinea* (fot. 4), tarczownicę skalną *Parmelia saxatilis* i płucnicę płotową *Cetraria sepincola*. Z pojedynczych stanowisk znane są wyprószek czworaczek *Biatora tetramera* i zaskórniaczek filcowaty *Inoderma byssaceum*, niepozorne porosty o plesze skorupiastej.

Fot. 3. Odnożyca mączysta *Ramalina farinacea* (fot. H. Wójciak)

Fot. 4. Odnożyca jesionowa *Ramalina fraxinea* (fot. H. Wójciak)

Epiksylity

Na drewnie martwych drzew w różnym stanie rozkładu, na pniakach, drewnianych ogrodzeniach, starych krzyżach i innych konstrukcjach odnotowano 45 gatunków. Dominują pospolite gatunki skorupiaste i listkowate. Znacznie rzadziej obserwuje się gatunki krzaczkowate. Do najbardziej interesujących należą siarczynka Laurera *Thelocarpon laureri,* wyprószek napęczniały *Biatora turgidula*, płucnica płotowa *Cetraria sepincola,* chrobotek gronkowaty *Cladonia botrytes*, trzonecznica proszkowata i naga *Chaenotheca stemonea*, *C. xyloxena,* biedronecznik zmienny *Punctelia subrudecta*, włostka kędzierzawa *Bryoria crispa*, brodaczka kępkowa *Usnea hirta* czy nienotowany już od lat 70. XX wieku czasznik modrozielony *Icmadophila ericetorum*. Zwraca również uwagę częste występowanie na torfowiskach Polesia chrobotka zgrubiałego *Cladonia incrassata* (fot. 7).

Epigeity

Porosty naziemne są grupą dobrze zbadaną. Często rosną masowo tworząc zwarte darnie. Są one szczególnie dobrze widoczne w borach chrobotkowych, w murawach napiaskowych, na wydmach czy wzdłuż leśnych dróg. Dotychczas stwierdzono występowanie 62 gatunków. Są to głównie chrobotki *Cladonia* spp., płucnice *Cetraria* spp., pawężnice *Peltigera* spp. (fot. 5), znacznie rzadziej grzybczyk różowy *Dibaeis baeomyces*, chróściki *Stereocaulon*. Na najbardziej ubogich siedliskach inicjalnych jako pierwsze pojawiają się ziarniaki *Placynthiella* spp. i szarek gruzełkowaty *Trapeliopsis granulosa.*

Fot. 5. Pawężnica psia *Peltigera canina* (fot. H. Wójciak)

Epility

Na Polesiu porosty epilityczne spotykamy częściej na podłożu skalnym o pochodzeniu antropogenicznym, mającym odczyn zasadowy. Pospolicie rosną na nim takie gatunki, jak brodawnica murowa *Verrucaria muralis* i czarniawa *V. nigrescens,* namurnik cytrynowy *Flavoplaca citrina,* nocotnik pospolity *Myriolecis dispersa*, żółtaczek zwodniczy *Calogaya decipiens,* jaskrawiec murowy *Caloplaca saxicola*, orzast czarniawy *Phaeophyscia nigricans,* kolisty *P. orbicularis*, wielosporek łuseczkowaty *Acarospora moenium,* rzadziej pysznorost wspaniały *Rusavskia elegans*, orzast promienisty *Phaeophyscia sciastra* czy obrost modry *Physcia caesia.*

W północnej części regionu dość często spotyka się różnej wielkości głazy narzutowe. Na tych, które znajdują się w miejscach odkrytych, wykształciła się bogata biota porostów. Rosną tu m.in. żełuczka izydiowa *Xanthoparmelia conspersa*, brunka *X. loxodes*, wielosporek brunatny *Acarospora fuscata*, misecznica zwyczajna *Lecanora polytropa*, liszajecznik koralkowaty *Candelariella coralliza.*

Bardzo interesujące, rzadkie na Lubelszczyźnie gatunki naskalne stwierdzono na zabytkowym cmentarzu tatarskim (mizar) w Studziance, w gminie Łomazy. Są to np. misecznica Swartza *Lecanora swartzii*, brudziec brodawkowaty *Rinodina confragosa*, szadziec skręcony *Scoliciosporum umbrinum* i sorenka jaskrawa *Psilolechia lucida* [Dembowska 2005; Wójciak, Dembowska 2007].

Dotychczas na podłożu skalnym w obrębie Polesia Lubelskiego odnotowano 38 gatunków porostów.

5.5. Ochrona i zagrożenia bioty porostowej

Na obszarze Polesia Lubelskiego, spośród gatunków wykazanych dotychczas, 23,7% podlega ochronie prawnej. Odnotowano tu 61 taksonów porostów ujętych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz.U. z 2014 r. poz. 1408), z czego 38 ma status ochrony ścisłej, a 23 częściowej (tab. 1).

Znaczną część porostów Polesia Lubelskiego stanowią gatunki zagrożone, wymienione w „Czerwonej liście porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce" [Cieśliński i in. 2003]. Udział ich wynosi prawie 43,2%. Stwierdzono 111 gatunków zagrożonych, sklasyfikowanych w następujących kategoriach (IUCN 2001): RE – regionalnie wymarłe (Regionally Extinct) – 2, CR – krytycznie zagrożony (Critically Endangered) – 13, EN – wymierający (Endangered) – 41, VU – narażony (Vulnarable) – 33, NT – bliskie zagrożenia (Near Threatened) – 16, LC – słabo zagrożone (Least Concern) – 4, DD – niedostateczne dane (Data Deficient) – 2.

Od lat 70. XX wieku, kiedy były prowadzone pierwsze dokładne badania bioty porostów [Bystrek, Górzyńska 1977, 1978], znaczna liczba gatunków dawniej występujących często i obficie wyginęła lub występuje szczątkowo. W wyniku dużej rozpiętości czasowej poszczególnych publikacji i licznych przemian, którym ulegało środowisko życia porostów, nie sposób jest określić aktualną liczbę gatunków występujących na terenie Polesia. Szczegółowe, długoletnie badania prowadzono jedynie na obszarze Poleskiego Parku Narodowego i w ich efekcie znanych jest 211 gatunków. Ostatnie badania prowadzone tu w latach 2013-2017 wskazywały obecność 133 gatunków, co świadczy o znacznym zubożeniu lichenobioty w porównaniu z danymi literaturowymi [Wójciak, Bielak-Bielecki 2020]. Nie udało się

odnaleźć aż 78 gatunków, co stanowi 37% obecnej bioty Parku. Szczególnie widoczny był zanik licznie rosnących w latach 70. gatunków z rodziny brodaczkowatych *Usneaceae*. Nie potwierdzono występowania m.in. brodaczki zwyczajnej *Usnea filipendula* czy odnożycy Motyki *Ramalina motykana*. Należy się spodziewać, że podobny trend polegający na ustępowaniu gatunków najwrażliwszych dotknął również pozostałą część makroregionu. Jednocześnie podczas tej samej inwentaryzacji stwierdzono 34 gatunki niepodawane wcześniej, co wskazuje na dalszą potrzebę prowadzenia badań na terenie Polesia Lubelskiego, szczególnie na obszarach będących do tej pory poza zainteresowaniem lichenologów.

Do najcenniejszych na Polesiu Lubelskim należą siedliska wodno-błotne. Zabiegi dotyczące poprawy warunków hydrologicznych powinny być tu priorytetem. Wysokie uwilgotnienie siedliska oraz duża retencja wody są konieczne do zachowania odpowiedniego mikroklimatu, zahamowania sukcesji roślinnej mogącej przekształcić pierwotne zbiorowisko oraz do ograniczenia ekspansji roślin inwazyjnych. Utrzymanie prawidłowego poziomu retencji jest warunkiem zachowania najbardziej zagrożonych gatunków, takich jak: tarczynka dziurkowana *Menegazzia terebrata* (fot. 8), włostka ciemniejsza *Bryoria subcana* (fot. 6), nibypłucnik wątpliwy *Cetrelia olivetorum*, chrobotek zgrubiały *Cladonia incrassata*, mąkla odmienna *Evernia mesomorpha* i przystrumycznik pustułkowy *Hypotrachyna revoluta*, których jedyne stanowiska zlokalizowane są w obrębie torfowisk [Wójciak, Bielak-Bielecki 2020; Wójciak, Urban 2012b].

Szczególną uwagę należy zwrócić na częste występowanie chrobotka zgrubiałego *Cladonia incrassata* (fot. 7) na terenie Polesia Lubelskiego. Znany tu jest z licznych stanowisk zlokalizowanych na torfowiskach w okolicy wsi Jelino, Macoszyn, Ostrówek Podyski oraz obszarów wodno-błotnych Poleskiego Parku Narodowego [Wójciak, Bielak-Bielecki 2020; Wójciak, Urban 2012b] i z Lasów Sobiborskich [Wójciak niepublikowane]. Gatunek ten rośnie najczęściej na murszejącym drewnie, głównie u podstawy pniaków oraz w wykrotach na obszarze torfowisk wysokich i przejściowych.

Ponadto warte uwagi jest niedawne odkrycie bardzo rzadkiego gatunku, jakim jest *Menegazzia terebrata* (fot. 8) [Wójciak, Urban 2012b]. Porost ten uznawany jest za relikt puszczański. W Polsce podlega ścisłej ochronie gatunkowej, a na czerwonej liście został zaliczony do gatunków krytycznie zagrożonych (CR). Został wykazany z niewielkiego, 2-hektarowego śródleśnego torfowiska o charakterze przejściowym oraz wysokim zlokalizowanego na obszarze Lasów Sobiborskich.

Fot. 6. Włostka ciemniejsza *Bryoria subcana* (fot. H. Wójciak)

Fot. 7. Chrobotek zgrubiały *Cladonia incrassata* (fot. H. Wójciak)

Fot. 8. Tarczynka dziurkowana *Menegazzia terebrata* (fot. H. Wójciak)

Największymi zagrożeniami dla porostów są zanieczyszczenie środowiska, zmiana stosunków wodnych oraz niszczenie siedlisk.

Obecnie wielkim zagrożeniem dla ekosystemów wodno-błotnych Polesia, a tym samym bioty porostowej, są plany utworzenia nowych kopalni węgla [Kopiński 2019]. Szczególny niepokój budzi planowana kopalnia „Karolina" sąsiadująca z Bagnem Bubnów, będącym częścią Poleskiego Parku Narodowego, oraz planowana kopalnia węgla kamiennego „Jan Karski" zlokalizowana w gminie Siedliszcze. W tych dwóch przypadkach główną obawę stanowi wpływ wydobycia na warunki hydrologiczne regionu.

Ponadto istotnym zagrożeniem dla różnorodności bioty porostowej Polesia jest coraz częstsze wycinanie przydrożnych drzew. W wyniku przebudowy i modernizacji dróg lokalnych bezpowrotnie giną stare aleje drzew, a wraz z nimi charakterystyczne dla tego siedliska epifity, np. szarzynka skórzasta *Parmelina tiliacea*, wabnica kielichowata *Pleurosticta acetabulum*, odnożyca kępkowa *Ramalina fastigiata*, jesionowa *R. fraxinea*, opylona *R. pollinaria*,

brązowniczka brzozowa *Tuckermannopsis chlorophylla* oraz weraczek zwodniczy *Xanthomendoza fallax*.

Opisując biotę porostów Polesia Lubelskiego warto podkreślić wstępowanie w tym rejonie niezwykle cennych borów chrobotkowych. Na obszarze makroregionu zlokalizowane są głównie w okolicy Kodnia, Sosnowicy i Lasów Parczewskich [Wójciak 1989; Wójciak, Urban 2012a]. Spośród nich najbardziej wyróżniają się lasy w okolicy Kodnia nad Bugiem. Na tym obszarze stwierdzono występowanie dobrze utrwalonych płatów *Cladonio-Pinetum,* w obrębie których zinwentaryzowano 70 gatunków porostów [Wójciak, Urban 2012a; Urban, Wójciak 2016]. Są wśród nich rzadkie i chronione gatunki: włostka brązowa *Bryoria fuscecsens*, włostka Motyki *B. motykana*, płucnica kędzierzawa *C. ericetorum*, płucnica płotowa *C. sepincola*, płucnica islandzka *C. islandica*, która wytwarza tutaj bardzo liczne owocniki (fot. 9). Ponadto można tu spotkać bardzo rzadką odmianę tworzącą soredia *C. islandica* var. *sorediata.* Rosną tu obficie liczne gatunki chrobotków naziemnych, np. chrobotek leśny *Cladonia arbuscula* subsp. *arbuscula*, łagodny *C. arbuscula* subsp. *mitis*, najeżony *C. portentosa*, reniferowy *C. rangiferina*, rozdarty *C. sulphurina*, zwyrodniały *C. phyllophora* czy wysmukły *C. gracilis.* Inne objęte ochroną gatunki porostów, które można tu obserwować, to chróścik karłowaty *Stereocaulom condensatum*, brązowniczka brzozowa *Tuckermannopsis chlorophylla*, złotlinka jaskrawa *Vulpicida pinastri*, brodaczka kępkowa *Usnea hirta* i kędzierzawa *U. subfloridana.* Szczególnie należy podkreślić występowanie włostki Motyki *Bryoria motykana*, gatunku uznawanego do tej pory za regionalnie wymarły – kategoria RE [Cieśliński i in. 2003].

Fot. 9. Płucnica islandzka *Cetraria islandica* (fot. H. Wójciak)

Ze względu na duże walory przyrodnicze złożono projekt utworzenia tu lichenologicznego rezerwatu przyrody „Sugry – imienia Janusza Szostakiewicza". Został on pozytywnie zaopiniowany przez Regionalną Radę Ochrony Przyrody w Lublinie. Będzie to pierwszy obszar chroniony tego typu w województwie lubelskim oraz drugi w Polsce.

5.6. Podsumowanie

Polesie Lubelskie stanowi ważny obszar występowania rzadkich i chronionych gatunków. Jest to obszar bardzo zróżnicowany, sprzyjający rozwojowi porostów na różnych substratach. Do najcenniejszych siedlisk należą ekosystemy wodno-błotne oraz bory chrobotkowe, posiadające swoją specyficzną lichenobiotę. tym bardziej że został on zbadany jedynie fragmentarycznie. Dla wielu miejsc brakuje aktualnych danych terenowych lub też nie były one nigdy badane.

Piśmiennictwo

1. Bystrek J. 1992. Diagnostyka skażeń środowiska na podstawie nadrzewnych porostów w województwie chełmskim. [W:] Zasady gospodarowania środowiskiem przyrodniczym na obszarze Chełmsko-Rejowieckiego Okręgu Przemysłowego. Materiały z Konferencji Naukowej, Lublin, 22 maja 1992 r. Wyd. Inst. Biol. UMCS, Lublin, 132-144.
2. Bystrek J. 2002. Porosty Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Lublin, 85-97.
3. Bystrek J., Górzyńska K. 1977. Porosty Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Annales UMCS, s. C, 32, 53-68.
4. Bystrek J., Górzyńska K. 1979. Porosty okolic Radzynia Podlaskiego. Annales UMCS, s. C, 34, 25-36.
5. Bystrek J., Karczmarz, K. 1988. Epifityczna flora i jej zanikanie pod wpływem zanieczyszczeń powietrza. Strefy skażeń środowiska w woj. chełmskim na podstawie licheno- i brioindykacji. Ann. UMCS, s. C, 43, 185-213.
6. Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J. 2003. Czerwona lista porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce. [W:] red. Czyżewska K., Zagrożenie porostów w Polsce. Monographiae Botanicae, 91, 14-49.
7. Czarnota P. 2009. Symbiozy porostowe w świetle interakcji pomiędzy grzybami i fotobiontami. Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych 58, 1-2, 229-248.
8. Dembowska D. 2005. Porosty okolic Białej Podlaskiej. Praca magisterska (manuskrypt).

9. Fałtynowicz W. 2012. Porosty. Przewodnik terenowy dla leśników i taksatorów. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 214 ss.
10. Fałtynowicz, W., Kossowska, M. 2016. The lichens of Poland. A fourth checklist. Acta Botanica Silesiaca Monographiae, 8, 3-121.
11. Feuerer T., Hawksworth D. 2007. Biodiversity of lichens, including a world-wide analisys of checklist data basedon Takhtajan's foristic regions. Biodivers Conserv, 16, 85-98.
12. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1982. Roślinność i zbiorowiska rezerwatu Brzeziczno. Ann. UMCS, s. C, 37, 271-290.
13. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska, E., Urban, D. 1984. Zbiorowiska roślinne rezerwatu Jezioro Brudzieniec. Ann. UMCS, s. C, 39, 11, 111-119.
14. Fijałkowski D., Karczmarz K., Wólczyńska R. 1994. Zmiany szaty roślinnej Bagna Dubeczyńskiego w okresie 35 lat (1958-1993). Ann. UMCS, s. C, 49, 8, 101-118.
15. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1994. Roślinność rezerwatu Żółwiowe Błota koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 49, 151-170.
16. Guzow-Krzemińska B., Kukwa M. 2013. Metody badawcze współczesnej taksonomii porostów. Kosmos, 62, 1, 95-103.
17. Izdebski K., Grądziel T. 1981. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Wiedza Powszechna, Warszawa, 202 ss.
18. Kopiński A. 2019. Lubelskie: Protestowali przeciwko budowie nowej kopalni. „Poleski Park Narodowy zagrożony". Dziennik Wschodni, https://www.dziennikwschodni.pl /chelm/lubelskie-protestuja-przeciwko-budowie-nowej-kopalni,n,1000239128.html (data dostępu 16.03.2019).
19. Lipnicki L.I. 2015. The role of symbiosis in the transition of some eukaryotes from aquatic to terrestrial environments. Symbiosis, 65, 39-53, DOI 10.1007/s13199-015-0321-7
20. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów (Dz.U. z 2014 r. poz. 1408).
21. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] Rzeka Bug – korytarz ekologiczny. Red. A. Dombrowski, Z. Głowacki, I. Kovalchuk, Z. Michalczyk, W. Szwajgier, K.H. Wojciechowski. IUCN Office for Central Europe, 96-112.
22. Urban D., Wójciak H. 2016. Dokumentacja projektowanego rezerwatu przyrody „Sugry imienia Janusza Szostakiewicza". Usługi Leśne, Transportowe i Spedycyjne Leszek Niejedli, Włodawa.
23. Wójciak H. 1989. Flora porostów Lasów Parczewskich. Ann. UMCS, s. C 44, 8, 127-142.

24. Wójciak H. 1995. Porosty torfowisk węglanowych koło Chełma. [W:] red. Mirek Z., Wójcicki J.J., Szata roślinna Polski w procesie przemian. Materiały konferencji i sympozjów 50. Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Kraków, 26.06-01.07.1995. Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków, s. 460.
25. Wójciak H. 2007. Stan zbadania porostów Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Fijałkowski D., Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin, 52-57.
26. Wójciak H. 2010. Porosty, mszaki, paprotniki. Multico O.W., Warszawa.
27. Wójciak H., Bielak-Bielecki P. 2020. Porosty (*Fungi lichenisati*). [W:] red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A., Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość. Wyd. UMCS, Lublin, 279-293.
28. Wójciak H., Dembowska D. 2007. Porosty okolic Białej Podlaskiej. [W:] Botanika w Polsce. Sukcesy, problemy, perspektywy. Streszczenia referatów i posterów. 54. Zjazd PTB, Szczecin, 3-8 września 2007, s. 134.
29. Wójciak H., Urban D. 2012a. *Cladonio-Pinetum* forets near Kodeń – their natural values and need for protection. In: Lipnicki L. (ed.), Lichen protection – Lichen protected species. Sonar Literacki, Gorzów Wlkp., 163-172.
30. Wójciak H., Urban D. 2012b. Small mid-forest and mid-field peat bogs as a refuge of rare and protected lichen species. In: Lipnicki L. (ed.), Lichen protection – Lichen protected species. Sonar Literacki, Gorzów Wlkp., 133-141.

6. EKOSYSTEMY POLESIA LUBELSKIEGO

6.1. Ekosystemy wodne i szuwarowe

Bogdan Lorens, Piotr Sugier

6.1.1. Charakterystyka zbiorowisk wodnych i szuwarowych

Przedstawioną w niniejszej pracy charakterystykę zbiorowisk roślinnych oparto na wynikach badań terenowych (publikowanych i niepublikowanych) prowadzonych na niemalże wszystkich jeziorach Polesia Lubelskiego, a także w dolinach rzecznych i na torfowiskach w ciągu ostatnich 20 lat. W pracy wymieniono te zbiorowiska roślinne, które w wyniku niniejszych badań zostały stwierdzone. W podrozdziale 6.1.1.2 odniesiono się do badań historycznych i wskazano przyczyny przemian siedlisk oraz roślinności wodnej i szuwarowej oraz zagrożenia.

Ekosystemy wodne Polesia Lubelskiego są zarówno typologicznie, jak i limnologicznie zróżnicowane, gdyż obejmują jeziora, rzeki, rowy, stawy, torfianki, zapadliska i starorzecza. Ich wody charakteryzują się różną trofią oraz innymi właściwościami fizykochemicznymi. Najbardziej reprezentatywnymi dla regionu ekosystemami wodnymi są jeziora. Zdecydowana większość z nich zaliczana jest do zbiorników płytkich, czego konsekwencją jest duże bogactwo zbiorowisk roślinności wodnej i szuwarowej.

Inwentarz zbiorowisk roślinnych występujących w ekosystemach wodnych Polesia Lubelskiego jest niezwykle bogaty. Spośród 52 zespołów 28 reprezentuje asocjacje roślinności wodnej, natomiast 24 – szuwarowej. Wyróżnione zespoły zgrupowane są w obrębie czterech klas; zbiorowiska wodne należą do klas *Lemnetea, Charetea* i *Potametea,* natomiast szuwarowe – do klasy *Phragmitetea*. Najczęściej spotykane fitocenozy roślinności pleustonowej reprezentują zespół *Lemno-Spirodeletum polyrrhizae*, natomiast stosunkowo rzadko spotkać można fitocenozy asocjacji *Wolffietum arrhizae*, występujące tylko w niektórych stawach i jeziorach rzecznych.

Roślinność z klasy *Charetea* reprezentuje 10 asocjacji i jedno zbiorowisko roślinne. Do najbardziej rozpowszechnionych należą zespoły: *Charetum intermediae, Ch. hispidae, Ch. delicatulae* oraz *Ch. fragilis*. Roślinność ramienicowa Polesia Lubelskiego związana jest z jeziorami mezotroficznymi i eutroficznymi, a także z wyrobiskami potorfowymi.

Stosunkowo liczną grupę stanowią zbiorowiska makrofitów z klasy *Potametea* (15 asocjacji). Spośród elodeidów z największą częstością spotykane są fitocenozy zespołów *Ceratophylletum demersi* i *Myriophylletum spicati*. Ze znacznie mniejszą frekwencją występują asocjacje *Elodeetum canadensis*, *Hydrocharitetum morsus-ranae*, *Potametum lucentis* oraz *Ranunculetum circinati*, natomiast zespoły *Potametum pectinati* i *Myriophylletum verticillati* odznaczają się najmniejszą częstością występowania. Wspomniane asocjacje należą do szeroko rozpowszechnionych zarówno na Polesiu Lubelskim, jak i na obszarze całego kraju zbiorowisk hydrofitów. Na uwagę zasługuje stosunkowo rzadki w Polsce zespół *Hippuridetum submersae,* którego niewielki płat zlokalizowano w jeziorze rzecznym „Wola Uhruska". Dotychczas podawany był on głównie z jezior położonych w północno-wschodniej części kraju [Tomaszewicz 1979], a na Lubelszczyźnie występował sporadycznie [Fijałkowski 1995]. Wśród zbiorowisk wodnych nymfeidów do najczęściej spotykanych należą zespoły *Nupharo-Nymphaeetum albae* i *Potametum natantis*, natomiast do najrzadszych – *Nymphaeetum candidae*.

Roślinność szuwarową ekosystemów wodnych Polesia Lubelskiego reprezentuje 21 asocjacji. Do najbardziej rozpowszechnionych zbiorowisk należą zespoły: *Phragmitetum australis*, *Typhetum angustifoliae*, *Typhetum latifoliae*, *Scirpetum lacustris*, *Glycerietum maximae*, *Caricetum acutiformis* i *Sparganietum erecti*. Podobnie jak w przypadku asocjacji hydrofitów, zespoły roślinności szuwarowej odnotowane w badanych obiektach należą do typowych i pospolitych zbiorowisk związanych z eutroficznymi, rzadziej mezotroficznymi ekosystemami wodnymi. Jedyny wyjątek stanowi zespół sitowca nadmorskiego *Scirpetum maritimi*, którego obecność stwierdzono w jeziorze rzecznym „Uchańka". Reprezentuje on grupę szuwarów halofilnych, występujących przede wszystkim w płytkich wodach o odczynie zasadowym. W związku z tym jego fitocenozy rozpowszechnione są głównie w słonawych wodach morskich zatok, a w głębi lądu na solankach śródlądowych oraz w zbiornikach wtórnie zasolonych. Poza tym znane są w Polsce nieliczne stanowiska *Scirpetum maritimi* na siedliskach o małym stężeniu chlorku sodu, jednak zazwyczaj brak jest w takich fitocenozach sitowca nadmorskiego *Bulboschoenus maritimus* [Tomaszewicz 1979; Matuszkiewicz 2001]. Z obszaru Lubelszczyzny znanych jest kilkanaście stanowisk omawianego zespołu, jednak obecnie do rzadkości należą jego facjalnie wykształcone płaty z dominacją *Bulboschoenus maritimus*. Występują one jedynie w dolinie Bugu [Fijałkowski 1966, 1995].

Poniżej przedstawiono charakterystykę zespołów występujących w ekosystemach wodnych Polesia Lubelskiego.

Zespół*: Charetum fragilis* Fijałkowski 1960

Zdecydowanym dominantem w powyższym zespole jest ramienica krucha *Chara globularis* Thuillier 1799 (= *Chara fragilis* Desvaux in Loiseleur-Deslongchamps 1810), a wśród gatunków towarzyszących można wyróżnić *Ch. delicatula* – gatunek cechujący się największą stałością fitosocjologiczną, a także *Potamogeton natans, P. acutifolis, P. lucens* oraz *P. obtusifolius*. Zwarcie roślinności wynosi od 90 do 100%. Fitocenozy tego zespołu występują w jeziorach eutroficznych, a małe jednogatunkowe płaty spotykane są także w jeziorach dystroficznych, co świadczy o dużej amplitudzie ekologicznej ramienicy kruchej. Płaty rozwijają się na siedliskach silnie wypłyconych na podłożu organicznym, gdzie głębokość wody bardzo rzadko przekracza 1 m. Zdecydowanie częściej sam gatunek – *Ch. globularis*, jak też wytworzone przez niego płaty występują w stawach, rowach i wyrobiskach potorfowych. Ramienica krucha jest gatunkiem pionierskim, pojawiającym się bardzo szybko na dnie nowo wybudowanych zbiorników rekreacyjnych.

Zespół: *Charetum intermediae* (Corillion 1957) Fijałkowski 1960 (fot. 1)

Fitocenozy z dominacją ramienicy kolczastej *Chara intermedia* A. Braun 1836 (= *Chara aculeolata* Kützing in Reichenbach 1832) występują w jeziorach eutroficznych o niewielkiej powierzchni, których wody są bogate w węglan wapnia. O wiele częściej płaty tego zespołu, zwykle o zwarciu 90-100%, spotykane są w wyrobiskach potorfowych zlokalizowanych na torfowiskach węglanowych. Zarówno w jeziorach, jak i w torfiankach występują one na głębokości nie większej niż 1 m. Dużą stałością fitosocjologiczną cechuje się *Ch. globularis*. Bardzo częstymi komponentami są *P. natans, Nuphar lutea, Nymphaea candida* i *N. alba*. Szczególnie w bardzo wypłyconych wyrobiskach potorfowych duży udział w fitocenozach stanowią gatunki szuwarowe: *Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris, Typha angustifolia*.

Zespół: *Charetum hispidae* Corillion 1957 nom. mut.

Ramienica kosmata *Chara hispida* Linné 1753 jest zdecydowanym dominantem w fitocenozach tego zespołu. Jego płaty występują prawie zawsze na podłożu organicznym. W badaniach terenowych przeprowadzonych w ostatnich latach nie stwierdzono zwartych łąk ramienicowych z dominacją tego gatunku w jeziorach, natomiast zlokalizowano je przede wszystkim w torfiankach, stawach i rowach. Zwarcie roślinności wynosi od 80 do 100%. Wśród

gatunków towarzyszących największą frekwencją odznacza się *Ch. globularis*, a także *P. natans* i *Equisetum fluviatile*.

Zespół: *Charetum vulgaris* Corillion 1957

Ramienica pospolita *Chara vulgaris* Linné 1753 jest zdecydowanym dominantem w fitocenozach tego zespołu występujących bardzo rzadko, wyłącznie na podłożu organicznym, głównie w wyrobiskach potorfowych. Zwarcie roślinności wynosi od 80 do 100%. Wśród gatunków towarzyszących największą frekwencją odznacza się *Potamogeton natans* i *Equisetum fluviatile*.

Zespół: *Charetum contrariae* Corillion 1957

Fitocenozy z dominacją ramienicy przeciwstawnej *Chara contraria* A. Braun ex Kützing 1845 stwierdzono jedynie w jeziorach Bialskie i Uściwierz. W niewielkich płatach zespołu stosunkowo dużą ilościowością odznacza się *Ch. globularis*, natomiast sporadycznie występują inne gatunki, jak *Ch. rudis, Potamogeton natans, P. lucens* i *P. perfoliatus*. Pokrycie roślinności wynosi od 50 do 80%. Fitocenozy *Charetum contrariae* są bardzo często przeplatane płatami *Stratotietum aloidis* oraz *Potametum lucentis*. Bardzo często jednorodne skupienia występują na dnie pokrytym osadami organicznymi w miejscach odsłoniętych od wiatru, wzdłuż płatów zespołu *Phragmitetum australis*.

Zespół: *Charetum rudis* Dąmbska 1966

Niewielkie płaty z dominacją ramienicy zwyczajnej *Chara rudis* A. Braun in Leonhardi 1882 występujące w wodzie o głębokości od 1 do 2,5 m są bardzo często jednogatunkowe i charakteryzują się zwarciem do 100%. Na większych głębokościach domieszkę stanowią *Myriophyllum spicatum, Stratiotes aloides* i *Nitellopsis obtusa*. Z kolei w strefie przybrzeżnej ramienicy zwyczajnej towarzyszy *P. natans, P. lucens* i *Phragmites australis*. W ostatnich latach płaty *Charetum rudis* twierdzono jedynie w jeziorze Uściwierz.

Zespół: *Charetum tomentosae* Corillion 1957

Fitocenozy tego zespołu tworzy przede wszystkim ramienica omszona *Chara tomentosa* Linnaeus 1753, choć znaczną domieszkę stanowią inne gatunki ramienic: *Nitellopsis obtusa, Ch. globularis* i *Ch. delicatuta*. Zwarte płaty tego zespołu stwierdzono wyłącznie w jeziorze

Uściwierz, zarówno na podłożu mineralnym, jak i organicznym, choć osobniki ramienicy omszonej rejestrowano jako komponent łąk ramienicowych w innych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Należy podkreślić, ze zespół ten nie był wymieniany przez badaczy zajmujących się roślinnością wodną w latach 60., 70. i 80. minionego wieku. Fitocenozy występują w wodzie o głębokości od 1 do 3 m i charakteryzują się zwarciem do 80%. W strefie przybrzeżnej często tworzą mozaikę z płatami zespołu *Nupharo-Nymphaeetum albae*.

Zespół: *Nitelletum flexilis* Corillion 1957

Krynicznik giętki *Nitella flexilis* (Linnaeus) Agardh 1824 jest gatunkiem dominującym w płatach tego zespołu. Fitocenozy występują głównie w strefie brzegowej do głębokości 0,6 m na podłożu piaszczystym. Dominant bardzo często tworzy mozaikę skupisk, a roślinność osiąga zwarcie od 30 do 60%. Spośród innych gatunków ramienic cechujących się dużą ilościowością należy wymienić ramienicę delikatną, która miejscami dominuje, zatem często obserwuje się mozaikę płatów *Nitelletum flexilis* i *Charetum delicatulae.* W miejscach bardzo płytkich duży udział mają *Eleocharis palustris*, a także niektóre gatunki z klasy *Phragmitetea*.

Zespół: *Lychnothamnetum barbati* (Gołdyn 1984) Brzeg et Wojterska 2001 (fot. 2)

Lychnothamnus brodaty *Lychnothamnus barbatus* (Meyen) Leonhardi 1863 jest zdecydowanym dominantem tego zespołu. Nieodłącznym gatunkiem jest *Nitellopsis obtusa,* natomiast towarzyszącymi są: *P. lucens, Stratiotes alloides, M. spicatum, M. alterniflorum,* Fitocenozy występują w zakresie głębokości wody 0,5-4 m na gytii jeziornej, w jeziorach cechujących się niską trofią i dużą przezroczystością wody. Fitocenozy tego zespołu są bardzo rzadkie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i zwykle współwystępują z płatami zespołu *Nitellopsidetum obtusae*.

Zespół: *Nitellopsidetum obtusae* (Sauer 1937) Dąmbska 1961

Dominantem zespołu jest krynicznica tępa *Nitellopsis obtusa* (Desvaux in Loiseleur-Deslongchamps) J. Groves 1919. W płatach o 90-100% zwarciu domieszkę stanowią: *Ch. globularis, Ch. tomentosa, Myriophyllum spicatum, Ceratophyllum demersum, Fontinalis antipyretica*, a w przypadku jeziora Rogóźno także rzadki gatunek – *Lychnothamnus barbatus*. Występuje w jeziorach mezotroficznych i eutroficznych na głębokości do 4 m na gytii jeziornej. Największe jego powierzchnie stwierdzono w miejscach zacisznych odsłoniętych od wiatru,

wzdłuż zachodnich lub północno-zachodnich brzegów zbiorników, bardzo często sąsiadujące z szuwarem *Phragmitetum australis*. Płaty *Nitellopsidetum obtusae* sąsiadujące z fitocenozami *Charetum intermediae* stwierdzono także w wyrobiskach potorfowych zlokalizowanych na torfowiskach węglanowych. *Nitellopsis obtusa* jest gatunkiem dwupiennym. Podczas badań terenowych stwierdzono jedynie osobniki męskie, co wskazuje przede wszystkim na wegetatywną drogę propagacji.

Zbiorowisko z *Chara delicatula* Agardh 1824

Gatunkiem dominującym jest ramienica delikatna *Chara delicatula* Agardh 1824, której zwykle towarzyszy *Ch. globularis*. Dużą frekwencją w płatach tego zespołu występujących w jeziorach na głębokości 1-4 m odznaczają się *M. spicatum, M. alterniflorum, Stratiotes alloides*. W fitocenozach o niewielkiej powierzchni zlokalizowanych w torfiankach w miejscach zdecydowanie płytszych domieszkę stanowią *Equisetum fluviatile, Oenanthe aquatica* i *Typha angustifolia*. W obrębie fitolitoralu jezior zbiorowisko z *Chara delicatula* bardzo często tworzy mozaikę płatów z *Charetum globularis*.

Zespół: *Lemno-Spirodeletum polyrrhizae* W. Koch 1954

Omawiany zespół reprezentują zawarte, jedno-, dwu- i trójwarstwowe zbiorowiska pleustonowe o różnym składzie florystycznym. Głównymi komponentami fitocenoz i jednocześnie gatunkami charakterystycznymi zespołu są: *Lemna minor, L. trisulca, L. gibba* i *Spirodela polyrrhiza*. Ich udział ilościowy i jakościowy w poszczególnych fitocenozach jest bardzo różny. W skrajnych przypadkach są to jednogatunkowe (pomijając gatunki towarzyszące) zbiorowiska pleustonowe. Pozostałe gatunki pleustonowe z klasy, rzędu i związku (*Wolffia arrhiza, Riccia fluitans, Ricciocarpus natans, Salvinia natans*) nie mają większego znaczenia w budowie tych fitocenoz. Z bardzo licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałość wykazują tylko nieliczne taksony roślin wodnych (*Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Elodea canadensis*).

Fitocenozy *Lemno-Spirodeletum* spotykane są w różnych typach akwenów z wodą stojącą i bardzo wolno płynącą, gdzie rozwijają się w miejscach o różnym stopniu nasłonecznienia, osłoniętych od wiatru i falowania. Zajmują wody eutroficzne i mezotroficzne różnego typu zbiorników sztucznych (stawy, rowy, glinianki, sadzawki, doły potorfowe itp.) i naturalnych (starorzecza, zakola rzek, zatoki jezior, młaki, drobne zbiorniki astatyczne).

Zespół: *Wolffietum arrhizae* Miyaw. et J.Tx. 1960

Wolffietum arrhizae tworzy zwarte, z reguły dwuwarstwowe zbiorowiska pleustonowe. Podstawowym składnikiem fitocenoz i jednocześnie gatunkiem charakterystycznym tego zespołu jest *Wolffia arrhiza*. Do gatunków najczęściej występujących należą: *Lemna minor, Spirodela polyrrhiza* i *Lemna trisulca.* Z dość licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałość osiągają tylko: *Ceratophyllum demersum, Hydrocharis morsus-ranae* i *Elodea canadensis.*

Płaty *Wolffietum arrhizae* są znane głównie ze starorzeczy, dołów potorfowych i stawów rybnych. Rozwijają się głównie w zbiornikach eutroficznych, a niekiedy w dystroficznych.

Zespół: *Najadetum intermediae* (Koch 1926) Lang 1973 (= *Najadetum marinae* Fukarek 1961)

Fitocenozy tego zespołu stwierdzono jedynie w stawie „Dziki" należącym do grupy Stawów Pieszowolskich położonych w granicach Poleskiego Parku Narodowego. Jezierza morska *Najas marina* L. jest głównym komponentem, a towarzyszą jej *Potamogeton natans* i *Myriophyllum spicatum*. Zbiorowisko występuje w wodzie o głębokości ok. 1,2 m na podłożu organicznym w sąsiedztwie płatów *Trapetum natantis*.

Zespół: *Ranunculetum circinati* (Bennema et Westh. 1943) Segal 1965 (fot. 3)

Fitocenozy *Ranunculetum circinati* mają zwykle postać zwartych, jedno-, rzadziej dwuwarstwowych zbiorowisk podwodnych. Głównym składnikiem fitocenoz i zarazem gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Batrachium circinatum.* Tylko niektóre gatunki charakterystyczne z klasy *Potametea* mają większą stałość i niekiedy występują w większej ilościowości (*Elodea camdensis, Ceratophyllum demersum, Myriophyllum spicatum, Nuphar lutea*). Z dość licznej, jak na zbiorowiska roślin zanurzonych, grupy gatunków towarzyszących jedynie *Lemna trisulca* osiąga większą stałość. Tylko w bardzo niewielu fitocenozach spotyka się większą ilość roślin o liściach pływających, które budują drugi warstwę – nawodną. Również udział roślin szuwarowych w budowie omawianych fitocenoz jest minimalny.

Dość szeroka amplituda ekologiczna *Batrachium circinatum* sprawia, że budowane przez ten gatunek płaty występują w różnych zbiornikach (jeziora, starorzecza, cieki wodne, zbiorniki zalewowe itp.) i na różnych siedliskach. Optimum rozwoju osiągają one w zbiornikach eutroficznych. Rozwijają się przeważnie na siedliskach o podłożu organicznym.

Zespół: *Elodeetum canadensis* (Pign. 1953) Pass. 1964

Zwarte, zbudowane z roślin podwodnych fitocenozy *Elodeetum canadensis* występują w bardzo różnych typach akwenów. Specyficzny wygląd tym fitocenozom nadaje obficie występujący gatunek charakterystyczny zespołu – *Elodea canadensis*. Z dużej grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku tylko nieliczne odznaczają się większą stałością (*Ceratophyltum demersum, Batrachium circinatum, Myriophyllum spicatum, Potamogeton compressus*). Z bardzo licznej grupy gatunków towarzyszących tylko trzy gatunki pleustonowe (*Lenina trisulca, L. minor, Spirodela polyrrhiza*) spotykane są z wysoką stałością.

Szeroka amplituda ekologiczna *Elodea canadensis* sprawia, iż budowane przez nią fitocenozy spotyka się zarówno w pasie zbiorowisk o liściach pływających, jak i w pasie zbiorowisk roślin zanurzonych, głębiej schodzących, w różnych typach akwenów sztucznych i naturalnych (jeziora, starorzecza, stawy, rowy, glinianki, doły potorfowe, rzeki, zbiorniki zalewowe, zbiorniki astatyczne itp.). Optimum rozwoju osiągają na żyznych siedliskach eutroficznych o podłożu organicznym, przy głębokości wody nieprzekraczającej jednego metra.

Zespół: *Ceratophylletum demersi* Hild 1956

Fitocenozy *Ceratophylletum demersi* mają postać zwartych, jedno- i dwuwarstwowych zbiorowisk roślin podwodnych, występujących na różnych głębokościach. Gatunek charakterystyczny zespołu – *Ceratophyllum demersum* – jest jednocześnie gatunkiem dominującym w płatach. Z dość licznej grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku tylko *Elodea canadensis, Nuphar lutea* i *Stratiotes aloides* pojawiają się z wyższą frekwencją.

Bardzo szeroka amplituda ekologiczna *Ceratophyllum demersum* sprawia, że budowane przez ten gatunek fitocenozy występują na bardzo różnych siedliskach. Optimum rozwoju osiągają w płytkich, stojących wodach eutroficznych, na podłożu organicznym, w pasie zbiorowisk o liściach pływających. Głębokość wody w płatach jest różna i wynosi od kilkudziesięciu centymetrów do ponad 3 m.

Zespół: *Stratiotetum aloidis* Nowiński 1930 (fot. 4)

Fitocenozy zespołu osoki aloesowatej tworzy głównie gatunek charakterystyczny – *Stratiotes aloides*. Występują one w dwóch formach: w postaci zwartego kobierca pływających na powierzchni wody okazów osoki, bądź też jako podwodne łąki tego gatunku. W przypadku formy nawodnej zespołu do gatunków towarzyszących osoce należą *Hydrocharis morsus-*

ranae, Lemna minor, L. trisulca i *Utricularia vulgaris* (fot. 5), natomiast w formie podwodnej – *Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis, Myriophyllum spicatum* oraz gatunki z rodzaju *Chara* sp.

Zespół osoki aloesowatej zasiedla mezotroficzne i eutroficzne wody stojące o głębokości do 3 m, przy czym postać nawodna tej asocjacji preferuje płytkie zbiorniki z dużą ilością osadów dennych. Ponieważ produkuje on dużą ilość biomasy, odgrywa istotną rolę w procesie ich zarastania i wypłycania.

Zespół: *Myriophylletum verticillati* Soó 1927

Myriophylletum verticillati jest przeważnie reprezentowane przez zwarte, jedno-, rzadziej dwuwarstwowe fitocenozy roślin zanurzonych. Głównym gatunkiem budującym płaty jest *Myriophyllum verticillatum*. Gatunki charakterystyczne klasy występują dość licznie, a większą stałość wykazują: *Nuphar lutea, Potamogeton natans, Batrachium circinatum, Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis* i *Nymphaea alba*. Z licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałością odznacza się tylko *Lemna trisulca*.

Płaty omawianego zespołu znane są głównie z jezior eutroficznych. Występują również, ale rzadko, w zbiornikach sztucznych (glinianki, doły potorfowe, rowy melioracyjne) oraz w starorzeczach. Podłoże w tych miejscach ma z reguły charakter organiczny, a głębokość wody w płatach nierzadko przekracza 3,5 m. Odczyn wody jest różny i waha się od pH 6 w dołach potorfowych do pH 8,5 w jeziorach eutroficznych. W wielu jeziorach płaty *Myriophylletum verticillati* należą do najgłębiej schodzących zbiorowisk i stanowią stadium inicjalne zbiorowisk wodnych w głębszych partiach jezior znacznie już wypłyconych.

Zespół: *Myriophylletum spicati* Soó 1927

Myriophylletum spicati reprezentują najczęściej facjalnie wykształcone, jedno-, rzadko duwarstwowe płaty roślinności podwodnej. Głównym komponentem fitocenoz i jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Myriophyllum spicatum*. Spośród pozostałych gatunków budujących płaty tego zespołu z większą częstością spotykane są: *Ceratophyllum demersum, Batrachium circinatum, Nuphar lutea, Elodea canadensis*.

Płaty *Myriophylletum spicati* rozwijają się głównie w wodach eutroficznych, przeważnie na siedliskach o podłożu mineralnym lub lekko zamulonym. Rzadko spotyka się większe powierzchniowo fitocenozy tego zespołu na podłożu organicznym. *Myriophyllum spicatum* jest gatunkiem wrażliwym na duże zacienienie i małą przezroczystość wody, dlatego

budowane przez niego fitocenozy, o ile występują na większych głębokościach, są tylko w wodzie o dużej przezroczystości. W większości opisanych płatów głębokość wody nie przekracza 1,5 m (dochodzi do 2,5 m), a jej odczyn jest obojętny lub zasadowy.

Zespół: *Potametum compressi* Tomasz. 1978

Potametum compressi tworzy fitocenozy zwarte, zwykle jednowarstwowe, w skład których wchodzą głównie rośliny podwodne. Gatunkiem budującym płaty i jednocześnie charakterystycznym zespołu jest *Potamogeton compressus*. Inne gatunki wchodzące w skład omawianych fitocenoz to głównie rośliny charakterystyczne związku *Potamion.* Udział gatunków towarzyszących jest znikomy.

Omawiane fitocenozy są znane głównie z eutroficznych jezior. Rozwijają się zarówno na podłożu mineralnym, mineralno-organicznym, jak i na grubym podłożu organicznym. Głębokość wody w płatach bardzo rzadko przekracza 2 m. W układzie strefowym roślinności częściej występują w pasie zbiorowisk rośliny zanurzonych niż w pasie zbiorowisk roślin o liściach pływających. Na skutek wypłycania siedlisk mogą być wyparte przez fitocenozy *Ceratophylletum demersi*, *Elodeetum canadensis* lub *Hydrocharitetum morsus-ranae.*

Zespół: *Potametum lucentis* Hueck 1931

Potametum lucentis reprezentują najczęściej facjalnie wykształcone, mniej lub bardziej zwarte, jedno- i dwuwarstwowe fitocenozy roślin podwodnych. Gatunki charakterystyczne zespołu to: *Potamogeton lucens, P. crispus, P. pusillus.* Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałością w płatach odznaczają się tylko nieliczne (*Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis, Myriophyllum spicatum, Batrachium circinatum, Potamogeton natans*). W obrębie omawianego zespołu można wyróżnić trzy facje z poszczególnymi gatunkami charakterystycznymi zespołu. Fitocenozy z dużym udziałem takich gatunków, jak: *Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis, Potamogeton pectinatus, P. natans, Myriophyllum spicatum, Nuphar lutea,* przedstawiają różne stadia rozwojowe zbiorowiska i są wyrazem zmienności dynamicznej zespołu.

Fitocenozy *Potametum lucentis* są znane głównie z różnych typów zbiorników eutroficznych (jeziora, starorzecza, stawy, rowy, kanały itp.), rzadko występują w akwenach mezotroficznych. W jeziorach schodzą niekiedy na głębokość około 3 m. Podłoże w tych miejscach jest z reguły zamulone, rzadziej rozwijają się na podłożu piaszczystym, a także na siedliskach wypłyconych, o grubej, silnie rozwodnionej warstwie organicznej.

Zespół: *Hippuridetum submersae* Podb. et Tom.

Hippuridetum submersae jest reprezentowane przez zwarte, jednowarstwowe (rzadziej dwuwarstwowe), facjalnie wykształcone fitocenozy roślin podwodnych. Charakterystyczny wygląd płatom tego zespołu nadaje *Hippuris vulgaris* f. *submersa,* który jest jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu. Z grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość mają: *Myriophyllum verticillatum, Potamogeton perfoliatus, Ceratophyllum demersum, Potamogeton natans, Nuphar lutea*. Występują one jednak w małej ilościowości. Fitocenozy tego zespołu stwierdzono tylko w jednym jeziorze rzecznym w pobliżu miejscowości Wola Uhruska.

Zespół: *Hydrocharitetum morsus-ranae* Langendonck 1935

Fitocenozy *Hydrocharitetum morsus-ranae* mają charakter jedno- i dwuwarstwowych zbiorowisk roślin wodnych, częściowo zanurzonych lub o liściach pływających. Facjalnie rozwinięte fitocenozy z *Hydrocharis morsus-ranae* to typowe zbiorowiska roślin o liściach pływających, natomiast większość fitocenoz budowanych głównie przez *Stratiotes aloides* jest częściowo zanurzona (niektóre płaty występujące na większej głębokości wynurzają się częściowo dopiero w połowie okresu wegetacji). Oba gatunki charakterystyczne zespołu (*Stratiotes aloides* i *Hydrocharis morsus-ranae*) występują w większości fitocenoz. Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku wchodzących w skład fitocenoz większą stałość wykazują tylko niektóre, jak: *Nuphar lutea, Ceratophyllum demersum, Elodea canadensis, Potamogeton natans* i *Utricularia vulgaris.* Z grupy gatunków towarzyszących większą stałość mają tylko gatunki pleustonowe (*Lemna minor, L. trisulca, Spirodela plyrrhiza*).

Płaty *Hydrocharitetum morsus-rame* występują głównie na siedliskach eutroficznych (rzadko zajmują siedliska mezotroficzne) o podłożu organicznym, w miejscach nasłonecznionych, osłoniętych od wiatru i falowania. Są to silnie wypłycone jeziora lub ich zatoki, starorzecza, kanały i doły potorfowe na torfowiskach niskich. Głębokość wody w większości fitocenoz nie przekracza jednego metra, a jej odczyn jest obojętny lub zasadowy.

Zespół: *Potametum natantis* Soó 1927

Potametum natantis jest reprezentowane przeważnie przez dwuwarstwowe zbiorowiska roślin o liściach pływających, z różnym udziałem roślin podwodnych. Fizjonomicznie dominującym elementem w fitocenozach i równocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Potamogeton natans.* Gatunki charakterystyczne z klasy o większej stałości to:

Nuphar lutea, Ceratophyllum demersum i *Elodea canadensis.* Z dość licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się tylko gatunki pleustonowe (*Lemna trisulca, L. minor, Spirodela polyrrhiza*).

Amplituda ekologiczna *Potamogeton natans* jest bardzo szeroka. Rdestnicę tę spotykamy w różnych typach akwenów (jeziora, stawy, starorzecza, doły potorfowe, zbiorniki zalewowe, zbiorniki astatyczne, wolno płynące cieki wodne itp.), o różnej głębokości, różnej troficzności i różnym podłożu. Zwarte fitocenozy *Potametum natantis* występują jednak głównie w wodach eutroficznych i mezotroficznych na siedliskach o podłożu organicznym. Fitocenozy o mniejszym zwarciu rozwijają się z reguły na siedliskach o podłożu mineralnym lub organicznym, ale na znacznej głębokości (2-2,5 m).

Zespół: *Nupharo-Nymphaeetum albae* Tomaszewicz 1977 (fot. 6)

Nupharo-Nymphaeetum albae jest reprezentowane głównie przez dwu- i trójwarstwowe zbiorowiska roślin o liściach pływających z różnym udziałem gatunków zanurzonych. Specyficzny wygląd fitocenozom tego zespołu nadają obficie występujące gatunki charakterystyczne: *Nuphar lutea* i *Nymphaea alba.* Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość w płatach wykazują następujące: *Cemtophyllum demersum, Potamogeton natans, Elodea canadensis, Myriophyllum spicatum* i *Batrachium circinatum*. Fitocenozy *Nupharo-Nymphaeetum albae* osiągają optimum rozwoju w wypłyconych osadami organicznymi eutroficznych jeziorach i starorzeczach, a także w różnych zbiornikach sztucznych, zarówno z wodą stojącą, jak i wolno płynącą. Spotykamy je również w wodach mezotroficznych, a nawet dystroficznych. Facjalnie rozwinięte fitocenozy z *Nuphar lutea* można spotkać w ciekach wodnych z dość szybko płynącą wodą. Podłoże w tych miejscach jest różne – od czysto mineralnego do skrajnie zatorfionego. Regułą jest, że fitocenozy z przewagą *Nymphaea alba* występują na siedliskach silnie wypłyconych osadami organicznymi. Głębokość wody jest bardzo różna, jednak w większości fitocenoz nie przekracza 2 m, a bardzo rzadko wynosi ponad 3 m.

Zespół: *Nymphaeetum candidae* Miljan 1958 (fot. 7)

Nymphaeetum candidae reprezentują przeważnie dwu- i trójwarstwowe fitocenozy, złożone głównie z roślin o liściach pływających, z różnym udziałem roślin podwodnych. W tworzeniu fitocenoz tego zespołu bierze głównie udział *Nymphaea candida.* Z gatunków charakterystycznych klasy większą stałość mają następujące: *Nuphar lutea, Potamogeton*

natans, Ceratophyllum demersum, Myriophyllum spicatum, Hydrocharis morsus-ranae, Elodea canadensis i *Potamogeton lucens.* Z grupy gatunków towarzyszących większą stałość osiągają tylko nieliczne (*Equisetum fluviatile, Lemna trisulca, Schoenoplectus lacustris*).

Płaty *Nymphaeetum candidae* występują w eutroficznych jeziorach wykazujących pewne cechy dystrofii. Rozwijają się na siedliskach silnie wypłyconych osadami organicznymi, gdzie głębokość wody bardzo rzadko przekracza 2 m. Przezroczystość wody jest różna, z czym bardzo często wiąże się ich skład florystyczny. Optimum rozwoju osiągają w pierwszym pasie zbiorowisk o liściach pływających. Od strony lądu najczęściej graniczą z różnymi fitocenozami zbiorowisk szuwarowych, a od strony lustra wody mogą graniczyć ze zbiorowiskami roślin zanurzonych.

Zespół: *Trapetum natantis* Miiller et Gors 1960 (fot. 8)

Trapetum natantis jest reprezentowane przez zwarte fitocenozy złożone głównie z roślin o liściach pływających. Podstawowym ich elementem i zarazem gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Trapa natans,* który nadaje specyficzną fizjonomię budowanym zbiorowiskom. Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość wykazują tylko nieliczne (*Ceratophyllum demersum, Nuphar lutea, Potamogeton natans*). Z niewielkiej grupy gatunków towarzyszących częściej występują: *Lemna minor, L. trisulca* i *Spirodela polyrrhiza.* Fitocenozy tego zespołu stwierdzone zostały tylko w jednym zbiorniku na obszarze Poleskiego Parku Narodowego (staw „Dziki").

Zespół: *Polygonetum natantis* Soó 1927

Fitocenozy *Polygonetum natantis* są jedno- i dwuwarstwowe, złożone głównie z roślin o liściach pływających. Warstwę nawodną buduje głównie *Polygonum amphibium* f. *natans,* a warstwę podwodną – gatunki ze związku *Potamnion.* W porównaniu z innymi fitocenozami zespołów o liściach pływających warstwa roślin zanurzonych jest słabo rozwinięta. Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku tylko *Elodea camdensis* występuje z większą frekwencją. Z grupy gatunków towarzyszących tylko *Phragmites australis* i *Equisetum fluviatile* odznaczają się większą stałością.

Płaty *Polygonetum natantis* znane są ze zbiorników eutroficznych o wodzie stojącej lub bardzo wolno płynącej. Rozwijają się zarówno na siedliskach o podłożu mineralnym, jak i organicznym, a głębokość wody w miejscach, gdzie występują niekiedy dochodzi do 2 m.

Zespół: *Hottonietum palustris* R.Tx. 1937

Hottonietum palustris reprezentują bogate florystycznie, jedno-, dwu- i trójwarstwowe fitocenozy roślin wodnych, częściowo wynurzonych. Głównym składnikiem jest *Hottonia palustris,* która jest jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu. Z dość licznej grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość wykazują tylko nieliczne (*Hydrocharis morsus-ranae, Elodea canadensis, Ceratophyllum demersum*). Z bardzo licznej grupy gatunków towarzyszących wyższą frekwencję wykazują gatunki szuwarowe i pleustonowe (*Lemna minor, L. trisulca, Alisma plantago-aquatica, Equisetum fluviatile, Oenanthe aquatica, Spirodela plyrrhiza, Glyceria fluitans*).

Płaty omawianego zespołu są znane z różnych typów zbiorników naturalnych i sztucznych. Bardzo rzadko występują w jeziorach, natomiast często w obrębie ich mis, gdzie występują różnego rodzaju astatyczne, drobne akweny, jak doły potorfowe, rowy, kanały itp. Znane są ze starorzeczy, sadzawek i wolno płynących cieków wodnych. Rozwijają się w wodach eutroficznych. Są to wody przeważnie stojące (lub bardzo wolno płynące), silnie nagrzewane. Głębokość wody w płatach jest różna i często ulega znacznym wahaniom w ciągu okresu wegetacji; w większości fitocenoz nie przekracza 1 m. Podłoże w tych miejscach bywa różne, najczęściej jednak ma charakter organiczny.

Zespół: *Hippuridetum vulgaris* Pass. 1955 (fot. 9)

Zespół przęstki pospolitej *Hippuris vulgaris* tworzy niski szuwar zajmujący stosunkowo płytkie, czasami okresowo wysychające wody stojące różnych typów zbiorników, np. wyrobisk potorfowych czy starorzeczy. Zespół cechuje się nieznacznym udziałem *Schoenoplectus lacustris, Carex elata, Typha latifolia* i *Carex pseudocyperus*.

Zespół: *Scirpetum lacustris* (Allorge 1922) Chouard 1924

Scirpetum lacustris jest reprezentowane przez ubogi florystycznie, jedno-, dwu-, rzadziej trójwarstwowy szuwar oczeretowy, osiągający ponad 2,5 m wysokości. Gatunkiem nadającym specyficzny wygląd zbiorowisku, dominującym w fitocenozach i charakterystycznym zespołu jest *Schoenoplectus lacustris.* Gatunki charakterystyczne z klasy, rzędu i związku o większej stałości występujące w płatach to: *Phragmites australis, Equisetum fluviatile, Sparganium erectum, Glyceria maxima.* Z dość licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się tylko gatunki wodne (*Nuphar lutea, Potamogeton natans, P. nitens, Nymphaea alba, Lemna minor*). Dobrze rozwinięte, zwarte

fitocenozy *Scirpetum lacustris* na dużych powierzchniach występują głównie w zbiornikach eutroficznych. Podłoże w tych miejscach jest z reguły mineralny (piaszczyste, gliniaste), często lekko zamulone. Bardzo rzadko spotyka się płaty tego zespołu na siedliskach z grubym podłożem organicznym lub mineralno-organicznym. Głębokość wody w płatach tylko niekiedy przekracza 2 m. W układzie strefowym zbiorowisk roślinnych fitocenozy *Scirpetum lacustris* z reguły budują pierwszy pas szuwaru graniczący bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi; stąd duży udział w fitocenozach gatunków wodnych. Niekiedy na rozległych płyciznach przybrzeżnych fitocenozy te zajmują duże powierzchnie tworząc „wyspy" szuwaru oczeretowego pośród różnych zbiorowisk wodnych. Przy stromo opadających brzegach szerokość pasa fitocenoz *Scirpetum lacustris* nie przekracza często 1-2 m.

W sukcesji roślinnej na siedliskach o podłożu mineralnym lub lekko zamulonym fitocenozy *Scirpetum lacustris* wypierają zbiorowiska roślin wodnych (najczęściej zanurzonych). W miarę dalszego wypłycania akwenów osadami organicznymi tylko nieznacznie powiększają swój areał kosztem zbiorowisk roślin wodnych. W miarę gromadzenia się osadów organicznych ustępują miejsca wszystkim zbiorowiskom szuwarowym. Obserwuje się to w jeziorach, w których przejście od płycizn przybrzeżnych do partii głębszych jest gwałtowne. W miarę wypłycania akwenu osady organiczne są zmywane i gromadzone w partiach głębszych. Dochodzi wreszcie do takiego stanu, gdy przed fitocenozami *Scirpetum lacustris,* które w dalszym ciągu zajmują pierwotne siedliska o podłożu mineralnym, powstają dogodne warunki do rozwoju fitocenoz zespołów, które wymagają siedlisk o podłożu organicznym lub mogą się na nich rozwijać (*Sparganietum erecti*, *Phragmitetum australis, Typhetum latifoliae*).

Zespół: *Typhetum angustifoliae* (Allorge 1922) Soó 1927

Typhetum angustifoliae reprezentują facjalnie wykształcone, mniej lub bardziej zwarte, ubogie florystycznie, przeważnie jedno- i dwuwarstwowe, osiągające ponad 2,5 m wysokości fitocenozy szuwaru właściwego. W tworzeniu tego zbiorowiska bierze głównie udział *Typha angustifolia* (gatunek charakterystyczny zespołu). Pozostałe gatunki szuwarowe charakterystyczne z klasy, rzędu i związku, z wyjątkiem *Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris* i *Rumex hydrolapathum,* występują niezbyt często i odznaczają się małą ilościowością. Z gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się tylko niektóre gatunki roślin wodnych (*Nuphar lutea, Lemna minor, L. trisulca, Hydrocharis morsus-ranae, Potamogeton natans*). Zwarte płaty *Typhetum angustifoliae* występują w zbiornikach eutroficznych (rzadziej mezotroficznych), na podłożu mineralnym lub z niezbyt grubą warstwą organiczną. Schodzą na

głębokość ponad 2 m i najczęściej graniczą bezpośrednio ze zbiorowiskami roślin wodnych zanurzonych lub o liściach pływających (nie dotyczy to zbiorników sztucznych, gdzie naturalny przebieg sukcesji roślinnej i układ strefowy zbiorowisk jest zakłócony). Rola fitocenoz omawianego zespołu w zarastaniu, szczególnie jezior i niektórych zbiorników sztucznych, jest bardzo duża. Dość szeroka amplituda ekologiczna *Typha angustifolia* pozwala na zajmowanie siedlisk na znacznej głębokości zarówno na podłożu mineralnym, jak i lekko zamulonym. Zajmują one często znaczne powierzchnie w zbiornikach, co przy dużej produkcji fitomasy nie pozostaje bez znaczenia w procesie wypłycania. W sukcesji roślinnej wypierają zbiorowiska roślin wodnych i niekiedy fitocenozy *Scirpetum lacustris.* Same natomiast najczęściej są zastępowane przez fitocenozy *Phragmitetum australis* lub w specyficznych warunkach stopniowo przechodzą w fitocenozy *Thelypteridi-Phragmitetum.* Rzadziej wypierają je bezpośrednio inne zbiorowiska ze związku *Phragmition* lub *Magnocaricion. Typha angustifolia* jest gatunkiem pospolitym w większości jezior Polesia.

Zespół: *Sagittario-Sparganietum emersi* R.Tx. 1953

Najczęściej facjalnie wykształcone, niskie pokrojowo, jedno- i dwuwarstwowe płaty *Sagittario-Sparganietum* budują dość specyficzny szuwar właściwy z dominacją gatunków charakterystycznych zespołu (*Sagittaria sagittifolia* i *Sparganium simplex*). Po przeanalizowaniu posiadanego materiału zostały włączone do omawianego zespołu również fitocenozy budowane przez *Butomus umbellatus,* który, podobnie jak gatunki charakterystyczne zespołu, tworzy zwarte płaty. Główną przesłanką takiego ujęcia wspomnianych fitocenoz jest fakt, iż w ponad 75% fitocenoz budowanych przez *Butomus umbellatus* występują *Sagittaria sagittifolia.*

Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość wykazują tylko niektóre (*Rorippa amphibia, Glyceria maxima, Oenanthe aquatica*). Z grupy gatunków towarzyszących, większą stałością odznaczają się taksony roślin wodnych (*Elodea canadensis, Batrachium circinatum, Ceratophyllum demersum, Lemna minor, L. trisulca, Nuphar lutea, Potamogeton natans, Spirodela polyrrhiza*).

Różnie wykształcone płaty omawianego zespołu znane są ze zbiorników wód stojących, głównie starorzeczy. Rozwijają się przeważnie na siedliskach o podłożu mineralnym (z wyjątkiem niektórych płatów budowanych przez *Sagittaria sagittifolia* rozwijających się na siedliskach o grubym podłożu organiczno-mineralnym) lub słabo zamulonym. Głębokość wody w płatach jest różna i w większości przypadków nie przekracza 1 m.

Zespół: *Sparganietum erecti* Roli 1938

Sparganietum erecti buduje wysokie (ponad 1 m), mniej lub bardziej zwarte, jedno-, dwu- i trójwarstwowe płaty szuwaru. Gatunkiem dominującym w płatach i charakterystycznym zespołu *jest Sparganium erectum.* Wchodzące w skład płatów gatunki charakterystyczne z klasy, rzędu i związku o większej stałości to: *Eąuisetum fluviatile, Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris, Alisma plantago-aquatica i Glyceria maxima*. Z gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się jedynie gatunki wodne (*Lemna minor, L. trisulca, Nuphar lutea, Hydrocharis morsus-ranae*).

Płaty *Sparganietum erecti* są znane głównie z żyznych, eutroficznych zbiorników naturalnych i sztucznych z wodą stojącą lub wolno płynącą. Podłoże w tych miejscach w większości przypadków jest organiczne lub organiczno-mineralne. Rzadziej spotykamy je na podłożu mineralnym, przy czym są one tu ubogie florystycznie i przeważnie mniej zwarte. Rozwijają się w pasie szuwaru wysokiego i dość często graniczą bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi, jednak rzadko schodzą na głębokość ponad 1 m. Średnia głębokość wody w płatach wynosi około 0,5 m. Częściej występują za głębiej schodzącymi fitocenozami *Phragmitetum, Scirpetum lacustris, Typhetum latifoliae.* Zajmują przeważnie miejsca zaciszne, gdzie nie są narażone na duże falowanie. W związku z tym często w ich obrębie spotyka się większą ilość gatunków pleustonowych. Od strony lądu graniczą ze zbiorowiskami turzycowymi lub z niektórymi fitocenozami szuwaru wysokiego (np. *Glycerietum maximae*). Rola fitocenoz omawianego zespołu w zarastaniu i wypłycaniu jest mała i w większości akwenów ma charakter lokalny, ponieważ bardzo rzadko zajmują one większe powierzchnie. W sukcesji roślinnej wypierane są m.in.przez fitocenozy: *Phragmitetum australis, Typhetum latifoliae, Equisetetum fluviatilis, Glycerietum maximae* oraz przez zbiorowiska turzycowe. Same natomiast zajmują siedliska wypłycone przez zbiorowiska wodne i wypierają niektóre zbiorowiska szuwarowe (np. *Scirpetum lacustris, Oenantho-Rorippetum*).

Zespół: *Eleocharitetum palustris* Schennikow 1919 (fot. 10)

Eleocharitetum palustris jest reprezentowane przez jedno- i dwuwarstwowy, niski pokrojowo szuwar właściwy. Gatunek charakterystyczny zespołu – *Eleocharis palustris* – jest jednocześnie gatunkiem dominującym w płatach. Z grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku tylko nieliczne wykazują większą stałość (*Alisma plantago-aquatica, Lysimachia thyrsiflora, Equisetum fluviatile, Phragmites australis*). Z gatunków

towarzyszących do częściej spotykanych należą tylko taksony wodne (*Elodea canadensis, Myriophylhun spicatum*).

Płaty omawianego zespołu rozwijają się głównie w obrębie zbiorników eutroficznych. Podłoże w tych miejscach jest mineralne (piaszczyste, gliniaste) lub lekko zamulone. Fitocenozy *Eleocharitetum palustris* występują głównie w obrębie jezior i starorzeczy. Głębokość wody w płatach rzadko przekracza 0,5 m.

Amplituda ekologiczna *Eleocharis palustris* jest dość szeroka, jednak, w miarę wypłycania siedlisk osadami organicznymi, gatunek ten nie wytrzymuje konkurencji z innymi gatunkami szuwarowymi. Omawiane fitocenozy są wypierane zarówno przez zbiorowiska ze związku *Phragmition,* jak i *Magnocaricion.*

Zespół: *Equisetetum fluviatilis* Steffen 1931

Eąuisetetum fluviatilis przeważnie jest reprezentowane przez zwarte, jedno- idwuwarstwowe, bogate florystycznie fitocenozy. Podstawowym elementem tego zbiorowiska i zarazem gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Equisetum fluviatile.* Z bogatej grupy gatunków szuwarowych charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałością odznaczają się następujące: *Glyceria maxima, Rumex hydrolapathum, Ranunculus lingua, Phragmites australis, Typha latifolia, Sparganium erectum* i *Carex rostrata.*

Fitocenozy *Equisetetum fluviatilis* w ogromnej większości przypadków rozwijają się na żyznych siedliskach eutroficznych o podłożu organicznym. Rzadko występują na siedliskach o podłożu mineralnym lub słabo zamulonym. Płaty na tych siedliskach mają małe zwarcie, a udział roślin wodnych jest duży. Głębokość wody w płatach jest różna; w skrajnych przypadkach wynosi od zera do ponad 0,5 m. Fitocenozy o dużym zwarciu, pokrywające duże powierzchnie, występują w wypłyconych, zacisznych częściach akwenów o grubym podłożu organicznym. Miejsca te nie są narażone na większe falowanie wody, którego *Equisetum fluviatile* nie znosi. W małych zbiornikach, np. w wypłyconych starorzeczach, płaty z *Equisetum fluviatile* zajmują całe ich powierzchnie. W układzie strefowym roślinności jezior, starorzeczy, zbiorników zalewowych szuwar skrzypowy często buduje pierwszy pas zbiorowisk szuwarowych graniczący bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi. Od strony lądu, w zależności od charakteru podłoża i głębokości wody, najczęściej graniczy z fitocenozami *Glycerietum maximae, Caricetum gracilis, Caricetum acutiformis,* rzadziej – z *Phragmitetum australis, Typhetum latifoliae, Scirpetum lacustris* lub *Sparganietum erecti.*

W sukcesji roślinnej płaty *Equisetetum fluviatilis* najczęściej wypierane są przez zbiorowiska ze związku *Magnocaricion,* rzadziej przez fitocenozy *Phragmitetum australis, Glycerietum maximae* lub fitocenozy z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. Same natomiast najczęściej wypierają fitocenozy *Hydrocharitetum morsus-ranae* i *Nupharo-Nymphaeetum albae.*

Zespół: *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939

Phragmtietum australis reprezentuje wysoki pokrojowo (do 3,5 m), facjalnie wykształcony, jedno-, dwu i trójwarstwowy szuwar właściwy. Fizjonomicznie dominującym elementem fitocenoz i jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Phragmites australis.* Z bardzo licznej grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość wykazują następujące taksony: *Schoenoplectus lacustris, Equisetum fluviatile, Typha latifolia* i *Rumex hydrolapathum.* Z dużej grupy gatunków towarzyszących największą stałość wykazują gatunki roślin wodnych (*Nuphar lutea, Hydrocharis morsus-ranae, Lemna trisulca, L. minor*).

Fitocenozy *Phragmitetum* rozwijają się głównie na żyznych siedliskach eutroficznych. Spotykamy je jednak również w zbiornikach mezo- i dystroficznych. Zajmują zarówno siedliska o podłożu mineralnym, jak i silnie zatorfionym. Występują w zbiornikach sztucznych i naturalnych, w astatycznych i o stałym poziomie wody, z wodą stojącą i płynącą; dosłownie wszędzie tam, gdzie dostały się i rozwinęły się diaspory *Phragmites australis.* Związane jest to bezwzględnie z olbrzymią tolerancją ekologiczną gatunku charakterystycznego (budującego) w stosunku do różnych czynników siedliska. W przypadku małych, płytkich zbiorników bardzo często zajmują całą ich powierzchnię. W dużych jeziorach, starorzeczach i zbiornikach zalewowych szuwar trzcinowy występuje często na powierzchni dziesiątków hektarów. Niekiedy schodzi na głębokość ponad 2,5 m; większość fitocenoz rozwija się w wodzie do 2 m głębokiej, o odczynie w granicach pH 4-8,5. W układzie strefowym roślinności jezior i innych zbiorników głębokich fitocenozy *Phragmitetum australis* budują bardzo często pierwszy pas szuwaru od lustra wody lub graniczą bezpośrednio z wąskim pasem głębiej schodzących fitocenoz *Scirpetum lacustris* (na siedliskach o podłożu mineralnym) lub *Typhetum angustifoliae* (na siedliskach o podłożu zamulonym, rzadziej – mineralnym). Bardzo często omawiane fitocenozy wraz z gatunkami roślin o liściach pływających (*Nuphar lutea, Nymphaea alba, Potamogeton natans*) budują szeroki pas zbiorowisk kompleksowych. W zbiornikach małych podobne zbiorowiska kompleksowe tworzy szuwar trzcinowy

z gatunkami pleustonowymi **(***Lemna minor, L. trisulca*). W jeziorach silnie wypłyconych, w których przejście z płycizn do partii głębszych było niegdyś gwałtowne, obecnie występujące tu płaty *Phragmitetum australis,* po wejściu w strefę gwałtownie grubiejącej warstwy organicznej (pierwotnie gwałtownie wzrastającą głębokości), mają coraz większą trudność w zakorzenianiu się i zakotwiczaniu się w podłożu mineralnym. Szuwar trzcinowy jest bardzo dynamiczny i szybko rozrasta się, szczególnie w przypadku zbiorników nowo powstałych lub po sztucznym obniżeniu poziomu wody w zbiornikach naturalnych. W sukcesji roślinnej fitocenozy jego nie ustępują żadnym zbiorowiskom ze związku *Phragmition.* Dopiero przy zasadniczych zmianach siedlisk ustępują fitocenozom szuwaru turzycowego, zbiorowiskom zaroślowym, torfowcowo-turzycowym i leśnym. W jeziorach bardzo często przechodzą stopniowo w fitocenozy *Thelypteridi-Phragmitetum,* w których trzcina jest jednym z podstawowych elementów budujących, a te dopiero w wymienione wyżej zbiorowiska. Rola szuwaru trzcinowego w zarastaniu i wypłycaniu akwenów jest ogromna. Zajmuje on duże powierzchnie i produkuje bardzo dużą ilość fitomasy.

Zespół: *Typhetum latifoliae* Soó 1927

Typhetum latifoliae reprezentują przeważnie bogate florystycznie, facjalnie wykształcone, dwuwarstwowe zbiorowiska szuwaru wysokiego. Gatunkiem dominującym, charakterystycznym zespołu i nadającym specyficzny wygląd fitocenozom, jest *Typha latifolia.* Gatunki o dużej stałości charakterystyczne z klasy, rzędu i związku *to: Eąuisetum fluviatile, Glyceria maxima, Rumex hydrolapathum, Phragmites australis, Alisma plantago-aquatica.* Z gatunków towarzyszących do najczęściej występujących w płatach należą: *Lemna minor, L. trisulca, Hydrocharis morsus-ranae* i *Lythrum salicaria.*

Płaty omawianego zespołu rozwijają się głównie na żyznych siedliskach eutroficznych o podłożu organicznym lub organiczno-mineralnym. Są to przeważnie wypłycone zatoki jezior, starorzecza oraz różnego rodzaju zbiorniki sztuczne, silnie wypłycone osadami organiczno-mineralnymi. Fitocenozy *Typhetum latifoliae* rzadko występują w obrębie cieków wodnych, jak również na siedliskach o podłożu mineralnym, a o ile istnieją, to na małych powierzchniach; są ubogie gatunkowo, o małym zwarciu, a ilościowość *Typha latifolia* osiąga najwyżej drugi stopień. Głębokość wody, na jakiej spotyka się płaty, rzadko przekracza 1 m. Odczyn jej w większości przypadków jest zasadowy lub obojętny. W małych, silnie wypłyconych akwenach fitocenozy omawianego zespołu zajmują często całe ich powierzchnie. W jeziorach i dużych starorzeczach występują w pasie zbiorowisk szuwaru wysokiego i często graniczą

bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi. Od strony lądu mogą graniczyć z różnymi fitocenozami zespołów ze związku *Phragmition*, rzadziej – bezpośrednio ze zbiorowiskami turzycowymi.

W sukcesji roślinnej wypierają m.in. fitocenozy *Nupharo-Nymphaeetum albae, Hydrocharitetum morsus-ranae, Acoretum calami, Sparganietum erecti, Scirpetum lacustris.* Same natomiast, w zależności od charakteru podłoża i głębokości wody, wypierane bywają przez różne fitocenozy zbiorowisk turzycowych i niektóre szuwaru wysokiego. W przypadku jezior silnie wypłyconych, o gwałtownie grubiejącej od brzegu warstwie organicznej, w miarę upływu czasu przechodzą stopniowo w fitocenozy *Thelypteridi-Phragmitetum.* Na siedliskach silnie wypłyconych, ale o małej głębokości wody są wypierane przez niektóre zbiorowiska turzycowe (np. *Caricetum acutiformis, Caricetum gracilis*). Na podłożu o cienkiej warstwie organicznej oraz na siedliskach organiczno-mineralnych i mineralnych ustępują m.in. fitocenozom *Glycerietum maximae* i *Caricetum rostratae.*

Zespół: *Acoretum calami* Kobendza 1948

Szuwar tatarakowy budowany jest przez tatarak zwyczajny *Acorus calamus*. Występuje w płytkich wodach wolno płynących i stojących oraz w podmokłych siedliskach lądowych, zwykle w siedlisku eutroficznym na podłożu mineralnym. Do gatunków towarzyszących należą: *Alisma plantago-aquatica, Glyceria maxima, Rumex hydrolapathum, Phragmites australis, Typha latifolia* i *Equisetum fluviatile.* W płatach zlokalizowanych w kanałach i rowach ze stagnującą wodą gatunek ten jest zdecydowanym dominantem. Bardzo często fitocenozy tego zespołu tworzą mozaikę z płatami zespołów: *Typhetum latifoliae, Glycerietum plicatae* czy *Phragmitetum australis*.

Zespół: *Oenantho-Rorippetum* Lohm. 1950

Fitocenozy *Oenantho-Rorippetum* są najczęściej facjalnie wykształcone, zwarte, dość wysokie (do 1 m), przeważnie jedno- i dwuwarstwowe. Gatunkami charakterystycznymi zespołu są *Oenanthe aquatica* i *Rorippa amphibia.* Inne gatunki szuwarowe z klasy, rzędu i związku występują w płatach w różnych ilościach. Do najczęściej spotykanych należą: *Glyceria maxima, Sparganium erectum, Equisetum fluviatile, Sium latifolium, Phalaris arundinacea, Rumex hydrolapathum* i *Alisma plantago-aquatica*. Z gatunków towarzyszących tylko niektóre wykazują większą stałość (*Agrostis stolonifera, Lemna minor, Myosotis palustris, Polygonum amphibium*).

Płaty omawianego zespołu są znane głównie z siedlisk eutroficznych. Podłoże w tych miejscach jest z reguły organiczne lub organiczno-mineralne, a głębokość wody w płatach rzadko przekracza 0,5 m. Płaty *Oenantho-Rorippetum*, poza jeziorami i starorzeczami, zasiedlają zbiorniki astatyczne i brzegi wolno płynących, zabagnionych cieków wodnych.

Zespół: *Glycerietum maximae* Hueck 1931

Glycerietum maximae jest reprezentowane przez zwarte, często wielogatunkowe, jedno- i dwuwarstwowe fitocenozy szuwaru właściwego osiągającego ponad 1,5 m wysokości. W tworzeniu płatów tego zespołu bierze głównie udział *Glyceria maxima*, która jest jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu. Inne gatunki szuwarowe z klasy, rzędu i związku są często reprezentowane w fitocenozach, a największą stałością odznaczają się następujące: *Equisetum fluviatile*, *Rorippa amphibia*, *Rumex hydrolapathum*, *Sium latifolium*, *Galium palustre*, *Alisma plantago-aquatica*, *Carex gracilis* i *Iris pseudoacorus.* Z licznej grupy gatunków towarzyszących do częściej spotykanych należą gatunki pleustonowe (*Lemna minor*, *L. trisulca*, *Spirodela polyrrhiza*).

Fitocenozy *Glycerietum maximae* są znane głównie z siedlisk eutroficznych. Występują w różnych zbiornikach z wodą stojącą i przy brzegach cieków. Zasiedlają zarówno zbiorniki sztuczne, jak i naturalne. Podłoże w tych miejscach, gdzie występują, jest różne, od czysto mineralnego do skrajnie zabagnionego osadami organiczno-mineralnymi. Głębokość wody w płatach rzadko przekracza 0,5 m. W układzie strefowym roślinności jezior i starorzeczy fitocenozy *Glycerietum maximae* tylko niekiedy budują pierwszy pas szuwaru graniczący bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi, natomiast w ciekach wodnych często są jedynym zbiorowiskiem szuwarowym ze związku *Phragmition.* Od strony wody graniczą najczęściej z fitocenozami *Phragmitetum*, *Scirpetum lacustris*, *Equisetetum fluviatilis*, *Sparganietum erecti*, a od strony lądu – z fitocenozami *Caricetum gracilis*, *Caricetum acutiformis*, *Phalaridetum arundinaceae.*

Rola płatów *Glycerietum maximae* w zarastaniu i lądowaceniu akwenów, a szczególnie starorzeczy i jezior, jest często duża. Niekiedy zajmują one znaczne powierzchnie, co przy dużej ilości produkowanej fitomasy ma znaczenie w procesie wypłycania.

Zespół: *Scirpetum maritimi* (Br.-Bl. 1931) R.Tx. 1937

Fitocenozy *Scirpetum maritimi* są z reguły facjalnie wykształcone, zróżnicowane florystycznie, jedno- i dwuwarstwowe. Gatunkami charakterystycznymi zespołu

i dominującymi w płatach są *Bulboschoenus maritimus* i *Schoenoplectus tabernaemontani.* Inne gatunki szuwarowe w tym zbiorowisku występują w różnej liczbie i ilościowości. Do najczęściej spotykanych należy zaliczyć: *Glyceria maxima, Butomus umbellatus, Phragmites australis, Rorippa amphibia, Phalaris arundinacea, Mentha aquatica, Rumex hydrolapathum* i *Eleocharis palustris.* Fitocenozy tego zespołu zlokalizowano w jeziorze rzecznym w pobliżu miejscowości Uchańka.

Zespół: *Cladietum marisci* (Allorge 1922) Zobr. 1935 (fot. 11)

Szuwar kłociowy to bardzo rzadkie zbiorowisko występujące w strefie brzegowej wyrobisk potorfowych zlokalizowanych na torfowiskach węglanowych. Zdecydowanym dominantem w płatach o zwarciu 90-100% jest kłoć wiechowata *Cladium mariscus.* Fitocenozy występują zwykle na dość miąższej warstwie osadów dennych, w wodzie bogatej w węglany o głębokości 0,3-0,5 m. Spośród gatunków szuwaru właściwego można spotkać *Phragmites australis, Schoenoplectus lacustris* i *Typha angustifolia*, a także ramienice: *Ch. intermedia* oraz *Ch. globularis*.

Zespół: *Thelypteridi-Phragmitetum* Kuiper 1957

Thelypteridi-Phragmitetum jest reprezentowane przez bardzo zwarte, dwu- i trój-warstwowe fitocenozy szuwaru właściwego z bardzo dużym udziałem *Thelypteris palustris,* która jest podstawowym gatunkiem tworzącym zbiorowisko. Obok niej najczęściej występującym składnikiem większości fitocenoz jest *Phragmites australis.* Znacznie mniej jest płatów *Thelypteridi-Phragmitetum,* gdzie podstawowym gatunkiem szuwarowym jest *Typha latifolia* lub *T. angustifolia*. Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałością odznaczają się następujące: *Phragmites australis, Galium palustre, Typha latifolia, Cicuta virosa, Lycopus europaeus, Carex acutiformis, C. pseudocyperus, Rumex hydrolapathum, Typha angustifolia, Lysimachia thyrsiflora* i *Scutellaria galericulata.* Z licznej grupy gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się tylko niektóre (*Lysimachia vulgaris, Alnus glutinosa, Solanum dulcamara, Comarum palustre, Salix cinerea, Lythrum salicaria, Menyanthes trifoliata*).

Płaty omawianego zespołu są znane głównie z silnie wypłyconych eutroficznych jezior. Występują one na siedliskach o grubej, silnie rozwodnionej warstwie organicznej w postaci pływającego pła. Głębokość wody w płatach jest różna i rzadko przekracza kilkadziesiąt centymetrów, natomiast grubość soczewki wody pod pływającym płem często przekracza 1 m.

Rola fitocenoz *Thelypteridi-Phragmitetum* w końcowych stadiach zarastania i wypłycania silnie już wypłyconych jezior jest bardzo duża. Rozrastające się ku środkowi akwenu fitocenozy nasuwają się na lustro wody i zajmują siedliska opanowane dotychczas przez zbiorowiska z klas *Potametea* i *Charetea.*

Zespół: *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* de Boer 1942

Płaty *Cicuto-Caricetum pseudocyperi* są przeważnie facjalnie wykształcone, zwarte, jedno- lub dwuwarstwowe, bogate florystycznie. Gatunkami budującymi i dominującymi są *Carex pseudocyperus* bądź *Cicuta virosa* (gatunki charakterystyczne zespołu), a tylko w niewielu płatach *Calla palustris.* Często występującymi w fitocenozach gatunkami charakterystycznymi z klasy, rzędu i związku są: *Galium palustre, Lycopus europaeus, Phragmites australis, Rumex hydrolapathum, Lysimachia thyrsiflora.*

Płaty omawianego zespołu są znane z różnych zbiorników sztucznych i naturalnych, najczęściej z żyznych siedlisk eutroficznych. Rozwijają się one na podłożu organicznym lub organiczno-mineralnym, silnie zabagnionym (często o charakterze szlamu). Głębokość wody w płatach jest różna i bardzo zmienna w ciągu roku; w większości przypadków nie przekracza 20-30 cm.

Zespół*: Iridetum pseudoacori* Eggler 1933 nom. nud.

Iridetum pseudoacori reprezentują najczęściej wielogatunkowe, zwarte, jedno- i dwuwarstwowe zbiorowiska szuwaru kosaćcowego. Fizjonomicznie dominującym składnikiem fitocenoz i gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Iris pseudoacorus.* Gatunki charakterystyczne z klasy, rzędu i związku w omawianych fitocenozach występują dość często, a największą stałością odznaczają się: *Equisetum fluviatile, Glyceria maxima, Rumex hydrolapathum* i *Alisma plantago-aquatica.*

Z grupy gatunków towarzyszących większą stałością odznaczają się tylko niektóre (*Lythrum salicaria, Lysimachia vulgaris, Spirodela polyrrhiza, Lemna minor*). Fitocenozy omawianego zespołu są znane głównie z siedlisk eutroficznych o podłożu mineralno-organicznym i organicznym, silnie zmineralizowanym. Podawane są ze starorzeczy i torfowisk niskich. W większości płatów woda w pełni okresu wegetacji nie występuje na powierzchni lub jest jej bardzo niewiele.

Zespół: *Caricetum ripariae* Soó 1928

Zespół *Caricetum ripariae* jest reprezentowany przez jednowarstwowe, przeważnie zwarte, do 1,5 m wysokie fitocenozy szuwaru turzycowego. W budowie tego zbiorowiska bierze głównie udział *Carex riparia*, która jest gatunkiem charakterystycznym zespołu. Z pozostałych gatunków szuwarowych wchodzących w skład fitocenoz większą stałością odznaczają się: *Rumex hydrolapathum, Galium palustre, Lycopus europaeus* i *Rorippa amphibia*. Z grupy gatunków towarzyszących częściej występują w fitocenozach: *Lythrum salicaria, Solanum dulcamara* i *Lysimachia vulgaris.*

Dobrze wykształcone, zwarte płaty *Caricetum ripariae* występują przy brzegach cieków wodnych (rzeki, kanały, rowy), w obrębie starorzeczy, jezior i stawów. Rozwijają się zarówno na podłożu mineralnym, jak i organicznym, z reguły silnie zmineralizowanym. Głębokość wody w płatach rzadko przekracza 0,5 m, a jej odczyn jest przeważnie zasadowy lub obojętny. Przy ciekach wodnych omawiane fitocenozy budują przeważnie pierwszy pas szuwaru graniczący bezpośrednio ze zbiorowiskami wodnymi. W obrębie zbiorników z wodą siojącą z reguły występują za pasem zbiorowisk szuwaru właściwego i od strony lądu graniczą ze zbiorowiskami siedlisk suchszych.

Zespół: *Caricetum acutiformis* Sauer 1937

Caricetum acutiformis reprezentują zwarte, przeważnie jednowarstwowe, często ubogie florystycznie płaty szuwaru turzycowego osiągającego ponad 1 m wysokości. Gatunek charakterystyczny zespołu – *Carex acutiformis* – jest jednocześnie zasadniczym składnikiem fitocenoz. Z licznej grupy gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku do częściej występujących należą: *Phragmites australis, Galium palustre, Cicuta virosa, Lycopus europaeus, Equisetum fluviatile, Typha latifolia, Rumex hydrolapathum, Ranunculus lingua.* Spośród gatunków towarzyszących wyróżniają się *Solanum dulcamara, Lythrum salicaria, Lemna minor, Lysimachia vulgaris* i *Comarum palustre.*

Fitocenozy *Caricetum acutiformis* są znane głównie z torfowisk niskich, dolin rzecznych, brzegów cieków wodnych i mis jeziornych. Zajmują przeważnie miejsca płytkie o podłożu organicznym (często znacznie zmineralizowanym) lub mineralno-organicznym. W obrębie silnie wypłyconych jezior tworzą niekiedy pływające pło na grubym, bardzo rozwodnionym podłożu organicznym. Głębokość wody w płatach rzadko przekracza 0,5 m, często brak jej na powierzchni gruntu w okresie pełnej wegetacji. Przy ciekach wodnych omawiane fitocenozy budują przeważnie pierwszy pas szuwaru graniczący bezpośrednio ze

zbiorowiskami wodnymi. W obrębie zbiorników z wodą stojącą z reguły występują za pasem zbiorowisk szuwaru właściwego i od strony lądu graniczą ze zbiorowiskami siedlisk suchszych.

Zespół: *Caricetum rostratae* Rubel 1912

Płaty *Caricetum rostratae* są przeważnie zwarte, jedno- i dwuwarstwowe, budowane w większości przypadków przez szuwar turzycowy. Charakterystyczną fizjonomię fitocenozom tego zespołu nadaje gatunek charakterystyczny, budujący i dominujący – *Carex rostrata*. Dużą grupę stanowią gatunki charakterystyczne z klasy, rzędu i związku, z których większą stałością odznaczają się: *Equisetum fluviatile, Ranunculus lingua, Rumex hydrolapathum, Alisma plantago-aquatica, Iris pseudoacorus, Phragmites australis, Cicuta virosa, Sparganium erectum, Typha latifolia, Carex pseudocyperus* i *Galium palustre.* Z dużej grupy gatunków towarzyszących większą stałość wykazują gatunki torfowiskowe i siedlisk suchszych (*Lythrum salicaria, Lysimachia vulgaris, Myosotis palustris, Menyanthes trifoliata, Comarum palustre, Agrostis stolonifera*).

Płaty *Caricetum rostratae* należą do najbardziej pospolitych i spotykanych na różnych typach siedlisk, poczynając od mezotroficznych jezior, a kończąc na siedliskach eutroficznych.

Zespół: *Caricetum elatae* W. Koch 1926

Caricetum elatae buduje dwuwarstwowe zbiorowiska turzycowe o strukturze kępkowej. Fizjonomicznie dominującym elementem fitocenoz i jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Carex elata,* której zwarte kępy osiągają średnicę i wysokość 1 m. Gatunki o dużej stałości, charakterystyczne z klasy, rzędu i związku wchodzące w skład fitocenoz to: *Galium palustre, Peucedanum palustre, Carex rostrata, Equisetum fluviatile, Iris pseudoacorus, Lycopus europaeus* i *Rumex hydrolapathum.* Z licznej grupy gatunków towarzyszących tylko niektóre występują częściej (*Comarum palustre, Lythrum salicaria, Lysimachia mlgaris, Menyanthes trifoliata, Caltha palustris*). Są to gatunki siedlisk suchszych, występujące w fitocenozach przeważnie na kępach.

Fitocenozy omawianego zespołu są znane głównie z siedlisk mezo- i dystroficznych, rzadziej – eutroficznych. W większości przypadków są to różnego rodzaju bezodpływowe zagłębiania typu zbiorników apatycznych, doły potorfowe na torfowiskach niskich i przejściowych oraz brzegi jezior, starorzeczy i stawów. Głębokość wody w płatach bywa różna (między kępami) i zależy głównie od typu zbiornika, stopnia wypłycenia i zaawansowania rozwoju fitocenoz oraz od pory roku.

Zespół: *Caricetum gracilis* (Graebn. et Hueck 1931) R.Tx. 1937

Caricetum gracilis jest reprezentowane przez jedno- i dwuwarstwowe, zwarte zbiorowiska szuwaru turzycowego osiągającego ponad metr wysokości. Głównym składnikiem fitocenoz i jednocześnie gatunkiem charakterystycznym zespołu jest *Carex gracilis.* Gatunki o dużej stałości, charakterystyczne z klasy, rzędu i związku, wchodzące w skład płatów to: *Galium palustre, Rumex hydrolapathum, Iris pseudoacorus, Equisetum fluviatile, Glyceria maxima, Sium latifolium, Alisma plantago-aquatica* i *Phalaris arundinacea.* Z bardzo licznej grupy gatunków towarzyszących do najczęściej występujących należą: *Caltha palustris, Lythrum salicaria, Lysimachia vulgaris* i *Myosotis palustris.*

Zbiorowiska budowane przez *Carex gracilis* są znane głównie z żyznych siedlisk eutroficznych, z dolin rzecznych i wypłyconych mis jeziornych. Poza tym rozwijają się przy różnych drobnych zbiornikach sztucznych i naturalnych oraz przy ciekach wodnych. Podłoże w tych miejscach jest przeważnie organiczne (często silnie zmineralizowane) lub mineralno-organiczne. W większości płatów głębokość wody nie przekracza 0,5 m (średnio około 0,2 m); często w okresie pełnej wegetacji brak jej na powierzchni gruntu.

Zespół: *Sparganio-Glycerietum fluitantis* Br.-Bl. 1925

Sparganio-Glycerietum fluitantis reprezentują niskie pokrojowo, jedno- lub dwuwarstwowe fitocenozy szuwaru właściwego. Gatunkiem dominującym w płatach i charakterystycznym zespołu jest *Glyceria fluitans.* Gatunki charakterystyczne związku występują sporadycznie, natomiast udział gatunków z klasy jest duży; do najczęściej występujących należą: *Alisma plantago-aquatica, Carex vesicaria, Equisetum fluviatile, Galium palustre, Eleocharis palustris, Oenanthe aquatica, Rorippa amphibia.* Gatunki towarzyszące reprezentują różne syntaksony i tylko nieliczne z nich wykazują większą stałość (*Ranunculus flammula, R. repens, Polygonum amphibium, Myosotis palustris*).

Fitocenozy *Sparganio-Glycerietum fluitantis* rozwija się zarówno w obrębie cieków wodnych, jak i zbiorników z wodą stojącą lub o bardzo małym przepływie. Podłoże w tych miejscach jest mineralne, rzadziej mineralno-organiczne. Głębokość wody w fitocenozach jest różna, jednak rzadko przekracza 20-30 cm. Bardzo często brak jest wody na powierzchni gruntu w pełni okresu wegetacji. Są to przeważnie żyzne siedliska eutroficzne o zasadowym odczynie wody lub podłoża.

Zespół: *Glycerietum plicatae* Oberd. 1957

Powyższy zespół reprezentują facjalnie wykształcone, zwarte, jedno- i dwuwarstwowe zbiorowiska szuwarowe w ciekach wodnych. Pierwszy z gatunków charakterystycznych zespołu – *Glyceria plicata* – występuje dość często natomiast drugi – *Scrophularia alata* – występuje bardzo rzadko i odznacza się małą ilościowością. Z gatunków charakterystycznych z klasy, rzędu i związku większą stałość i ilościowość wykazują następujące taksony: *Veronica beccabunga, V. anagallis* i *Berula erecta.* Z grupy gatunków towarzyszących do częściej występujących należą: *Myosotis palustris, Ranunculus repens* i *Poa trivialis.*

Zespół: *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n. n.) Libb. 1931

Zespół mozgi trzcinowatej budowany jest głównie przez mozgę trzcinowatą *Phalaris arundinacea* i najczęściej występuje wzdłuż cieków wodnych, ale także w strefie brzegowej jezior oraz w podmokłych siedliskach lądowych. Do gatunków towarzyszących należą: *Glyceria maxima, Rumex hydrolapathum, Phragmites australis, Typha latifolia* i *Equisetum fluviatile*. W płatach zlokalizowanych w kanałach i rowach ze stagnującą wodą gatunek ten jest zdecydowanym dominantem. Bardzo często fitocenozy tego zespołu tworzą mozaikę z płatami zespołów *Glycerietum plicatae* czy *Phragmitetum australis*.

Przemiany roślinności wodnej i szuwarowej oraz zagrożenia

Procesy akumulacji organogenicznej prowadzą do sukcesywnego wypełniania mis jeziornych, czego efektem w ostatnim czasie jest drastyczne zmniejszanie się powierzchni wielu jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego: Laskie, Biesiadki, Maczółki, Uściwierzek, Karaśne k. Urszulina. W wielu z nich, takich jak: Nadrybie, Hańskie, Skomielno, Wspólne, Ciesacin czy Księżowskie, stwierdzono znaczny wzrost powierzchni fitocenoz *Nupharo-Nymphaeetum albae*. W Jeziorze Dubeczyńskim płaty tej asocjacji występują na całej powierzchni zbiornika. Sukcesję osoki aloesowatej obserwuje się w jeziorach Łukie, Karaśne, Płotycze k. Urszulina, Ciesacin i Świerszczów [Lorens, Sugier 1999; Sugier, Lorens 2000]. Badania 32 jezior Pojezierza wykazały, że zarówno obecność tego gatunku w akwenie, jak i powierzchnia *Stratiotetum aloidis* mają wpływ na bogactwo gatunkowe i różnorodność fitocenotyczną zbiorników, a fitocenozy z udziałem osoki charakteryzują się większym bogactwem gatunkowym. Niejednokrotnie w zbiornikach tych współwystępują ramienice, które podobnie jak *Stratiotes aloides* mają właściwości allelopatyczne względem fitoplanktonu,

wpływając pozytywnie na przezroczystość wody, a tym samym poprawiając warunki egzystencji wielu makrofitów [Sugier i in. 2010]. Niemniej w miejscach najbardziej wypłyconych strefy przybrzeżnej sukcesja osoki aloesowatej, a następnie w stosunkowo krótkim czasie masowy pojaw lemnidów (*Lemna trisulca*, *L. minor*) oraz gatunków szuwarowych (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*), niestety skutecznie przyczyniają się do eliminacji *Aldrovanda vesiculosa*. Konsekwencją wypłycania zbiorników jest także wkraczanie w toń wodną helofitów i wzrost powierzchni przede wszystkim płatów zespołu trzciny pospolitej, oczeretu jeziornego, skrzypu bagiennego i pałki szerokolistnej [Sugier 2001, 2002; Sender 2009].

O walorach florystycznych i fitocenotycznych obszarów hydrogenicznych Polesia Lubelskiego decydują nie tylko jeziora, ale także obiekty będące efektem działalności człowieka, a mianowicie stawy, zalewy, wyrobiska potorfowe czy zapadliska, które są skutkiem eksploatacji węgla kamiennego [Sugier 2009, 2014; Sender 2011]. W latach 60. i 70. XX wieku takie zespoły jak *Charetum vulgaris*, *Charetum contrariae*, *Charetum coronatae* czy *Nitelletum syncarpae* częściej notowano w stawach niż w jeziorach [Karczmarz, Malicki 1971; Karczmarz 1980]. Ze względu na stosunkowo skąpe wyniki badań prowadzonych w ostatnich latach w tych właśnie ekosystemach trudno ocenić, czy gatunki ramienic dominujące niegdyś w badanych zbiorowiskach roślinnych przetrwały do dnia dzisiejszego, mając na uwadze fakt dość intensywnie prowadzonej gospodarki rybackiej. Niemniej są przykłady aktualnych badań roślinności stawów, np. Stawów Pieszowolskich położonych w granicach Poleskiego Parku Narodowego, gdzie stwierdzono wiele fitocenoz hydromakrofitów [Lorens, Sugier 2012]. W fitolitoralu zdecydowanie dominują płaty *Ceratophylletum demersi*, rzadziej spotykane są fitocenozy *Myriophylletum spicati*, *Potametum natantis* oraz *Polygonetum natantis*, a sporadycznie *Ceratophylletum submersi* i *Elodeetum canadensis*. W strefie przybrzeżnej występują płaty *Stratiotetum aloidis*, charakteryzujące się dużym pokryciem osoki aloesowatej. Miejsca zaciszne, niejednokrotnie osłonięte od wiatru przez gatunki szuwarowe, zajmują płaty *Lemnetum trisulcae*, *Lemnetum minoris* i *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*. Szuwar tworzy 5 syntaksonów, spośród których zdecydowanie dominuje *Typhetum angustifoliae* [Lorens, Sugier 2012; Sugier i in. 2016]. Na szczególną uwagę zasługuje roślinność porastająca staw „Dziki", głównie fitocenozy *Najadetum intermediae* oraz *Trapetum natantis*. Pojedyncze osobniki jezierzy morskiej *Najas marina* zarejestrowano jedynie w jeziorach Bialskie i Czarne Sosnowickie, natomiast stanowisko kotewki orzecha wodnego *Trapa natans* jest jedynym w Polsce środkowowschodniej [Sugier i in. 2016].

Od kilku wieków w obszarach torfowiskowych Polesia Lubelskiego prowadzona jest eksploatacja torfu. W krajobrazie wyraźnie widoczne są tego efekty, a mianowicie różnej wielkości wyrobiska potorfowe. Karczmarz [1980] prowadząc badania nad zespołami ramienic wielokrotnie podkreślał fakt występowania w torfiankach takich fitocenoz, jak: *Charetum aculeolatae, Ch. vulgaris, Ch. contrariae* czy *Nitelletum syncarpae*. Współcześnie w wyniku pozyskiwania torfu powstają bardzo zróżnicowane hydrologicznie i troficznie zbiorniki, z których pewna część do chwili obecnej zlądowaciała. Niemniej jeszcze do dnia dzisiejszego wiele z nich jest ostoją roślinności wodnej, szuwarowej i torfowiskowej, a ich zróżnicowanie przyczynia się do uwydatnienia bogactwa gatunkowego i różnorodności zbiorowisk roślinnych tego całego regionu [Sender i Mysiak 2010; Sugier 2014]. Obecność ramienic stwierdzono głównie w wyrobiskach zlokalizowanych na torfowiskach węglanowych o cechach naturalnych oraz przekształconych w łąki użytkowane rolniczo. Charofity są komponentem zarówno zbiorowisk roślinności wodnej, jak też szuwarowej [Urbaniak i in. 2011]. W wielu przypadkach tworzą własne zespoły: *Charetum intermediae, Ch. hispidae, Ch. delicatulae, Ch. fragilis, Ch. vulgaris* oraz *Nitellopsidetum obtusae* [Sugier 2006, 2009, 2014]. Oprócz ramienic bogata jest roślinność reprezentująca klasy *Lemnetea*, *Potametea* oraz *Phragmitetea*. Na uwagę zasługuje obecność płatów zespołu *Cladietum marisci*, występujących w strefie brzegowej wyrobisk potorfowych, alenie rejestrowanych w szuwarze jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Sugier 2014]. Bardzo cennymi obiektami okazały się kanały i rowy melioracyjne, które obecnie wzbogacają krajobraz, jak też przyczyniają się do wzrostu bogactwa gatunkowego i różnorodności biologicznej Polesia Lubelskiego [Banach 2009].

Badania terenowe w ostatnich latach nie potwierdziły odnotowanych dawniej przez Karczmarza [1965, 1966] gatunków ramienic, takich jak *C. crassicaulis* i *N. syncarpa* występujących w torfiankach, czego przyczyną jest wkraczanie helofitów i terrestrializacja [Sugier i in. 2009]. Z kolei w wyniku eksploatacji torfu ciągle powstają nowe zbiorniki wodne, w których obserwuje się szybką kolonizację i wykształcanie ramienicowych łąk podwodnych [Urbaniak i in. 2011; Sugier 2014].

Zmiany właściwości siedlisk hydrogenicznych na Polesiu Lubelskim w ciągu ostatnich kilku dekad spowodowane były funkcjonowaniem kanału Wieprz-Krzna oraz związanej z nim sieci kanałów i rowów. Jeziora Dratów, Mytycze, Krzczeń, Domaszne, Skomielno oraz Wytyckie ogroblowano i przekształcono w zbiorniki retencyjne. Znaczne zwiększenie powierzchni oraz fluktuacja poziomu wody zmieniły warunki występowania roślinności wodnej. Nastąpiła zmiana naturalnego charakteru zbiorników oraz całkowite zniszczenie roślinności płytkiego litoralu jezior. W obrębie zbiorników retencyjnych znalazły się przyległe

torfowiska, których rola w kształtowaniu chemizmu wód nie została do tej pory określona [Sugier i in. 2007]. Zmiana funkcji tych akwenów doprowadziła do zaniku stwierdzonych przed laty zespołów ramienic: *Charetum intermediae* w Jeziorze Wytyckim czy *Nitelletum syncarpae* w jeziorze Domaszne [Karczmarz, Malicki 1971]. Warunki hydrologiczne wielu jezior, a tym samym warunki ekologiczne roślinności makrofitowej, zostały zmienione przez fakt ich połączenia. Do takich przypadków możemy zaliczyć jeziora Miejskie i Kleszczów czy Wspólne i Koseniec [Sugier 2002]. Zagospodarowanie torfowisk przyległych do jezior i przekształcanie ich w użytki zielone bardzo często powodowało okresowe odwodnienie fragmentów zlewni jeziornych. W niektórych przypadkach działania hydrotechniczne spowodowały długotrwałe obniżenie poziomu wody w jeziorach i w efekcie gwałtowne zmiany roślinności wodnej i szuwarowej [Sugier 2002]. Przejawem regresji roślinności wodnej i szuwarowej jezior Miejskie i Kleszczów był zanik lub zmniejszenie się jej areału, a także zmniejszenie się liczby zbiorowisk odznaczających się mniejszą różnorodnością florystyczną, liczbą budujących je gatunków oraz ich ilościowością, a także mniejszym udziałem gatunków charakterystycznych dla klas *Potametea* i *Phragmitetea* [Popiołek 1971, 1972, 1973, 1974; Sugier 2002].

Wiele jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego charakteryzuje się obecnością roslinności zanurzonej występującej do głębokości kilku metrów [Ciecierska, Radwan 2000; Sugier, Lorens 2002; Sugier 2008; Sugier i in. 2009; Lorens, Sugier 2010]. Większości zbiorników jednak dotyczy problem eutrofizacji związanej z presją turystyczną oraz zmianami struktury użytkowania zlewni jeziornych. W wielu jeziorach poddanych silnej presji rekreacyjnej doszło do zmian roślinności wodnej. Znacznie zmniejszyła się różnorodność makrofitów zanurzonych, natomiast wyraźnie zwiększył się udział helofitów, a spadek różnorodności elodeidów świadczy o procesach związanych ze wzrostem żyzności wód [Sender 2009; Sender i in. 2017]. W niektórych przypadkach obserwowano masowe zakwity glonów skutecznie eliminujące roślinność podwodną, czego przykładem są jeziora Obradowskie, Syczyńskie i Miejskie, a nawet dystroficzne jezioro Brzeziczno [Kornijów i in. 2002; Sugier 2002].

W latach 60. i 70. minionego wieku stwierdzono występowanie kilku zespołów ramienic: *Charetum rudis, Ch. asperae, Ch. contrariae, Nitelletum flexilis, Lychnothamnetum barbati, Nitellopsidetum obtusae,* w największych i najgłębszych jeziorach Pojezierza: Bialskie, Piaseczno, Krasne, Rogóźno, Białe Włodawskie i Zagłębocze [Karczmarz 1967, 1980]. Od tamtego czasu w literaturze nie pojawiły się żadne doniesienia dotyczące występowania pierwszych dwóch syntaksonów spośród wymienionych powyżej. Fitocenozy *Lychnothamnetum barbati* od kilku dekad do niedawna dominowały w jeziorze Rogóźno

[Karczmarz 1967, 1980; Karczmarz, Malicki 1971; Sugier 2008]. Była to jedna z największych populacji *Lychnothamnus barbatus* w Polsce [Sugier 2008; Sugier i in. 2009]. Niestety, w wyniku dopływu substancji humusowych ze zlewni znacznie pogorszyła się przezroczystość wody, co prawdopodobnie wpłynęło na wyginięcie dużej części roślinności makrofitowej [Ejankowski, Lenard 2015]. Podobna sytuacja miała miejsce w przypadku jeziora Płotycze k. Urszulina, gdzie przed kilku laty wyginęły podwodne łąki *Nitellopsidetum obtusae*, a także w przypadku Jeziora Słone, gdzie wyraźnie zmniejszyła się powierzchnia fitocenoz *Charetum vulgaris*. Są jednak przykłady poprawy stanu ekologicznego jezior. Polepszenie jakości wody, a także wzrost powierzchni fitolitoralu i liczby fitocenoz zarejestrowano w przypadku Jeziora Głębokie Uścimowskie, w kilka lat po wybudowaniu systemu kanalizacji [Sender 2012].

Roślinność jezior Poleskiego Parku Narodowego jest stosunkowo dobrze zachowana ze względu na fakt bardzo wcześnie ustanowionej ochrony rezerwatowej samych akwenów oraz przylegających do nich torfowisk. Duża lesistość zlewni oraz stosunkowo niski stopień ich hydrologicznej transformacji, jak też trudność dotarcia do linii brzegowej w porównaniu z innymi zbiornikami Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego sprawiły, że jeziora Parku zachowały swój naturalny charakter [Sugier, Popiołek 1995, 1998, 1999; Sugier, Lorens 2000; Lorens, Sugier 2012], taki też mają zachodzące tutaj zmiany roślinności. W jeziorze Karaśne obserwuje się wkraczanie osoki aloesowatej, która jest obecnie zdecydowanym dominantem, a także gatunków szuwarowych i w konsekwencji powolne lądowacenie zbiornika. Znacznie powiększył się areał roślinności z dominacją *Stratiotes aloides* w jeziorze Łukie oraz zwiększył się zasięg nymfeidów. W wyniku wkraczania gatunków szuwaru właściwego (*Phragmites australis, Carex riparia, C. acutiformis, C. pseudocyperus, Typha latifolia*) zmniejszyła się potencjalna powierzchnia siedlisk *Aldrovanda vesiculosa*. Konkurencja ze strony helofitów niewątpliwie przyczynia się do pogorszenia warunków siedliskowych, co przejawia się mniejszym zagęszczeniem osobników tego gatunku w stosunku do sytuacji z lat poprzednich. W wielu niszach występowania tego taksonu pozbawionych gatunków szuwarowych zagrożenie stanowi masowo pojawiająca się *Lemna minor*. Niekorzystnym zjawiskiem w ostatnich latach jest dopływ do jeziora znacznej ilość kwasów humusowych, które nadając wodzie barwę herbacianą, znacznie ograniczają jej przezroczystość. Z kolei w Jeziorze Długie od wielu lat obserwuje się ekspansję nymfeidów z dominacją *Nymphaea alba* i *Nuphar lutea* [Lorens i Sugier 1999, 2000; Lorens, Sugier 2012]. Skupiska *Aldrovanda vesiculosa* występują na ok. 3/4 długości linii brzegowej tego jeziora. Największe zagęszczenie osobników tego gatunku jest w strefie pomiędzy szuwarem a pasem nymfeidów oraz w obrębie wkraczającego pła – w licznych zagłębieniach pozbawionych gatunków szuwarowych. Wyjątkowo duża

liczebność populacji *Aldrovanda vesiculosa* (prawdopodobnie największa na Polesiu Lubelskim), jak również zajmowany areał, który znacznie powiększył się w ciągu ostatnich kilkunastu lat, świadczą o występowaniu dogodnych warunków siedliskowych dla egzystencji tego rzadkiego gatunku.

Bardzo specyficznym obiektem PPN jest jezioro Moszne, uznawane przez wiele lat za zbiornik dystroficzny z racji przylegania doń torfowiska przejściowego. W rzeczywistości wody tego akwenu mają charakter eutroficzny [Sender 2017], a do interesujących elementów florystycznych tego akwenu należy zaliczyć *Nymphaea candida, Aldrovanda vesiculosa* i *Utricularia vulgaris* [Sugier, Popiołek 1998; Nowak i in. 2010]. Ciekawy jest fakt występowania w nie tak odległej przeszłości łąk ramienicowych [Fijałkowski 1959; Sugier, Popiołek 1998], które wyginęły prawdopodobnie podczas surowej zimy 1996 r., kiedy to bardzo gruba pokrywa lodowa sięgała osadów dennych [Sugier 2001]. W badaniach przeprowadzonych po upływie kolejnych kilku lat, podobnie jak obecnie, fitolitoral tworzyły i tworzą głównie fitocenozy *Myriophylletum spicati*.

Piśmiennictwo

1. Banach B. 2009. Vascular flora of drainage ditches in forest areas of the Polesie National Park. Acta Agrobot. 62 (1), 117-126.
2. Ciecierska H., Radwan S. 2000. Zróżnicowanie fitocenotyczne litoralu jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Radwan S., Lorkiewicz Z., Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Wyd. UMCS, Lublin, 71-78.
3. Ejankowski W., Lenard T. 2015. Climate driven changes in the submerged macrophyte and phytoplankton community in a hard water lake. Limnologica, 52, 59-66.
4. Fijałkowski D. 1959. Szata roślinna jezior Łęczyńsko-Włodawskich i przylegających do nich torfowisk. Ann. UMCS, s. B, 14, 131-206.
5. Fijałkowski D. 1966. Zbiorowiska roślinne lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach woj. lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 21, 247-312.
6. Fijałkowski D. 1995. Flora roślin naczyniowych Lubelszczyzny. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. T. 1, 2. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin.
7. Karczmarz K. 1963. Przyczynek do badań nad florą ramienic Lubelszczyzny (Polska wschodnia). Cz. I. Acta Soc. Bot. Pol. 32 (1), 165-169.

8. Karczmarz K. 1966. Przyczynek do badań nad florą ramienic Lubelszczyzny (Polska wschodnia). Cz. III. Acta Soc. Bot. Pol. 35 (2), 265-271.
9. Karczmarz K. 1980. Strefowość rozmieszczenia ramienic w głębokich jeziorach krasowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 35, 43-52.
10. Karczmarz K. 1967. Variabilité et distribution géographique de *Lychnothamnus barbatus* (Meyen) Leonh. Acta Soc. Bot. Pol., 36, 431-439.
11. Karczmarz K., Malicki J. 1965. Rozmieszczenie mniej znanych gatunków ramienic na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. B, 20, 281-291.
12. Karczmarz K., Malicki J. 1971. Zespoły i ekologia ramienic Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Ann. UMCS, s. C, 26, 297-327.
13. Kornijów R., Smal H., Pęczuła W., Lorens B., Rechulicz J., Sugier P., Paleolog-Demetraki A., Ligęza S., Tarkowska-Kukuryk M., Kowalczyk D., Szafran K., Halkiewicz A. 2002. Hypertrophication of Lake Syczyńskie (Eastern Poland). Limnological Review, 2, 209-215.
14. Lorens B., Sugier P. 2001. Investigations of macrophytes in shallow Polesie lakes. ‘‘Ecoframe’’ Project. Report no. 6.
15. Lorens B., Sugier P. 2012. Ocena zasobów i ekosystemów wodnych Poleskiego Parku Narodowego.
16. Lorens B., Sugier P. 1999. Zmiany roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Łukie w latach 1952-1998. [W:] red. Radwan S., Kornijów R., Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS. Lublin, 203-209.
17. Lorens B., Sugier P. 2000. Przekształcenia szaty roślinnej zlewni jeziora Długie w drugiej połowie XX wieku. [W:] red. Radwan S., Lorkiewicz Z. „Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych”. Wyd. UMCS, Lublin, 87-93.
18. Lorens B., Sugier P. 2002. Vegetation of the catchment areas of the lakes in Polesie National Park. Current state and changes. Acta Agrophysica, 67, 155-162.
19. Lorens B. 2006. Szata roślinna jezior rzecznych oraz ich różnorodność fitocenotyczna i gatunkowa. [W:] red Wojciechowska W., Jeziora rzeczne Doliny Środkowego Bugu. Różnorodność biologiczna i krajobrazowa. Wyd. KUL, Lublin, 55-94.
20. Lorens B., Sugier P. 2010. Changes in the spatial structure of submerged macrophytes in Lake Rotcze (Łęczna-Włodawa Lakeland). Oceanological and Hydrobiological Studies, 39(4), 65-73.
21. Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

22. Nowak A., Nobis M., Dajdok Z., Zalewska-Gałosz J., Nowak S., Nobis A., Czerniawska-Kusza I., Kozak M., Stebel A., Bula R., Sugier P., Szlachetka A., Bena W., Trojecka A., Piwowarczyk R., Adamiec A., Krawczyk R. 2010. Revision of *Nymphaea candida* range – new data on the distribution and habitat preferences of the species in south Poland. Acta Soc. Bot. Pol. 79 (4), 333-350.
23. Pełechaty M., Gąbka M, Sugier P., Pukacz A., Chmiel S., Ciecierska H., Kolada A., Owsianny P.M. 2009. *Lychnothamnus barbatus* in Poland: habitats and associations. Charophytes, 2 (1), 13-18.
24. Popiołek Z. 1971. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. I. Jezioro Kleszczów. Ann. UMCS, s. C, 26, 387-408.
25. Popiołek Z. 1972. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. II. Jezioro Kleszczów. Ann. UMCS, s. C, 27, 247-270.
26. Popiołek Z. 1973. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. III. Jezioro Miejskie. Ann. UMCS, s. C, 28, 191-213.
27. Popiołek Z. 1974. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. IV. Jezioro Czarne Gościnieckie. Ann. UMCS, s. C, 29, 333-353.
28. Popiołek Z. 1988. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej na tle warunków siedliskowych w obrębie kompleksu jezior Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin.
29. Sender J. 2009. Changes in structure of macrophyte communities in the chosen lakes of Łęczna-Włodawa Lake District. Ecohydrol. Hydrobiol. 9 (2-4), 237-245.
30. Sender J. 2011. Directions of changes in the macrophyte structure of two depression reservoirs in Łęczna-Włodawa Lakeland. Teka Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 8, 151-158.
31. Sender J. 2008. Long term changes of macrophytes structure in the lake Moszne (Poleski National Park). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 5, 154-163.
32. Sender J., Demetraki-Paleolog A., Kolejko M., Klimczak M., Kaczorowska A. 2017. Direction of hydrobotanic changes of mesotrophic lake (East Poland). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 14, 103-111.
33. Sender J. 2012. Possibilities of macrophyte indicators, application for assessment of ecological status of lakes. Transylv. Rev. System. Ecol. Res., 14, 115-128.

34. Sender J., Maślanko W., Różańska-Boczula M., Cianfaglione K. 2017. A new multi-criteria method for the ecological assessment of lakes: a case study from the Transboundary Biosphere Reserve ‘West Polesie’ (Poland). Journal of Limnology, 76, 60-74.
35. Sugier P., Pełechaty M., Gąbka M., Owsianny P.M., Pukacz A., Ciecierska H., Kolada A. 2009. *Lychnothamnus barbatus*: global history and distribution in Poland. Charophytes, 2 (1), 19-24.
36. Sugier P., Lorens B., Chmiel S., Turczyński M. 2010. The influence of *Ceratophyllum demersum* L. and *Stratiotes aloides* L. on richness and diversity of aquatic vegetation in the lakes of mid-eastern Poland. Hydrobiologia, 656, 43-53.
37. Sugier P., Popiołek Z. 1995. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior Poleskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych. Jezioro Karaśne. Ann. UMCS, s. C, 50 (3), 55-69.
38. Sugier P., Popiołek Z. 1998. Roślinność wodna i przybrzeżna jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, s. C, 53, 185-200.
39. Sugier P., Popiołek P. 1999. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Długie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr., 18 (2), 61-79.
40. Sugier P. 2001. The dynamics of aquatic and rush vegetation and landscape changes of the lake Moszne in the Polesie National Park. Ekológia (Bratislava), 20, suppl. 4, 257-264.
41. Sugier P., Lorens B. 2000. Zbiorowiska roślinne jeziora Łukie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr., 19 (2), 3-18.
42. Sugier P., Lorens B. 2002. Spatial structure of macrophytes in the Rotcze Lake (Lublin Polesie Region). Acta Agrophysica, 67, 255-262.
43. Sugier P. 2006. Peat pits vegetation of peatlands in the Polesie National Park and its protected zone. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 3, 203-208.
44. Sugier P., Tracz J., Lorens B. 2007. Changes of land use structure in areas adjoining lakes Krzczeń and Mytycze transformed into retention reservoirs. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 4, 255-262.
45. Sugier P. 2008. Characteristics of Lake Rogóźno macrophytes and their role in preservation of biodiversity. TEKA Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 5A, 138-144.
46. Sugier P. 2009. Charophytes of excavated peatlands of mid-eastern Poland. Oceanological and Hydrobiological Studies, 38, Phycologica Polonica, 2, 1-11.
47. Sugier P. 2014. Ecological Processes and Properties of Excavated Peatlands of Eastern Poland. Towarzystwo Wydawnictw Naukowych Libropolis, Lublin.

48. Sugier P. 2002. Dynamika roślinności wodnej i przybrzeżnej w północno-zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Rozprawa doktorska. Wydział Biologii i Nauk o Ziemi UMCS, Lublin.
49. Sugier P., Różycki A. 2010. Charakterystyka geobotaniczna Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Polskie Towarzystwo Botaniczne – Zarząd Główny, Warszawa, 131-146.
50. Sugier P., Różycki A. 2010. Walory przyrodnicze i przemiany kompleksów jeziorno-torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Polskie Towarzystwo Botaniczne – Zarząd Główny, Warszawa, 160-170.
51. Sugier P., Urban D., Szczurowska A., Sender J., Buczek A., Różycki A. 2016. Ekosystemy wodne i torfowiskowe Polesia Zachodniego – różnorodność i problemy ochrony. [W:] red. Czarnecka B., Na międzyrzeczu Wisły i Bugu. Krajobrazy roślinne i dziedzictwo kulturowe środkowowschodniej Polski i zachodniej Ukrainy. Towarzystwo Wydawnictw Naukowych Libropolis, Lublin, 113-125.
52. Tomaszewicz H. 1979. Roślinność wodna i szuwarowa Polski. Rozprawy Uniwersytetu Warszawskiego. Wyd. UW, Warszawa.
53. Urbaniak J., Sugier P., Gąbka M. 2011. Charophytes of the Lubelszczyzna Region (Eastern Poland). Acta Soc. Bot. Pol., 80 (2), 159-168.

Streszczenie

Charakterystykę zbiorowisk roślinnych oparto na wynikach badań terenowych prowadzonych na niemalże wszystkich jeziorach Polesia Lubelskiego, a także w dolinach rzecznych i na torfowiskach w ciągu ostatnich 20 lat. W pracy wymieniono jedynie te zbiorowiska roślinne, które w wyniku niniejszych badań zostały stwierdzone.

Ekosystemy wodne Polesia Lubelskiego są zarówno typologicznie, jak i limnologicznie zróżnicowane, gdyż obejmują jeziora, rzeki, rowy, stawy, torfianki, starorzecza i zapadliska. Ich wody charakteryzują się różną trofią oraz innymi właściwościami fizykochemicznymi. Występujące na tym obszarze zbiorowiska roślinne zgrupowane są w obrębie czterech klas fitosocjologicznych: *Lemnetea*, *Charetea*, *Potametea* i *Phragmitetea*. Spośród 52 zespołów 28 reprezentuje asocjacje roślinności wodnej, natomiast

24 – szuwarowej. Roślinność z klasy *Charetea* reprezentuje 10 asocjacji i jedno zbiorowisko roślinne. Do najbardziej rozpowszechnionych należą zespoły: *Charetum intermediae*, *Ch. hispidae*, *Ch. delicatulae* oraz *Ch. fragilis*, związane z jeziorami mezotroficznymi i eutroficznymi, a także z wyrobiskami potorfowymi. Stosunkowo liczną grupę tworzą zbiorowiska makrofitów z klasy *Potametea*. Spośród elodeidów najczęściej spotykane są fitocenozy zespołów *Ceratophylletum demersi* i *Myriophylletum spicati*. Ze znacznie mniejszą frekwencją występują asocjacje *Elodeetum canadensis, Hydrocharitetum morsus-ranae, Potametum lucentis* oraz *Ranunculetum circinati*, natomiast zespoły *Potametum pectinati* i *Myriophylletum verticillati* są spotykane najrzadziej. Wśród zbiorowisk wodnych nymfeidów do najczęściej spotykanych należą zespoły *Nupharo-Nymphaeetum albae* i *Potametum natantis,* natomiast do najrzadszych – *Nymphaeetum candidae*. O walorach florystycznych i fitocenotycznych obszarów hydrogenicznych Polesia Lubelskiego decydują nie tylko jeziora, ale także rzeki, stawy, zalewy i wyrobiska potorfowe. Na uwagę zasługuje stosunkowo rzadki w Polsce zespół *Hippuridetum submersae*, którego niewielki płat zlokalizowano w jeziorze rzecznym „Wola Uhruska", równie rzadki *Lychnothamnetum barbati* występujący w jeziorach, a także stwierdzony jedynie w torfiankach zespół *Cladietum marisci*. Z kolei fitocenozy *Najadetum intermediae* oraz *Trapetum natantis* występują tylko na jednym stanowisku – w stawie „Dziki" w Poleskim Parku Narodowym.

Procesy akumulacji organogenicznej prowadzą do sukcesywnego wypełniania mis jeziornych, czego efektem w ostatnim czasie jest drastyczne zmniejszanie się powierzchni wielu jezior. Zmiany właściwości siedlisk hydrogenicznych na Polesiu Lubelskim w ciągu ostatnich kilku dekad nastąpiły jednak także za sprawą człowieka, a mianowicie spowodowane były funkcjonowaniem kanału Wieprz-Krzna oraz związanej z nim sieci kanałów i rowów, co miało wpływ na kształtowanie się roślinności wodnej i szuwarowej. Warunki hydrologiczne wielu jezior, a tym samym warunki ekologiczne roślinności makrofitowej zostały zmienione przez fakt ich połączenia. Z kolei działania hydrotechniczne mające na celu zagospodarowanie torfowisk przyległych do jezior i przekształcanie ich w użytki zielone bardzo często powodowały okresowe odwodnienie fragmentów zlewni jeziornych, a w niektórych przypadkach długotrwałe obniżenie poziomu wody w jeziorach i w efekcie gwałtowne zmiany roślinności wodnej i szuwarowej. W wielu jeziorach widoczne są skutki silnej presji rekreacyjnej, przejawiające się zmniejszeniem różnorodności makrofitów zanurzonych, zwiększeniem się udziału helofitów, a w skrajnych przypadkach zakwitem glonów skutecznie eliminującym roślinność podwodną.

Pomimo antropopresji stosunkowo dobrze zachowana jest roślinność jezior Polesia Lubelskiego, w tym Poleskiego Parku Narodowego, ze względu na fakt bardzo wcześnie ustanowionej ochrony rezerwatowej samych akwenów oraz przylegających do nich torfowisk. Współcześnie powstają stawy i zalewy, a w wyniku pozyskiwania torfu bardzo zróżnicowane hydrologicznie i troficznie zbiorniki. Wiele z nich jest ostoją roślinności wodnej, szuwarowej i torfowiskowej, ich zróżnicowanie przyczynia się do uwydatnienia bogactwa gatunkowego i różnorodności zbiorowisk roślinnych całego regionu.

Fot. 1. *Charetum intermediae* w torfiance na torfowisku Bagno Bubnów w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Fot. 2. *Lychnothamnus barbatus* w jeziorze Rogóźno (fot. P. Sugier)

Fot. 3. *Ranunculetum circinati* w jeziorze Krasne (fot. P. Sugier)

Fot. 4. *Stratiotietum aloidis* w jeziorze Łukie w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Fot. 5. *Utricularia vulgaris* w torfiance na torfowisku Bagno Bubnów w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Fot. 6. *Nupharo-Nymphaeetum albae* w jeziorze Długie w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Fot. 7. *Nymphaea candida* w jeziorze Płotycze (fot. P. Sugier)

Fot. 8. *Trapetum natantis* w stawie „Dziki” w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Fot. 9. *Hippuridetum vulgaris* w jeziorze Tarnowskie (fot. P. Sugier)

Fot. 10. *Eleocharitetum palustris* w jeziorze Miejskie (fot. P. Sugier)

Fot. 11. *Cladietum marisci* w torfiance na torfowisku Bagno Bubnów w Poleskim Parku Narodowym (fot. P. Sugier)

Joanna Sender

6.1.2. Struktura makrofitów w wybranych jeziorach

6.1.2.1. Wstęp

Pierwsze dane o wodnej roślinności naczyniowej Polesia Lubelskiego pochodzą sprzed pierwszej wojny światowej. Informowały one o występowaniu pojedynczych gatunków roślin w okolicach Hańska [Kwieciński 1894, 1896]. W okresie międzywojennym szczegółowe badania florystyczne prowadzono we wschodniej części Polesia [Kulczyński 1940]. Dopiero po drugiej wojnie światowej podjęto po raz pierwszy wieloletnie badania nad florą terenów wodno-bagiennych Polesia. Dotyczyły one ogólnego opisu florystycznego roślinności wodnej i otaczających jeziora licznych torfowisk. Opisano także rozmieszczenie rzadkich i chronionych gatunków roślin [Fijałkowski 1954, 1958, 1959]. W latach 60. i 70. ubiegłego wieku opracowana została flora ramienic oraz mchów wielu jezior i torfowisk Polesia Lubelskiego [Karczmarz 1963, 1965, 1975; Karczmarz, Malicki 1971].

W latach 70. ubiegłego wieku prowadzono badania nad składem florystycznym i fitosocjologicznym makrofitów oraz badania nad kształtowaniem się stosunków ilościowych makrofitów w kilkudziesięciu jeziorach Polesia znajdujących się w obszarze funkcjonowania budującej się kopalni węgla kamiennego „Bogdanka" [Ozimek 1976, 1977]. Badania te oprócz opisu fitosocjologicznego i ekologicznego makrofitów obejmowały także charakterystykę stosunków ilościowych makrofitów. W latach 80. XX w. kontynuowano badania florystyczno-ekologiczne makrofitów kilku innych jezior i torfowisk w zachodniej części Pojezierza [Popiołek 1988; Fijałkowski 1986, 1989; Fijałkowski, Fijałkowska-Chojnacka 1982, 1983]. W ostatnim dziesięcioleciu XX w. opublikowano cykl prac dotyczących także struktury botanicznej i ekologii zespołów makrofitów zasiedlających różne typy troficzne jezior Polesia Lubelskiego [Fijałkowski 1991, 1992; Fijałkowski, Urban 1992; Chmiel, Urban 1993; Sugier, Popiołek 1995, 1998,1999; Sołtys, Różycki 1996; Sender 1997, 1998; Lorens i in. 1998; Lorens, Sugier 1999; Ciecierska i in. 2002]. Wciąż jednak niewiele jest prac obejmujących szczegółowe rozważania nad składem jakościowym i ilościowym makrofitów zasiedlających jeziora Polesia.

Ekosystemy wodne to organizmy żywe, których funkcjonowanie w znacznym stopniu zależy od sposobu zagospodarowania ich bezpośredniego otoczenia. Jednym z elementów współtworzących ten organizm są makrofity. Funkcjonalne znaczenie makrofitów dla biocenoz wodnych wykracza poza ich rolę troficzną. Stanowią one podłoże dla peryfitonu, miejsce składania ikry ryb i płazów, kryjówki. Są także konkurentami organizmów peryfitonowych i planktonowych o światło. Ograniczają ruch wody w litoralu, sprzyjają więc wzrostowi tempa

sedymentacji i ograniczają proces wymiany materii pomiędzy strefą litoralu a pelagialu (Lacoul, Freedman 2006). Makrofity są dobrym wskaźnikiem eutrofizacji wód. Podstawowym objawem eutrofizacji jest pogorszenie się warunków świetlnych, która objawia się ustępowaniem przede wszystkim makrofitów zanurzonych. Masowy rozwój, zwłaszcza helofitów i nimfeidów, jest zjawiskiem mniej korzystnym dla funkcjonowania jeziora. Powoduje zacienienie, ogranicza rozwój fauny, w dużym stopniu odcina dostęp do dna zwierzętom bezkręgowym i rybom, utrudniając im jednocześnie poruszanie i żerowanie.

Makrofity obejmują wodne rośliny naczyniowe oraz makroskopowe glony (ramienice). Zarówno budowa, jak i sposób życia wskazują, iż są one głównie pochodzenia lądowego i dzięki specyficznym zmianom anatomicznym i morfologicznym przystosowały się do życia w wodzie. Charakterystyczne jest ich przestrzenne, najczęściej pasowe rozmieszczenie. Tworzą one bowiem różne formacje ekologiczne, począwszy od roślinności wynurzonej (amfifity, helofity), poprzez rośliny o liściach pływających (nimfeidy), do roślinności zanurzonej (elodeidy, isoetidy). Wpływają na kształtowanie warunków siedliskowych w jeziorze przez absorbowanie energii wiatru i fal oraz światła [Bernatowicz 1966]. Stabilizują podłoże oraz chronią brzegi przed erozją. Ponadto przyczyniają się do natleniania wody, a także przez system korzeniowy osadów dennych [Spence 1982; Armstrong i in 1990; Karjalainen, Kaisesalo 2001]. *Lobelia dortmana, Littorella uniflora,* a także *Potamogeton crispus* należą do gatunków mających pod tym względem duże znaczenie [Sand-Jensen i in. 1982]. Makrofity absorbują i kumulują pierwiastki biofilne spływające z lądu [Bernatowicz, Pieczyńska 1965; Pieczyńska, Ozimek 1976; Engel 1990]. Ilość pierwiastków biofilnych, jaką makrofity mogą kumulować w tkankach, zależy od biologii i ekologii gatunku oraz od czynników środowiskowych. Występujący w różnych typach troficznych jezior *Stratiotes aloides* charakteryzuje się różną zawartością tych pierwiastków w swoich tkankach [Kornatowski 1976], a także różnych częściach morfologicznych rośliny [Ozimek, Renman 1996). Zawartość pierwiastków biofilnych oraz metali ciężkich w roślinach wielokrotnie przewyższa ich zawartość zarówno w osadach dennych, jak i w wodzie; magazynują je w swoich tkankach przez kilka miesięcy w roku [Pieczyńska 1988; Ozimek 1988; Kraska i in. 1994]. Natlenianie wód i osadów dennych, jak i pobieranie oraz magazynowanie biogenów w tkankach makrofitów przyczynia się do powstrzymywania procesów eutrofizacji.

Makrofity stanowią jeden z podstawowych składników łańcucha troficznego ekosystemów wodnych. Są one bowiem ważnym producentem materii organicznej w jeziorze, wpływają także na strukturę jakościową i ilościową fito- i zooplanktonu [Kraska i in. 1990; Piotrowicz 1990; Ozimek 1992; Kuczyńska-Kippen 2002]. Wydalane przez niektóre gatunki

makrofitów substancje alleopatyczne mogą stanowić czynnik ograniczający nadmierny rozwój fitoplanktonu [Szczepański 1977; Forsberg i in. 1990; Gross 2000; Ivanyi i in. 2002; Mulderij i in. 2002]. Makrofity tworzą dogodne siedlisko, miejsce rozrodu oraz stanowią pokarm dla bezkręgowców naroślinnych oraz kręgowców wodnych: ryb, płazów i ptaków [Kornijów, Kairesalo 1994; Kornijów 1994; Pieczyńska 2002]. Występowanie i rozmieszczenie makrofitów w jeziorze związane jest często z ich różnymi wymaganiami środowiskowymi, stąd też służą jako fitoindykatory środowiska wodnego [Kłosowski 1985, Tomaszewicz 1987; Kłosowski 1992; Kraska, Piotrowicz 1994; Pełechaty, Nagengast 1998; Hellsten 2002]. Makrofity pełnią bardzo istotną rolę w procesach rekultywacji i biomanipulacji jezior [Ozimek i in. 1990; Diehl, Kornijów 1997].

Makrofity to jeden z istotnych wskaźników biologicznych stanu ekologicznego ekosystemów wodnych oraz ich przemian. Makrofity podlegają ciągłym przemianom w czasie, a tempo tych przemian jest różne w zależności od grupy makrofitów. Powolnym zmianom podlegają makrofity wynurzone [Sender 2009], zanurzone natomiast, zwłaszcza w jeziorach płytkich, są bardziej wrażliwe na zmiany warunków siedliskowych [Rooney 2003; Sender 2007]. Warunki klimatyczne mogą całkowicie zmienić skład makrofitów zanurzonych [Bernatowicz 1960]. Istnieje także wiele czynników ograniczających ich rozwój, m.in. wpływ wiatru, wahania poziomu wody oraz zakwity glonowe [Lechmann, Lachavanne 1999]. Stopień oddziaływania makrofitów na ekosystemy jeziorne zależy od ich struktury jakościowej i ilościowej [Pieczyńska 1988]. W jeziorach o małym udziale fitolitoralu w całkowitej jego powierzchni makrofity mogą mieć niewielki i tylko lokalny wpływ na całość procesów ekologicznych.

Ze względu na nasilające się różne formy antropopresji, a także zmiany klimatyczne, zaistniała potrzeba podjęcia i uzupełnienia tej problematyki badawczej w celu określenia kierunków zmian zachodzących w zespołach roślinnych. Roślinność wodna i przybrzeżna jest szczególnie narażona na degradację. Przeprowadzone badania miały na celu stworzenie ekologicznej, florystycznej i fitosocjologicznej dokumentacji aktualnego stanu wybranych jezior Polesia Lubelskiego.

6.1.2.2. Materiał i metody badań

Metody badań fitosocjologicznych

Badania fitosocjologiczne makrofitów prowadzono w całym sezonie wegetacyjnym (czerwiec- sierpień) w latach 2015-2018. Obejmowały one strefę litoralu 35 badanych jezior. Identyfikacji zbiorowisk roślinnych dokonano w oparciu o metodę fitosocjologiczną Braun-

Blanqueta [Fukarek 1967]. Wyróżnione jednostki fitocenotyczne oparto na układzie systematycznym i nomenklaturze Hartoga, Segala [1964], Tomaszewicza [1979] oraz Matuszkiewicza [2008]. W badaniach makrofitów zanurzonych posługiwano się kotwiczką florystyczną. Badania makrofitów przeprowadzono wzdłuż transektów florystycznych, rozmieszczonych, w zależności od zróżnicowania roślinności, co 50 lub co 100 m [Bernatowicz 1960].

Sporządzono tabele synfitosocjologiczne przedstawiające przestrzenne rozmieszczenie roślinności w jeziorach [Gehu 1977]. Przy omawianiu każdego zespołu roślinnego podano odpowiednią symbolikę:

/ – pasowe rozmieszczenie zespołów,

0 – przestrzenne,

x – punktowe.

Metody badań florystycznych makrofitów wynurzonych i zanurzonych

Badania makrofitów prowadzono w transektach horyzontalnych przebiegających od linii brzegowej do ich maksymalnej głębokości występowania [Sender, Garbowski 2019]. Liczba transektów była zróżnicowana w poszczególnych jeziorach: od 4 w małych do 8 w dużych, ich lokalizacja była zgodna z głównymi kierunkami geograficznymi. Powierzchnię szuwarów oraz długość linii brzegowej zasiedlonej przez makrofity określano na podstawie map roślinności rzeczywistej tych jezior przy użyciu programu MicroStation PowerDraft V8i. Do wyznaczania zasięgów i głębokości występowania roślin posługiwano się sondą LOWRANCE, Elite no 4.

Oceny stanu ekologicznego dokonano w oparciu o polski wskaźnik oceny ESMI (Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego [Ciecierska i in. 2010],

$$ESMI = 1 - \exp\frac{-H \cdot Z}{H_{max}},$$

gdzie:

H – wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego,

$H_{\max}$ – maksymalne zróżnicowanie fitocenotyczne,

Z – wskaźnik zasiedlenia.

oraz autorski wielokryteriowy wskaźnik oceny potencjału ekologicznego ABC. Wskaźnik ABC opiera się na zintegrowanej analizie makrofitów z zagrożeniami geomorfologicznymi, krajobrazowymi i zlewniowymi. Metoda ta obejmuje 22 kryteria (np. zagospodarowanie

gruntów, liczba gatunków czy też udział makrofitów zanurzonych w powierzchni zbiornika) dotyczące oceny trzech różnych stref (A – strefy brzegowej, B – strefy litoralu zbiornika oraz C – zlewni/bufor zbiornika, w przypadku obecnych badań strefy buforowej – 200 m od linii brzegowej) [Sender i in., 2017].

6.1.2.3. Wyniki (ocena aktualnych zasobów i walorów, zagrożenia, kierunki i metody ochrony)

Łącznie fitolitoral analizowanych 35 jezior Polesia Lubelskiego tworzyło 56 fitocenoz. Liczba w poszczególnych jeziorach była zróżnicowana i wahała się od 6 w jeziorach Białe Sosnowickie, Tomaszne i Rogóźno Włodawskie do nawet 19 w jeziorze Łukie (tab. 1). Reprezentowane były wszystkie grupy makrofitów, lecz najliczniejszą stanowiły makrofity wynurzone (helofity) obejmujące aż 27 zbiorowisk. Najmniej licznie, bo tylko po 3 zbiorowiska, helofity występowały w jeziorach albo bardzo żyznych (Zienkowskie) lub przekształconych na zbiorniki retencyjne i użytkowanych rybacko (Tomaszne), albo w jeziorach najmniej żyznych jak Piaseczno czy Bialskie. Najwięcej natomiast, bowiem aż 14 zbiorowisk należących do grupy makrofitów wynurzonych, występowało w jeziorze Łukie.

Makrofity wynurzone zasiedlają strefę między otwartą tonią wodną a lądem, są wrażliwe na warunki środowiskowe wzdłuż linii brzegowych i otaczających terenów lądowych [Thiebaut i in. 2002]. Makrofity te służą często jako biofiltry dla spływu powierzchniowego wód [Bai i in. 2012] i wpływają na obniżanie trofii w jeziorach [Bakker i in. 2010]. Zapobiegają także erozji brzegów jeziora i zapewniają schronienie dla ryb i ptactwa wodnego [Engloner 2009]. Roślinom wynurzonym przypisuje się mniejszą wrażliwość na warunki świetlne panujące w wodzie zbiorników [Alahuhta i in. 2014], większe zaś wahaniom poziomu wód [Feldman, Nõges 2007].

Najliczniej reprezentowanym (obecnym w 33 jeziorach) zbiorowiskiem było *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939, podobnie jak w innych jeziorach z Polski i Europy [Talevska i in. 2009; Królikowska 1997; Crisman i in. 2014].

Ewolucyjnie jeziora w sposób bardzo powolny, ale ciągły dojrzewają. Jednym z objawów wzrostu ich żyzności jest zarastanie, które objawia się większym udziałem helofitów w fitolitoralu. Na podstawie badań przeprowadzonych na 893 jeziorach z północnej Polski stwierdzono, że następuje wyraźna tendencja do zwiększania się areału zasiedlanego przez roślinność szuwarową w jeziorach kosztem zmniejszania się ich powierzchni średnio o około 0,27% [Skowron, Jaworski 2017]. Zjawisko to obserwowane jest także w badanych jeziorach Polesia Lubelskiego.

Występowanie makrofitów w jeziorach, zwłaszcza zanurzonych, uzależnione jest przede wszystkim od panujących w wodzie warunków świetlnych [Duarte i in. 1986; Weisner i in. 1997; Sculthorpe 1967; Bornette, Puijalon 2011; Dar i in. 2014]. Maksymalna granica występowania roślin w jeziorach strefy klimatu umiarkowanego jest wyznaczona przez głębokość przenikania 1% światła powierzchniowego padającego na powierzchnię wody [Sculthorpe 1967]. Istotnym czynnikiem ograniczającym warunki świetlne w jeziorze jest także jego zacienienie [Ali i in. 2011; Sender 2016].

W analizowanych jeziorach Polesia Lubelskiego makrofity zanurzone (elodeidy i ramienice) tworzyły 23 zbiorowiska. W czterech spośród analizowanych jezior brak było tej grupy makrofitów (Brzeziczno, Orchowo, Rogóźno Włodawskie i Zienkowskie). Były to jeziora reprezentujące dystroficzny charakter wód lub skrajnie przeżyźnione. Z kolei w takich jeziorach jak Rotcze, Piaseczno, Uściwierz, będących jeziorami o umiarkowanej trofii, rozwijało się najwięcej zbiorowisk należących do tej formacji (tab. 1).

Najliczniej w badanych jeziorach reprezentowane były zbiorowiska *Ceratophylletum demersi* Hild. 1956 oraz *Myriophylletum spicati* Soe 1927, związane głównie z wodami żyznymi [Coffey, Clayton 1988]. Obecnie obserwuje się wyraźną obecność, a często i dominację, obcej dla wód polskich fitocenozy *Ceratophylletum demersi* [Cook, Urmi-König 1985; Howard-Williams 1993].

Samych zbiorowisk ramienic, najlepszych indykatorów stanu ekologicznego jeziora, najwięcej rozwijało się w jeziorach Piaseczno, Białe Włodawskie i Kleszczów, natomiast aż w 23 było ich brak (tab. 1).

Nieliczną grupę reprezentowały także rośliny o liściach pływających (nimfeidy) – 4 zbiorowiska oraz rośliny pleustonowe (pleustofity) – 2 zbiorowiska. Roślinność pleustonowa tworzyła niewielkie płaty w 11 jeziorach, a rośliny o liściach pływających występowały aż w 31 badanych jeziorach (tab. 1).

Tab. 1. Występowanie i rozmieszczenie zbiorowisk w analizowanych jeziorach Polesia Lubelskiego

jezioro / zbiorowisko	**Brzeziczno**	**Orchowo**	**Rogóźno Włodawskie**	**Łukie**	**Syczyńskie**	**Słone**	**Lipieniec**	**Tomaszne**	**Skomielno**	**Mytycze**	**Czarne Uścimowskie**	**Wytyckie**	**Piaseczno**	**Bialskie**	**Białe Włodawskie**	**Rotcze**	**Uściwierz**	**Moszne**	**Bikcze**	**Krasne**	**Czarne Sosnowickie**	**Maśluchowskie**	**Święte**	**Głębokie Uścimowskie**	**Kleszczów**	**Plotycze Urszulińskie**	**Plotycze Sobiborskie**	**Ściegienne**	**Miejskie**	**Gumienek**	**Gumienko**	**Sumin**	**Białe Sosnowiskie**	**Uścimowskie**	**Zienkowskie**
Charetum fragilis Fijałkowski 1960													o1	•1	o+	o1			•1	o1	o1				o1										
zb. z *Chara delicatula* Desev.													•1		•1										o3										
Nitellopsidetum obtusae (Sauer 1937) Dąmbska 1961									•+					•1	o3					o1						o2									
Charetum asperae															•+																				
Charetum contrariae																	o1																		
Charetum aculeolatae												•+				o1	o1																		
Charetum vulgaris																									o1										
Charetum rudis																	•+																		
Nitelletum flexilis Corillion 1957													•+																						
razem	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*3*	*2*	*4*	*2*	*3*	*0*	*1*	*2*	*1*	*0*	*0*	*0*	*3*	*1*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*
Elodeetum canadensis (Ping. 1953) Pass. 1964				o1			o+						•+			o1			o1					o+					•+						
Ceratophylletum demersi Hild. 1956				o4	o1		o2	o+	o4	o1	o2		•+	•+	o1	o1			o2	o2	o3	o3	o+	/4				o+		o4	o+		o+	o5	
Myriophylletum spicati Soe 1927						o2		o+				o1			o+	o+	o2	o4		o1	o1	o3		o4								o1			
Potametum lucentis Hueck 1931														o1	o+	o1			•+																
Potametum pectinati Carstensen 1955																	•1																		
Potametum acutifolii Segal 1961																o1			•+																

Scorpidio-Utricularietum minoris Müll. et Grös 1960																										o1										
Hottonietum palustris R.Tx. 1937									o+																											
Potametum perfoliati Koch 1926 em. Pass. 1964																													o1							
zb. z Myriophyllum verticilatum																					o2															
Myriophyllo-Littorelletum Jaschke 1959													/4							o1				o1												
Potametum acutifolii Segal 1961														o2			o1							o1								•1				
Hippuridetum vulgaris Pass. 1955												o1																								
Potametum crispi Kaiser 1926																												o1								
razem	*0*	*0*	*0*	*2*	*1*	*1*	*2*	*2*	*2*	*1*	*1*	*2*	*3*	*3*	*3*	*6*	*2*	*2*	*4*	*3*	*2*	*3*	*1*	*4*	*1*	*0*	*1*	*2*	*3*	*2*	*1*	*2*	*1*	*1*	*0*
Nupharo-Nymphaeetum albae Tomasz. 1977		o2	o+			o1		o1	o1			o4		o+		o1	o1	o+	o1		o2		o3	o1	o1	o2	o1		o1	o2	o1	o+	o+	o1	o1
Hydrocharitetum morsus-ranae Langendonck 1935				o4	o2	o1	o2				o2	o1				+	o1	o+	o2	o1	o2	o+		o3				o+	o1		o1			o1	•+
Nymphaeetum candidae Miljan 1958	o1	o1		o1					o+		o+					o+		o+							o+	o1	o1								
Potametum natantis Soo 1927	o+	o1		o+			o1		o+		o+						•1					•+	•+				•1				o+	o+			•+
razem	2	3	1	3	1	2	2	1	3	0	3	2	0	1	0	3	3	3	2	1	2	2	2	2	2	2	3	1	2	1	3	2	1	2	3
Eleocharitetum palustris Šennikov 1919		o+								o+			•+	o+	o+	o+	o+		o+	•+		o1	o+	o+	•+		o+			o+		o+			
Phragmitetum australis (Gams 1927) Schmale 1939		/2		/4	/4	/4	/4	/5	/5	/4	/4	/4	/2	/1	/1	/1	/3	/+	/2	/3	/4	/4	/3	/5	/2	/3	/3	/4	/3	/3	/3	/1	/1	/3	/1

Typhetum angustifoliae (Allorge 1922) Soo1927	/1	/1		/1		/3		/2	/3	/1	/1			/1	/1	/1			/1	/1	/2	/2	/3	o2	/1		/2	/1	/+	/1	/1	/1	/3	/2	/+
Typhetum latifoliae Soo 1927	/1	/+	/+	/+	/2		/+			/3	/3	/4					/1	/+			/1			/3		/1		/1	/1		/1			/3	
Scirpetum lacustris (Allorge 1922) Chouard 1924	/+	/+		/3	/1	/3	/1		/+	/+	/+				o+	o+		o2		o+	•+				o+		o1		o+							
Equisetetum fluviatilis Steffen 1931		o+		/+												o+	o+	o1			•+					o+									
Caricetum vesicariae Br-Bl. et Denis 1926				•+													o+										•+								
Caricetum paniculatae Wangerin 1916				•+													o+										o+								
Caricetum elatae 1926	/+	o+		•+							•+										•+					o+	o+	/1	o+						
Caricetum appropinquatae (Koch 1926) Soó 1938												o+																								
Thelypteridi-Phragmitetum Kuiper 1957	/+	/1	/1	/1	o+				/3	/1	/1	/4						/1	/1		•+					o+		/1	o1		/1		o+		
Caricetum acutiformis Sauer 1937		•+		•+																							o+								
Cariicetum rostratae Rübel 1912			o+	•1												o+					•+							/1							
Cicuto-Caricetum pseudocyperi Boer et Siss. in Boer 1942			o+	•+					o+	o+		•+															•+								
Bidention tripartiti Nordh. 1940												o+																								
Sparganio-Glycerietum fluitantis Br.-Bl. 1925 n.n.						o+				o+																				o+						
zb. z Juncus conglomeratus L.																				•+																
zb. z *Juncus articulatus* L.													•+																							

Caricetum lasiocarpae Koch 1926				•+								•+						•+																		
Glycerietum maximae Hueck 1931							/+																o2	/2					/1		/+					
Caricetum limosae Br.-Bl. 1921																		•+																		
Salicetum pentandro-cinereae (Almq. 1929) Pass. 1961		o1	o2		o+	•2		o1			•2						o+		o1										o1	o+	o1		o+		
Salicetum triandro-viminalis Lohm. 1952																																			o1
Scirpetum silvatici Ralski 1931										o+	•+																								
Epilobio-Juncetum effusi Oberd. 1957										•+																									
Sagittario-Sparganietum emersi R.Tx. 1953				/1					•+																				o1		o+					
Acoretum calami Kobendza 1948																									/2									o1	
razem	*5*	*10*	*5*	*14*	*5*	*5*	*4*	*3*	*6*	*10*	*8*	*7*	*3*	*3*	*4*	*6*	*7*	*7*	*5*	*5*	*8*	*4*	*4*	*5*	*4*	*5*	*9*	*8*	*7*	*8*	*5*	*4*	*4*	*4*	*3*
Zb. z *Utricularia vulgaris* L.						o+	o+						•+	•+																				o2	
Lenmo minoris – Salvinietum natantis (Slavnić 1956) Korneck 1959					o+		•+			•+													o+				o+		o1			o1			o+	
razem	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*1*	*2*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*2*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*0*	*1*	*0*	*1*	*0*	*0*	*1*	*0*	*0*	*2*	*0*

Bardzo istotnym elementem funkcjonowania zbiorników wodnych jest sposób zagospodarowania otoczenia jeziora mogący przyspieszać lub hamować procesy ich degradacji. Ważne są m.in. wielkość zlewni, stosunek długości linii brzegowej do pojemności, głębokość średnia. Badane jeziora na podstawie przeprowadzonej analizy podatności na degradację [Bajkiewicz-Grabowska 1987] trzeba zaliczy do silnie narażonych na wpływy ze zlewni.

W ogromnej większości dominującym sposobem zagospodarowania terenów otaczających badane jeziora były intensywnie użytkowane pola uprawne, zwłaszcza jezior zmienionych w zbiorniki retencyjne.

Jeziora, m.in. Mytycze, Skomielno i Tomaszne, połączone są z kanałem Wieprz-Krzna i zostały zupełnie zmienione przez zabiegi hydrotechniczne, pełniąc rolę zbiorników retencyjnych. Woda w nich została spiętrzona, z tym że w jeziorach Skomielno i Mytycze poziom wody jest względnie stabilny,a w jeziorze Tomaszne podlega ciągłym wahaniom. W jeziorze Skomielno pozwoliło to na rozwój bogatej strefy litoralowej, podobnie jak w jeziorze Mytycze na obszarze dawnych oczek wodnych. W jeziorze Tomaszne brzegi zbiornika podlegają okresowemu czyszczeniu z roślinności szuwarowej. Dostawa obcych, często zanieczyszczonych wód powoduje wzrost mineralizacji wody.

Charakter ekologiczny zlewni wpływa na zmiany struktury jakościowej i ilościowej makrofitów zasiedlających litoral. Najczęściej obserwuje się zmniejszanie zasięgu występowania i biomasy makrofitów, jak też zmiany w ich składzie gatunkowym i przestrzennym rozmieszczeniu oraz różnorodności siedlisk [Ozimek 1978; Pieczyńska i in. 1988; Naiman, Decamps 1990]. Związany jest to przede wszystkim ze sposobem gospodarowania w zlewni jeziora. Stopień oddziaływania zlewni na jezioro zależy od gęstości szaty roślinnej pokrywającej pobrzeże, która wpływa na wielkość spływu powierzchniowego. Duży wpływ mają także warunki klimatyczne, fizjograficzne i geologiczne, takie jak: nachylenie terenu, zmieniający się poziom wód gruntowych oraz rodzaj podłoża i typ osadów [Pieczyńska 1972; Kłosowski 1993; Bretschko, Moser 1993; Pieczyńska, Zalewski 1997; Hongve 1999; Zieliński i in. 2000].

Z reguły największe zróżnicowanie gatunkowe występowało wśród makrofitów wynurzonych i zanurzonych zasiedlających litoral zlewni/buforu torfowiskowo-bagiennego. Zlewni torfowiskowo-bagiennej przypisuje się dużą rolę w zaopatrywaniu zbiorników wodnych w materię organiczną, a szczególnie kwasy humusowe [Hilbricht-Ilkowska 1995; Kraska i in 2002] (tab. 2). Prawidłowość ta występuje w okresie obniżania się poziomu wód powodującego osuszanie tych obszarów oraz melioracje [Górniak 1996, 1999; Wojciechowski 1996; Kruk 1999].

Tab. 2. Zagospodarowanie strefy buforowej badanych jezior Polesia Lubelskiego oraz ich pokrycie szuwarami

Jezioro	Głębokość [m]	Udział szuwaru w linii brzegowej (%)	Powierzchnia jeziora (ha)	Lustro wody – pow. (ha)	Powierzchnia szuwarów (ha)	Średnia szerokość szuwarów (m)	Zagospodarowanie strefy buforowej – 200 m od linii brzegowej						
							WODY	ŁĄKI	TORFOWISKO	LAS	ZABUDOWA	POLE	INNE
Bialskie	18,2	46,9	33,5	30,9	2,6	29,5	2,1	10,4	0,0	19,6	0,0	2,0	1,2
Białe Sosnowickie	2,7	80,3	129,0	108,3	20,7	50,7	16,3	8,3	16,8	75,0	0,5	1,8	0,0
Białe Włodawskie	33,6	24,8	104,4	102,5	1,9	20,1	0,1	12,9	0,0	21,1	0,1	0,2	0,0
Bikcze	6,6	99,5	74,4	53,4	21,0	54,7	0,0	9,1	49,4	3,1	0,4	15,0	0,1
Brzeziczno	2,6	81,9	7,5	6,0	1,5	15,0	0,0	0,0	9,7	24,2	0,0	0,0	0,0
Czarne Uścimowskie	10,3	100,0	28,3	17,2	11,1	57,1	17,9	8,5	0,0	0,2	0,0	18,8	0,0
Czarne Sosnowickie	15,6	48,3	38,8	37,0	1,8	16,2	0,2	0,6	0,6	61,8	0,0	0,0	0,0
Czarne Włodawskie	11,4	78,5	22,3	16,5	5,8	32,3	0,6	9,5	0,0	31,3	0,1	2,3	0,0
Głębokie Uścimowskie	7,1	100,0	17,6	17,3	0,3	27,2	0,0	2,1	4,5	5,0	0,9	21,8	0,5
Gumienek	7,8	100,0	8,3	7,3	1,0	16,9	9,7	7,6	0,0	11,2	0,0	1,7	0,0
Gumienko	4,3	0,0	4,3	4,3	0,0	0,0	0,0	11,3	0,0	6,6	0,0	2,2	0,0
Kleszczów	2,35	89,0	54,6	44,6	10,0	38,7	0,0	1,3	14,7	37,3	0,0	11,5	0,6
Krasne	33	66,3	73,4	67,5	5,9	30,2	4,1	9,9	0,0	31,1	0,0	7,7	1,0
Lipieniec	7,1	100,0	3,7	2,7	1,1	11,4	0,3	8,9	0,0	11,1	0,0	5,8	0,1
Łukie	6,5	100,0	136,3	76,3	60,1	121,6	0,3	17,1	26,2	62,7	0,0	0,8	0,5
Maśluchowskie	9,4	98,7	27,4	21,9	5,5	20,4	1,3	4,2	0,0	8,5	7,7	33,3	1,6
Miejskie	2,2	0,0	45,5	45,5	0,0	163,4	1,5	3,7	26,2	6,8	0,0	10,3	11,2
Moszne	1	71,4	17,6	11,0	6,6	103,2	0,0	0,3	23,1	19,2	0,0	0,0	0,0
Mytycze	1,2	93,8	200,9	161,1	39,8	35,5	0,2	29,0	0,0	50,7	2,9	20,4	2,0
Orchowe	1,3	83,3	7,7	6,1	1,6	35,9	0,0	0,0	5,6	28,6	0,0	0,0	0,0
Piaseczno	38,8	98,6	76,9	66,6	10,2	37,8	0,0	0,4	7,8	45,0	0,0	5,5	0,0
Płotycze koło Urszulina	3,4	100,0	10,7	5,6	5,1	46,8	0,5	17,8	0,0	16,6	0,0	0,2	0,0
Płotycze Sobiborskie	7,8	98,7	16,9	12,4	4,5	32,7	0,0	0,0	0,5	48,3	0,0	0,4	0,0
Rogóźno Włodawskie	1	0,0	2,2	2,2	0,0	0,0	0,0	7,6	1,1	7,8	0,0	2,9	2,5
Rotcze	4,3	64,3	43,9	40,8	3,2	19,3	0,5	12,5	0,0	22,5	0,7	10,6	0,6
Skomielno	3,2	85,9	74,9	42,4	32,1	63,0	0,0	2,5	3,2	61,5	0,1	13,7	2,0
Słone	8,1	100,0	5,4	3,7	1,7	23,6	0,0	14,9	0,0	0,0	0,0	2,9	6,1
Sumin	6,5	75,6	97,6	77,9	19,6	60,8	0,7	11,3	21,9	52,5	0,0	3,1	0,0
Syczynskie	1,2	99,1	8,4	4,6	3,8	43,0	0,1	14,1	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0
Ściegienne	5,4	49,9	19,1	17,6	1,5	21,7	2,2	9,2	5,1	13,8	0,1	9,6	0,5
Święte	9,6	54,3	4,8	4,2	0,6	14,8	0,0	6,1	0,0	13,9	0,4	3,9	3,3
Tomaszne	3,1	99,2	86,9	72,6	14,3	43,0	2,4	29,9	1,2	24,3	0,7	11,6	2,4
Uścimowskie	4,4	99,7	68,3	52,9	15,5	68,7	0,5	32,1	0,0	10,4	2,8	31,1	0,1
Uściwierz	6,6	99,6	260,4	187,0	73,5	103,0	0,3	35,4	28,0	21,0	0,9	6,6	0,0
Wytyckie	4,2	98,9	477,6	376,3	101,3	58,7	0,5	92,9	0,0	57,4	1,8	14,3	9,0
Zienkowskie	4,9	93,0	6,4	4,6	1,8	21,9	0,0	14,0	0,0	12,1	3,8	1,1	0,2

Najmniejsze zróżnicowania gatunkowe występowały w zlewniach z zabudową wiejską. Zlewni rolniczej, która z reguły odznacza się dużym spływem biogenów, powodowanym m.in. nawożeniem [Hilbricht-Ilkowska 1994; Bartoszewicz, Ryszkowski 1996], towarzyszyło małe zróżnicowanie gatunków oraz biomasy, na co wpływ miał głównie niewielki spadek strefy litoralu uniemożliwiający przy takich warunkach świetlnych jej zasiedlanie.

Najmniejsze natomiast zróżnicowanie gatunkowe makrofitów zanurzonych i wynurzonych kształtowało się w zlewni leśnej, osiągając jednak wysokie wartości biomasy. Ze zlewni tych spływa mniej biogenów do jezior, gdyż spływy są mało zasobne w pierwiastki biogenne. Ponadto dominuje w nich zasilanie podziemne [Kufel 1999; Górniak 1999; Zdanowicz 1994].

W niektórych typach zlewni pojawiło się zjawisko „zastępowania się" gatunków makrofitów wynurzonych i zanurzonych. Obserwowano bowiem, iż w zlewniach, w których różnorodność makrofitów wynurzonych była wysoka, odpowiednio różnorodność makrofitów zanurzonych była mniejsza. Z kolei w zlewniach, gdzie różnorodność helofitów malała, nieznacznie rosła różnorodność makrofitów zanurzonych.

Można przypuszczać, iż dostarczane ze zlewni/buforu biogeny są zatrzymywane przez helofity. Zatrzymywanie biogenów jest tym większe, im strefa litoralu jest lepiej wykształcona i jest ono wprost proporcjonalne do biomasy makrofitów ją zasiedlających [Moshiri 1993].

Badane jeziora reprezentowały różny stan ekologiczny, określony na podstawie polskiego wskaźnika ESMI Index oraz wielokryteriowego ABC wskaźnika oceny stanu ekologicznego na podstawie makrofitów. Bardzo dobrym stanem ekologicznym wyróżniało się 6 spośród badanych jezior, określonych na podstawie wskaźnika ABC, natomiast zły stan, oznaczający zdegradowaną strukturę biologiczną oraz brak mechanizmów naprawczych, reprezentowało aż 6 jezior; w przypadku wskaźnika ESMI tych jezior wyróżniono aż 10. W jeziorach, w których wartości wskaźnika były niskie i zakwalifikowały je do jezior o złym stanie ekologicznym brak niemalże całkowicie było makrofitów zanurzonych, natomiast licznie występowały szuwary i obecne były zakwity fitoplanktonu. Na podstawie wskaźnika ESMI do grupy jezior o złym stanie ekologicznym zaliczono jeziora dystroficzne, często pozbawione roślinności zanurzonej (tab. 3).

Najliczniejszą grupę stanowiły jeziora będące w umiarkowanym lub dobrym stanie ekologicznym, cechujące się zdolnościami samonaprawczymi, o zróżnicowanej strukturze makrofitów. Jednakże zwłaszcza w grupie jezior o umiarkowanym stanie ekologicznym procesy te mogą ulec zahamowaniu i doprowadzić do ich szybkiej degradacji. Dlatego bardzo

istotne są właściwe działania, podejmowane zwłaszcza w zlewni jezior oraz sposobie ich użytkowania.

Tab. 3. Ocena stanu ekologicznego badanych jezior Polesia Lubelskiego

Jezioro	Liczba zbiorowisk	ESMI	Stan ekologiczny wg ESMI	ABC	Stan ekologiczny wg ABC
Bialskie	11	0,88	bardzo dobry	0,94	bardzo dobry
Białe Sosnowiskie	6	0,09	zły	0,64	zły
Białe Włodawskie	11	0,69	bardzo dobry	0,91	bardzo dobry
Bikcze	12	0,45	dobry	0,83	dobry
Brzeziczno	7	0,07	zły	0,75	umiarkowane
Czarne Sosnowickie	13	0,14	ubogie	0,71	umiarkowane
Czarne Uścimowskie	12	0,24	umiarkowane	0,75	umiarkowane
Firlej	8	0,32	ubogie	0,83	umiarkowane
Głębokie Uścimowskie	11	0,57	dobry	0,83	umiarkowane
Gumienek	11	0,28	ubogie	0,64	zły
Gumienko	10	0,15	zły	0,63	zły
Kleszczów	10	0,81	bardzo dobry	0,82	umiarkowane
Krasne	11	0,57	dobry	0,87	dobry
Lipieniec	10	0,65	dobry	0,78	umiarkowane
Łukie	19	0,32	umiarkowane	0,77	umiarkowane
Maśluchowskie	10	0,62	dobry	0,86	dobry
Miejskie	12	0,31	umiarkowane	0,77	umiarkowane
Moszne	12	0,12	zły	0,9	bardzo dobry
Mytycze	12	0,15	zły	0,75	umiarkowane
Orchowo	13	0,17	zły	0,77	umiarkowane
Piaseczno	10	0,7	bardzo dobry	0,95	bardzo dobry
Płotycze Sobiborskie	13	0,16	zły	0,76	umiarkowane
Płotycze Urszulińskie	9	0,34	dobry	0,81	umiarkowane
Rogóźno Włodawskie	6	0,04	zły	0,61	zły
Rotcze	17	0,59	umiarkowane	0,9	bardzo dobry
Skomielno	11	0,64	dobry	0,88	dobry
Słone	9	0,62	dobry	0,85	dobry
Sumin	8	0,33	umiarkowane	0,76	umiarkowane
Syczyńskie	8	0,15	ubogie	0,7	umiarkowane
Ściegienne	12	0,25	umiarkowane	0,7	umiarkowane
Tomaszne	6	0,14	ubogie	0,6	umiarkowane
Uścimowskie	9	0,08	zły	0,56	zły
Uściwierz	15	0,33	umiarkowane	0,9	bardzo dobry
Wytyckie	12	0,32	umiarkowane	0,81	umiarkowane
Zienkowskie	6	0,07	zły	0,68	zły

Piśmiennictwo

1. Alahuhta J., Kanninen A., Hellsten S., Vuori K.M., Kuoppala M., Hämäläinen H. 2014. Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land use, and space: implications for bioassessment. Hydrobiologia, 737 (1), 201-214.
2. Ali M.M., Hassa S.A., Shaheen A.M. 2011. Impact of riparian trees shade on aquatic plant abundance in conservation islands. – Acta Botanica Croatica 70 (2): 245-258.
3. Armstrong W., Armstrong J., Becket P.M. 1990. Measurement and modeling of oxygen realize from roots of Phragmites australis. [W:] P.F. Cooper, B.C. Findlater (red.), Constructed Wetlands in water pollution control. Pergammon Press, Oxford, 41-65.
4. Bai X., Chen K., Ren K., Huang W., Chen X. 2012. Impact of four emergent macrophytes on sediment nutrient loading. Journal of Freshwater Ecology, 27, 4, 481-493.
5. Bajkiewicz-Grabowska E. 1987. Ocena naturalnej podatności jezior na degradację i rola zlewni w tym procesie. Wiad. Ekol., 33, 3, 279-289.
6. Bakker E.S., van Donk E., Declerck S.A.J., Helmsing N.R., Hidding B., Nolet B. 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. Basic and Applied Ecology, 11, 432-439.
7. Bartoszewicz A., Ryszkowski L. 1996. Influence of shelterbelts and meadows on the chemistry of ground waters. [W:] L. Ryszkowski, N. French, A. Kędziora (red.), Dynamics of an agricultural landscape. Wyd. Rol. i Leśne, Poznań, 98-109.
8. Bernatowicz S. 1960. Metody badania roślinności naczyniowej w jeziorach. Rocz. Nauk. Rol., T. 77, B, 1, 61-79.
9. Bernatowicz S. 1966. The effect of shading on the growth of macrophytes in lakes. Ekol. Pol., 14, 32, 600-616.
10. Bernatowicz S., Pieczyńska E. 1965.Organic matter production of macrophytes in lake Tałtowisko (Mazurian Lakeland). Ekol. Pol. XIII, 9, 113-124.
11. Bornette G., Puijalon S. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review, Aquat Sci., vol. 73, 1-14.
12. Bretschko G., Moser H. 1993. Transport and retention of matter in riparian ecotones. Hydrobiologia 251, 95-101.
13. Chmiel S., Urban D. 1993. Zmiany w hydrosferze i szacie roślinnej na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskiem (wybrane zagadnienia). [W:] S. Radwan, Z. Karbowski, M. Sołtys (red.), Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. TWWP, PPN, PTH, AR Lublin, 80-81.

14. Ciecierska H, Kolada A, Soszka H, Gołub M. 2010. A method for macrophyte-based assessment of the Ecological Status of Lakes, Developed and Implemented for the Purpose of Environmental Protection in Poland. BALWOIS – Ohrid, Republic of Macedonia – 25.
15. Ciecierska H., Dziedzic J., Sender J. 2002. Long-term changes in macrophytes of the Zagłębocze lake in the Lublin Polesie. [W:] S. Radwan, J. Gliński, M. Geodecki, M. Rozmus (red.), Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, cz. II, 25-36.
16. Cook C.D., Urmi-König K. 1985. A revision of the genus Elodea (Hydrocharitaceae). Aquatic Botany, 21 (2), 111-156.
17. Crisman, T.L., Alexandridis, T.K., Zalidis, G.C., Takavakoglou V. 2014 Phragmites distribution relative to progressive water level decline in Lake Koronia, Greece. Ecohydrology, vol. 7, 1403-1411.
18. Dar N.A., Pandit A.K., Ganai B.A. 2014. Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. Limnological Review, 14 (2), 75-81.
19. Diehl S., Kornijów R. 1997. The influence of macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. [W:] Jeppesen E., Sondergaard M., Sondergaard M., K. Christofersen (red.), The role of submerged macrophytes in structuring the biological community and biological dynamics in lakes. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg.
20. Duarte C.M., Kalff J., Peters R.H. 1986. Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43, 1900-1908.
21. Engel S. 1990. Ecosystems responses to growth and control of submerged macrophytes: a literature review. Technical Bulletin, no. 170, 20.
22. Engloner A.I., 2009. Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – review. Flora, 204, 331-346.
23. Feldman T., Nöges P. 2007. Factors controlling macrophyte distribution in large shallow Lake Võrtsjärv. Aquatic Botany, 87 (1), 15-21.
24. Fijałkowski D. 1958. Badania nad rozmieszczeniem i ekologią aldrowandy pęcherzykowatej (*Aldrovanda vesiculosa* L.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Acta Soc. Bot. Pol., v. XXVIII, 4, 605-613.
25. Fijałkowski D. 1959. Wywłócznik skrętoległy (*Myriophyllum alterniflorum* DC.) na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Fragm. Floristica et Geobotanica Ann., V, Pars 1, 37-45.
26. Fijałkowski D. 1986. Charakterystyka i waloryzacja florystyczna oraz fitosocjologiczna rejonu projektowania Zachodniopoleskiego Parku Narodowego. [W:] T.J. Chmielewski

(red.), Dokumentacja naukowa do utworzenia Zachodniopoleskiego Parku Narodowego TWWP Lublin, IGPiK Lublin (maszynopis).

27. Fijałkowski D. 1989. Szata roślinna, walory florystyczne i fitosocjologiczne. [W:] Poleski Park Narodowy, T.J. Chmielewski (red.). IGPiK, TWWP, Warszawa-Lublin, 62-68.
28. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 305 ss.
29. Fijałkowski D. 1992. Charakterystyka fitosocjologiczna oraz florystyczna osobliwości badanych ekosystemów wodnych i torfowiskowych. Skala i kierunki zmienności. [W:] S. Radwan (red.), Ochrona ekosystemów wodnych w PPN i jego otulinie. AR Lublin (maszynopis).
30. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1983. Makrofity jezior Łęczyńsko-Włodawskich. Środowisko przyrodnicze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. TWWP, Lublin, 110-121.
31. Fijałkowski D., Fijałkowski-Chojnacka E. 1982. Roślinność i zbiorowiska rezerwatu Brzeziczno. Ann UMCS, sec. C, 37, 271-290.
32. Fijałkowski D., Urban D. 1992. Szata roślinna i problemy jej renaturalizacji na obszarze jeziorka Ciesacin. Minitoring zmian szaty roślinnej. AR Lublin (maszynopis).
33. Fijałkowski D.,1954. Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny. Fragm. Flor. Et. Geobot., Ann. I, p. 2, 81-93.
34. Forsberg C., Kleiven S., Willen T. 1990. Absence of allelopathic effects of Chara on phytoplankton in situ. Aquat. Bot., 38, 38-289.
35. Fukarek F. 1967. Fitosocjologia. PWRiL, Warszawa, 218 ss.
36. Gehu J.M. 1977. Le concept de sigmassociation et son application a i`etude du paysage vegetal des falases atantiques francaises vegetatio. V. 34, 2, 117-125.
37. Górniak A. 1996. Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych. Diss. Univ. Vars., 448, 151 ss.
38. Górniak A. 1999. Rola hydrologii i charakteru zlewni w kształtowaniu chemizmu wód jezior. Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Współczesne kierunki badań hydrobiologicznych". Supraśl, 61-67.
39. Gross E.M. 2000. Seasonal and spatial dynamics of alleochemicals in the submersed macrophytes *Myriophyllum spicatum* L. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, 2116-2119.
40. Hartog C., Segal S. 1964. A new classification of the water plant communities. Acta Bot. Neerl. 13, 3, 367-393.
41. Hellsten S.K. 2002. Aquatic macrophytes as indicators of water-level regulation in Northern Finland. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28, 601-606.

42. Hilbricht-Ilkowska A. 1994. Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego oraz niektóre zależności pomiędzy ładunkiem a wskaźnikiem trofii jezior. [W:] A. Hilbricht-Ilkowska, R. Wiśniewski (red.), Jeziora Suwalskiego Parku Krajobrazowego – związki z krajobrazem stan eutrofizacji i kierunki ochrony. Wyd. PAN, 201-241.
43. Hilbricht-Ilkowska A. 1995. Managing ecotones for nutrient and water, Ecology International, 22, 73-93.
44. Hongve D. 1999. Production of dissolved organic carbon in forested catchments. Journal of Hydrology. 224, 91-99.
45. Howard-Williams C. 1993. Processes of aquatic weed invasions: The New Zealand example. J. Aquat. Plant Mgmt, 31, 17-23.
46. Ivanyi E., Erhard D., Gross E. 2002. Alleopathic activity of Ceratophyllum demersum and Najas marina. Internat. Confer. On Limnology of Shallow Lakes, Balatonfured, Hungary, Book of abstracts, 88.
47. Karczmarz K. 1963. Przyczynek do badań nad florą ramienic Lubelszczyzny (Polska wschodnia). Cz. I, Acta. Soc. Bot. Pol., vol. XXXII, 1, 165-169.
48. Karczmarz K. 1965. Przyczynek do badań nad florą ramienic Lubelszczyzny (Polska wschodnia). Cz. II, Acta Soc. Polon., 34, 3, 385-388.
49. Karczmarz K. 1975. Sukcesja zespołów i występowanie ramienic na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 30,113-118.
50. Karczmarz K., Malicki J. 1971. Zespoły i ekologia ramienic Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Ann. UMCS, s. C, 26, 298-327.
51. Karjalainen H., Kaisesalo T. 2001. Influence of submerged aquatic plants on sediment microbial communities. Soc. Internat. Limnologiae, Int. Assoc. Of Theoretical and Applied Limnology XXVIII Congerss, Melbourn, Australia, Book of abstract, 101.
52. Kłosowski S. 1985. Habitat requirements and bioindicator value of main communities of aquatic vegetation in northeast Poland. Pol. Arch. Hydrobiol., 32, 1, 7-29.
53. Kłosowski S. 1992. Ekologia i wartość wskaźnikowa zbiorowisk roślinności szuwarowej naturalnych zbiorników wód stojących. Fragm. Flor. Geobot. 37 (2), 563-595.
54. Kłosowski S. 1993. The shore vegetation in selected Lakeland areas in northeastern Poland. Hydrobiol., 251, 227-237.
55. Kornatowski J. 1976. Dynamics of *Stratiotes aloides* L. Development. Pol. Arch. Hydrobiol., 23, 3, 365-376.

56. Kornijów R. 1994. Znaczenie zoobentosu jako konsumentów makrofitów słodkowodnych. Wiad. Ekol. XL, 181-195.
57. Kornijów R., Kairesalo T. 1994. Elodea canadensis sustains rich environment for macroinvertebrates. Verh. Int. Verein. Limnol. 25, 2270-2275.
58. Kraska M., Łączkowska K., Piotrowicz R. 1994. Zawartość wybranych metali ciężkich w roślinach jezior lobeliowych. [W:] M. Kraska (red.), Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekol. T. 6 ser. Szkice 4, 159-165.
59. Kraska M., Piotrowicz R. 1994. Roślinność wybranych jezior lobeliowych na tle warunków fizyczno-chemicznych ich wód. [W:] M. Kraska (red.) Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Idee Ekol. T. 6 ser. Szkice 4, 67-83.
60. Kraska M., Piotrowicz R., Szyper H., Szeląg-Wasilewska E., Gołdyn R., Klimaszyk P. 2002. Variability of trophic state and vegetation in lakes of Drawieński National Park (Northern Poland). Verh. Internat. Verein. Limnol., 28, 900-904.
61. Kraska M., Szyszka T., Szczepanowski P. 1990. Kształtowanie struktur planktonu przez makrofity w jeziorze Budzyńskim i Jelonek. [W:] Z. Kajak (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. CPBP, L, SGGW-AR, Warszawa, 36-43.
62. Królikowska J. 1987. Reed (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.)growth under conditions of increasing eutrophication of lake Mikołajskie. Ekol. Pol., 35, 1, 209-217.
63. Kruk M. 1999. Torfowiska – bariera czy źródło dopływu fosforu do jezior? Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Współczesne kierunki badań hydrobiologicznych". Supraśl, 69-70.
64. Kuczyńska-Kippen N. 2002. The distribution of rotifers (Rotatoria) within a single Myriophyllum bed. Internat. Confer. On Limnology of Shallow Lakes, Balatonfured, Hungary, Book of abstracts, 139.
65. Kufel L. 1999. Transport pierwiastków biogennych w zlewniach Mazurskiego Parku Krajobrazowego. [W:] Zdanowski B., Kamiński M., Martyniak A. (red.), Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych, 153-165.
66. Kulczyński S. 1940. Torfowiska Polesia, t. II, Nakład autora, Kraków, 1-777.
67. Kwieciński F. 1894. Rezultaty poszukiwań florystycznych w okolicy Hańska (powiat włodawski). Wszechświat, t. 13, 155.
68. Kwieciński F. 1896. Roślinność gminy Hańsk pow. włodawskiego. Pam. Fizjogr., 14 (3), 27-61.

69. Lacoul, P., Freedman, B. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environmental Reviews, 14 (2), 89-136.
70. Lechmann A., Lachavanne J.B. 1999. Changes In the water quality of Lake Geneva indicated by submerged macrophytes. Freshwater Biology 42, 457-466.
71. Lorens B., Grądziel T., Sugier P. 1998. Zmiany roślinności w ekotonie woda-ląd jeziora Bikcze w latach 1993-1998. [W:] S. Radwan (red.), Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie Wyd. UMCS, Lublin, s. 51-62.
72. Lorens B., Sugier P. 1999. Zmiany roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Łukie w latach 1952-1998. [W:] S. Radwan, R. Kornijów (red.), Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, Lublin, 203-209.
73. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 537 ss.
74. Moshiri G.A. 1993. Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publish. Boca Raton. Ann. Arbor, London, 672 ss.
75. Mulderij G., Smolders E., van Donk E. 2002. Stratiotes aloides L. inhibits algal growth. Internat. Confer. On Limnology of Shallow Lakes, Balatonfured, Hungary, Book of abstracts, 161.
76. Naiman R.J., Decamps H. (red.) 1990. The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. UNESCO, Paris, The Parthenon Publising Group, Casterton Hall, Carnforth, New Jersey, NJ, USA.
77. Ozimek T. 1976. Charakterystyka i waloryzacja wybranych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Uniwersytet Warszawski, IKŚ, Warszawa (maszynopis).
78. Ozimek T. 1977. Charakterystyka i waloryzacja na podstawie roślinności wybranych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego pod kątem ich wykorzystania dla potrzeb rekreacji UW (maszynopis).
79. Ozimek T. 1978. Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral. Ekol. Pol., 26, 3-39.
80. Ozimek T. 1988. Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych. Wiad. Ekol., XXXIV, 1, 31-44.
81. Ozimek T. 1992. Makrofity zanurzone i ich relacje z glonami w jeziorach o wysokiej trofii. Wiad. Ekol., XXXVIII, 1, 13-34.
82. Ozimek T., Gulati R.D., van Donk E. 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Zwemlust example. Hydrobiologia, 200/201, 399-407.

83. Ozimek T., Renman G. 1996. Rola helofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych. Oczyszczalnie hydrobotaniczne. II Międzynarodowa Konfer. Nauk-Techn., Poznań, 109-117.
84. Pełechaty M., Nagengast B. 1998. Ocena jakości wód i osadów dennych w jeziorach Wielkopolskiego Parku Narodowego na podstawie obecności określonych zespołów roślinności wodnej i szuwarowej. Przegl. Przyr., 9, ½, 235-238.
85. Pieczyńska E. 1972. Rola materii allochtonicznej w jeziorach. Wiad. Ekol., 28, 2, 131-140.
86. Pieczyńska E. 1988. Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior. Wiad. Ekol., XXXIV, 4, 375-404.
87. Pieczyńska E., Ozimek T. 1976. Ecological significance of lake macrophytes. Int. Ecol. Environ., 2, 115-128.
88. Pieczyńska E., Ozimek T., Rybak J.I. 1988. Long-term changes in littoral habitats and communities in Lake Mikołajskie (Poland). Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 73, 361-378.
89. Pieczyńska E., Zalewski M. 1997. Habitat complexity in land-inland water ecotones. [W:] Lanchavanne J.-B., Juge R. (red.), Biodiversity in Land-Inland Water Ecotones. MAB/UNESCO, Paris, ser. 18, 49-79.
90. Piotrowicz R. 1990. Wpływ wykaszania makrofitów na funkcjonowanie ekosystemu jeziornego. [W:] Z. Kajak (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. CPBP, L, SGGW-AR, Warszawa, 164-182.
91. Popiołek Z. 1988. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej na tle warunków siedliskowych w obrębie kompleksu jezior Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin, 108 ss.
92. Rooney N., Kalff J., Habel C. 2003. The role of submerged macrophyte beds. In phosphorous sediment accumulation in Lake Memphremagog, Quebec, Canada. Limnol. Oceanogr., 48 (5), 1927-1937.
93. Sand-Jensen K., Prahl C., Stokholm H. 1982. Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes. OIKOS, 38, 349-354.
94. Sculthorpe C.D. 1967. The biology of aquatic vascular plants, Edward Arnold, Ltd. London, 610 ss.
95. Sender J. 1997. Ocena stanu troficznego jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym na podstawie wodnej roślinności naczyniowej. [W:] T. Puszkar, L. Puszkar (red.), Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna. Wyd. UMCS, Lublin, 345-352.

96. Sender J. 1998. Struktura gatunkowa i zagęszczenie makrofitów wynurzonych w wybranych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] S Radwan (red.), Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie. Wyd. UMCS, Lublin, 155-160.
97. Sender J. 2007. Sources of threats and directions of macrophytes structure changes in the Zemborzycki Reservoir.Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 4, 221-228.
98. Sender J. 2009. Hydrobotanical characteristic of lakes used for recreational purposes of Łęczna-Włodawa Lakeland. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN, 6, 277-284.
99. Sender J. 2016. The effect of riparian forest shade on the structural characteristics of macrophytes in a mid-forest lake. Appl. Ecol. Environ. Res., 14(3), 249-261.
100. Sender J., Garbowski M. 2019. Stability and Diversity in Lake Ecosystem Two Decades after Restoration. Russian Journal of Ecology, 50 (3), 268-279, doi:10.1134/S1067413619030135.
101. Sender J., Maślanko W., Różańska-Boczula M., Cianfaglione K. 2017. A new multi-criteria method for the ecological assessment of lakes: A case study from the Transboundary Biosphere Reserve ‘West Polesie’ (Poland) J. Limnol., vol. 76, No 1, 60-74, DOI: 10.4081/jlimnol.2017.1639.
102. Sołtys M., Różycki A. 1996. Strategia działań na rzecz poprawy stosunków wodnych i wzrostu różnorodności biologicznej w Poleskim Parku Narodowym. [W:] S. Radwan (red.) Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. PPN, PTH, AR Lublin, suplement, 8-12.
103. Spence D.H.N. 1982. The zonation of plants in fresh water lakes. Adv. Ecol. Res., 12, 37-125.
104. Sugier P., Popiołek Z. 1995. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior Poleskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych. Jezioro Karaśne. Ann. UMCS, s. C 50, 55-69.
105. Sugier P., Popiołek Z. 1998. Roślinność wodna i przybrzeżna jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, s. C, vol. LIII, 185-201.
106. Sugier P., Popiołek Z. 1999. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Długie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Narodowe i Rezerw. Przyr., 18, 2, 61-79.
107. Szczepański A. 1977. Alleopathy as a means of biological control of waterweeds. Aquatic Bot., 3, 193-197

108. Talevska M., Petrovic D., Milosevic D., Talevski T., Maric D., Talevska A. 2009. Biodiversity of macrophyte vegetation from lake Prespa, lake Ohrid and lake Skadar. Biotechnology & Biotechnological Equipment supl., 23, 400-404.
109. Thiebaut G., Guerold F., Muller S., 2002. Are trophic and diversity indices based on macrophyte communities pertinent tools to monitoring water quality? Water Research, 36, 3602-3610.
110. Tomaszewicz H. 1979. Roślinność wodna i szuwarowa Polski (klasy: *Lemnetea*, *Charetea*, *Potamogetonetea*, *Phragmitetea*) wg stanu zbadania na rok 1975. Wyd. UW, Warszawa, 325 ss.
111. Tomaszewicz H. 1987. Differentiation of the phisical and chemical properties of bottom sediments in phytocenoses of *Myriophylletum verticillati* Soo 1927, *Potamogetonetum natantis* Soo 1927 and *Hydrocharitetum morsus-ranae* Langendock 1935 associations. Pol. Arch. Hydrobiol., 34, 2, 215-230.
112. Weisner S., Strand J.A., Sandsten H. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. Oecologia, 109, 592-599.
113. Wojciechowski I. 1996. Substancje humusowe i ich rola decydująca o funkcjonowaniu ekosystemów wodno-błotnych. [W:] S. Radwan (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Supl. do materiałów konf. Wyd. UMCS, Lublin, 1-7.
114. Zdanowicz A. 1994. Rola zlewni rolniczej i leśnej w transporcie biogenów (azotów i fosforów) do strumienia. Wiad. Melior. Łąk., 37, 2, 72-75.
115. Zieliński P., Górniak A., Choroszewska K. 2000. Zmiany jakości wody wywołane rozkładem detrytusu roślinnego. Acta Hydrobiol. 41, supl. 1 (6).

Sławomir Ligęza, Halina Smal, Jacek Pranagal, Joanna Gmitrowicz-Iwan

6.1.3. Wybrane hydrochemiczne aspekty funkcjonowania ekosystemów jeziornych o różnym statusie troficznym w ich zlewni bezpośredniej i strefach ekotonowych

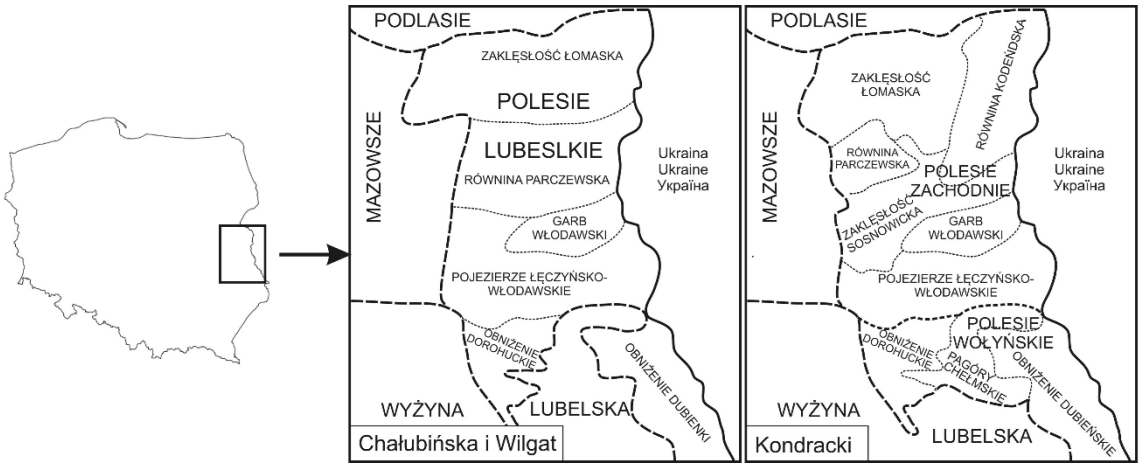
6.1.3.1. Wstęp

Polesie to w podziale fizyczno-geograficznym przyjętym przez Fédération Internationale de Documentation La Haye [FID 1971] podprowincja zajmująca południowo-zachodnią część Niziny Wschodnioeuropejskiej. Leży głównie na terenie Ukrainy (Полісся) i Białorusi (Палессе), a w mniejszej części w Rosji (Полесье) i Polsce (ryc. 1). Jest największym obszarem hydrogenicznym Europy, który zajmuje powierzchnię ok. 270 000 km^2 [http 1]. Większość obszarów podmokłych Europy Zachodniej osuszano na cele rolnicze od XVIII w., dlatego Polesie jako naturalny transgraniczny mało przekształcony „wetland" ma szczególne znaczenie w ochronie zasobów wodnych oraz różnorodności biologicznej wschodniej części naszego kontynentu.

Ryc. 1. Lokalizacja Polesia na tle podziału państwowego Europy (opracowanie własne autorów)

Na terenie Polski wyróżniono w randze makroregionu dwie jednostki fizjograficzne, które wchodzą w skład Polesia [Kondracki 2001] – Polesie Zachodnie (845.1) i Wołyńskie (845.3) o powierzchni odpowiednio 4,7 i 2,1 tys. km^2. Południowe fragmenty polskiego Polesia wykazują duże zróżnicowane litologiczne pokrywy osadowej oraz zmienność morfogenetyczną form rzeźby terenu, spowodowane procesami erozyjnymi i denudacyjnymi [Dobrowolski 2016]. Wpływa to na mozaikowy charakter krajobrazu, gdzie poszczególne płaty jednostek krajobrazowych o tej samej randze wykazują cechy typowe dla sąsiednich jednostek fizjograficznych. Chmielewski i Chmielewski [2016] określają taki krajobraz jako ekotonowy turbulencyjny. Z tego powodu mezoregion Pagóry Chełmskie (845.32) w różnych podziałach jest zaliczany albo do pasa wyżyn [Chałubińska, Wilgat 1954] – Wyżyny Lubelskiej, albo do

nizinnego Polesia Wołyńskiego [Kondracki 2001; Solon i in. 2018]. W dużym uproszczeniu Polesie Zachodnie i Wołyńskie okrojone o Pagóry Chełmskie nazywane jest Polesiem Lubelskim, natomiast Zaklęsłość Sosnowicka i Równina Łęczyńsko-Włodawska określane są jako Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie [Chałubińska, Wilgat 1954; Kondracki 2001] (ryc. 2).



Ryc. 2. Uproszczony podział Polesia według Chałubińskiej i Wilgata [1954] oraz Kondrackiego [2001] (opracowanie własne autorów na podstawie materiałów źródłowych)

Geneza jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego jest skomplikowana i złożona [Janiec 2014]. Z tego powodu istnieje wiele uzupełniających się teorii na temat rozwoju mis jeziornych. Większość tych teorii zestawili Harasimiuk i in. [1998]. Wszystkie jeziora Polesia Lubelskiego są podobne pod względem kształtu zbliżonego do koła lub owalu (zakres wskaźnika rozwinięcia linii brzegowej od 1,01 – Maczółki, Orzechówek, do 1,45 – Łukcze, Sumin), ale bardzo zróżnicowane pod względem innych parametrów morfometrycznych – powierzchni (Maczółki – 1,1 ha, Uściwierz – 284 ha), maksymalnej głębokości (1,0 m – Obradowskie, 38,8 m – Piaseczno) czy objętości zgromadzonej wody (40 tys. m^3 – Orzechówek, 15 000 tys. m^3 – Białe) [Harasimiuk i in. 1998; IOŚ 2010, 2011]. Uwzględniając procesy zanikania zbiorników jeziornych oraz zmniejszania się ich powierzchni, w chwili obecnej na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim znajduje się 61 jezior o powierzchni powyżej 1 ha [Chmielewski, Chmielewski 2010]. Harasimiuk i in. [1998] oraz Wilgat i in. [1991] podają liczbę 67 takich zbiorników jeziornych, z czego 61 to naturalne.

Funkcjonowanie jezior jest ściśle związane z ich zlewnią. Typ i gatunek (uziarnienie) gleb oraz sposób użytkowania terenu istotnie wpływają na dopływ pierwiastków do misy jeziornej, tempo eutrofizacji tych zbiorników, jak również stan ekologiczny wód [Smal i in. 2005]. Zgodnie z nomenklaturą klasycznego podziału typów troficznych jezior Naumanna

[1919, 1929] i Thienemanna [1921, 1926], na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim występują przede wszystkim jeziora mezo- i eutroficzne [Harasimiuk i in. 1998], natomiast sporadycznie takie, które znajdują się w stanie hipereutrofii [Kornijów i in. 2002; Kornijów, Pęczuła 2005]. Niektóre opracowania [Harasimiuk 1998; Radwan i in. 1987; Tokarz i in. 2014] wyróżniają także jeziora dystroficzne, jednak jest to sprawa dyskusyjna. Jeziora Mosze i Długie mają wodę o ciemnej barwie [Misztal i in. 1997], która zawiera dużo rozpuszczonego węgla organicznego (tzw. DOC – Dissolved Organic Carbon), jednak ze względu na obojętny lub lekko alkaliczny odczyn wody i wysoką zawartość wapnia odbiegają od typowych jezior dystroficznych, których pH jest na ogół niższe niż 6,5 [Hutorowicz 2004]. Jeziora Moszne i Długie określane są również jako jeziora polihumusowe [PLH060013 2017], o większości cech zbliżonych do wód jezior dystroficznych [Kajak 1998].

Według rozporządzenia ministra środowiska [Dz.U. 1], wszystkie jeziora Polesia Lubelskiego zaklasyfikowane są do typu abiotycznego 7a i 7b – jeziora Równin Poleskich o wysokiej zawartości wapnia, stratyfikowane i niestratyfikowane.

Wzrost trofii wód jeziornych jest procesem naturalnym [Sawyer 1966]. Z procesem tym ściśle wiąże się zarastanie strefy przybrzeżnej roślinnością, co w efekcie prowadzi do zmniejszania powierzchni lustra wody i zaniku jeziora oraz jego przekształcenia w torfowisko [Kowalewski, Żurek 2016; Skowron, Jaworski 2017]. Zjawisko to ma swoje charakterystyczne tempo uwarunkowane lokalnymi czynnikami środowiskowymi, jak klimat i czynnik hydrologiczny, jest też efektem dopływu głównych form pierwiastków – fosforu i azotu. Eutrofizacja i prędkość zanikania jezior może ulec przyspieszeniu w sytuacji, gdy nasila się presja oddziaływań antropogenicznych – melioracje, regulacje rzek, intensyfikacja rolnictwa i związane z tym zmiany użytkowania gruntów [Choiński, Ptak 2008; Choiński i in. 2012; Hasler 1970; Withers i in. 2014].

Strefy ekotonowe jezioro-ląd są ważnym elementem funkcjonowania zbiorników wód stojących. Jako obszary przejściowe między dwoma diametralnie odmiennymi, czasem kontrastowymi ekosystemami, odgrywają ważną rolę w kształtowaniu bilansu pierwiastków dopływających do misy jeziornej, będąc swoistymi filtrami zanieczyszczeń i związków biogenicznych [Fränzle, Kluge 1997; Misztal i in. 2003; Radwan i in. 1998a]. Pełne zrozumienie roli zlewni bezpośredniej i stref ekotonowych w procesie eutrofizacji-deeutrofizacji oraz właściwie kształtowanie struktury użytkowania terenu w zlewni pozwala efektywnie chronić wodę przed nadmiernym jej „użyźnianiem" [Kornijów, Radwan 2000; Niemelä i in. 2002; Smal i in. 2005; Wojciechowski 1976].

6.1.3.2. Cel badań

Celem przeprowadzonych badań była analiza składu chemicznego wód gruntowych zlewni bezpośredniej i w strefach ekotonowych ląd-jezioro oraz wód litoralu jezior o różnym statusie troficznym. Porównanie chemizmu wód gruntowych i jeziornych daje możliwość określenia potencjalnego wpływu zlewni bezpośredniej na procesy eutrofizacji i tendencje zmian jakość wód w jeziorach. Podjęto również próbę oceny roli torfowisk jako naturalnego biofiltra chroniącego wody jezior przed eutrofizacją.

6.1.3.3. Teren badań

Badania prowadzono na terenie Polesia Lubelskiego, w obrębie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Chałubińska, Wilgat 1954], które w podziale Kondrackiego [2001] zaliczane jest do Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej. Regionalizacja fizycznogeograficzna tego obszaru została przedstawiona w tabeli 1.

Tab. 1. Fizycznogeograficzna regionalizacja obszaru badań

Jednostka fizycznogeograficzna	Nazwa	Numer
	Europa Wschodnia	IV
Megaregion	Nizina Wschodnioeuropejska	8
Prowincja	Niż Wschodniobałtycko-Białoruski	84
Podprowincja	Polesie	845
Makroregion	Polesie Zachodnie	845.1
Mezoregion	Równina Łęczyńsko-Włodawska	845.16

Do badań wytypowano trzy jeziora zaliczane do różnych typów troficznych tradycyjnego podziału Naumanna i Thienemanna. Piaseczno o powierzchni ok. 83 ha było najgłębszym (ok. 39 m), dimiktycznym jeziorem mezotroficznym, mezotrofizm zmienny, od α do β [Chmielewski i in. 2018; Wojciechowski 1976], z dominacją psammolitoralu w strefie brzegowej. Łukie, największe jezioro Poleskiego Parku Narodowego, o powierzchni ponad 136 ha, stosunkowo płytkie (głębokość maksymalna ok. 6,5 m), polimiktyczne, klasyfikowane jako eutroficzne, z fitolitoralem małojeziornym/stawowym. Moszne było najmniejsze (powierzchnia lustra wody nieco ponad 17 ha), najpłytsze (głębokość maksymalna ok. 1 m), polimiktyczne, opisywane jako dystroficzne/mezohumusowe lub polihumusowe, z fitolitoralem bagiennym – całkowicie otoczone torfowiskiem przejściowym, które w strefie kontaktu z lustrem wody miało charakter pła mszystego, typowego dla zbiorników dystroficznych. Fijałkowski [1959] opisywał je na podstawie składu makrofitów jako paradystroficzne. Granice między torfowiskami i jeziorami

były ostre (liniowe), natomiast między pozostałymi obiektami lądowymi i jeziorami przyjmowały układ strefowy (gradientowy).

6.1.3.4. Metody badań

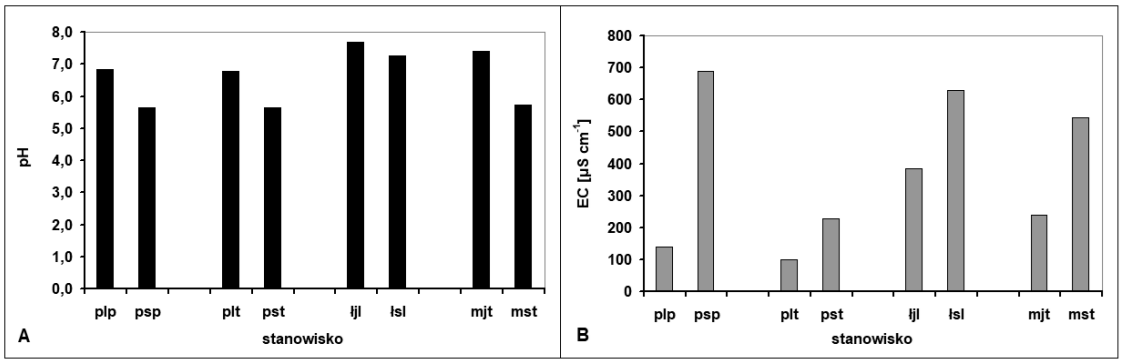
W pobliżu strefy kontaktu ląd-jezioro i torfowisko-jezioro zainstalowano piezometry do czerpania wód gruntowych i torfowiskowych, dopływających ze zlewni do mis jeziornych. W południowo-wschodniej części jeziora Piaseczno wybrano miejsce sąsiadujące z dawnymi polami uprawnymi (obecnie jest tam zabudowa rekreacyjno-letniskowa), natomiast w północnej niewielkie torfowisko wysokie przylegające bezpośrednio do zbiornika. Piezometr przy jeziorze Łukie został umieszczony we wschodniej części zlewni, na granicy występowania gleb mineralnych i mineralno-organicznych, podczas gdy przy jeziorze Moszne wkopany w mszar, w odległości ok. 10 m od lustra wody. Próbki wód jeziornych były pobierane z litoralu w sąsiedztwie piezometrów.

Wykonano następujące analizy fizyczno-chemiczne wód [Hermanowicz i in. 1976, 1999]: pH elektrometrycznie, przewodnictwo elektrolityczne właściwe (EC) konduktometrycznie, Ca, Na i K spektrofotometrią płomieniową, a Mg metodą ASA, azot amonowy ($N\text{-}NH_4$) metodą Nesslera, azot azotanowy ($N\text{-}NO_3$) kolorymetrycznie z kwasem fenolodwusulfonowym, fosfor fosforanowy (PO_4) kolorymetrycznie z molibdenianem amonu.

6.1.3.5. Wyniki i dyskusja

Wszystkie wody gruntowe zlewni charakteryzowały się niższym pH w porównaniu do jeziornych (ryc. 3A). Najmniejsze różnice w wartościach wykładnika jonów wodorowych punktów porównawczych stwierdzono w przypadku jeziora Łukie, co wynikało prawdopodobnie z szerokiej strefy ekotonowej między zbiorowiskami leśnymi i litoralem, a także występowaniem klasyfikowanych w IV Systematyce gleb Polski [PTG 1989] utworów torfowo-mułowych [Bielińska i in. 2003], które z natury zawierają znaczne ilości jonów alkalicznych. Warto zwrócić uwagę na fakt, że pH wód gruntowych zlewni j. Piaseczno, w tym w miejscu występowania dawnych pól, było niższe niż pozostałych.

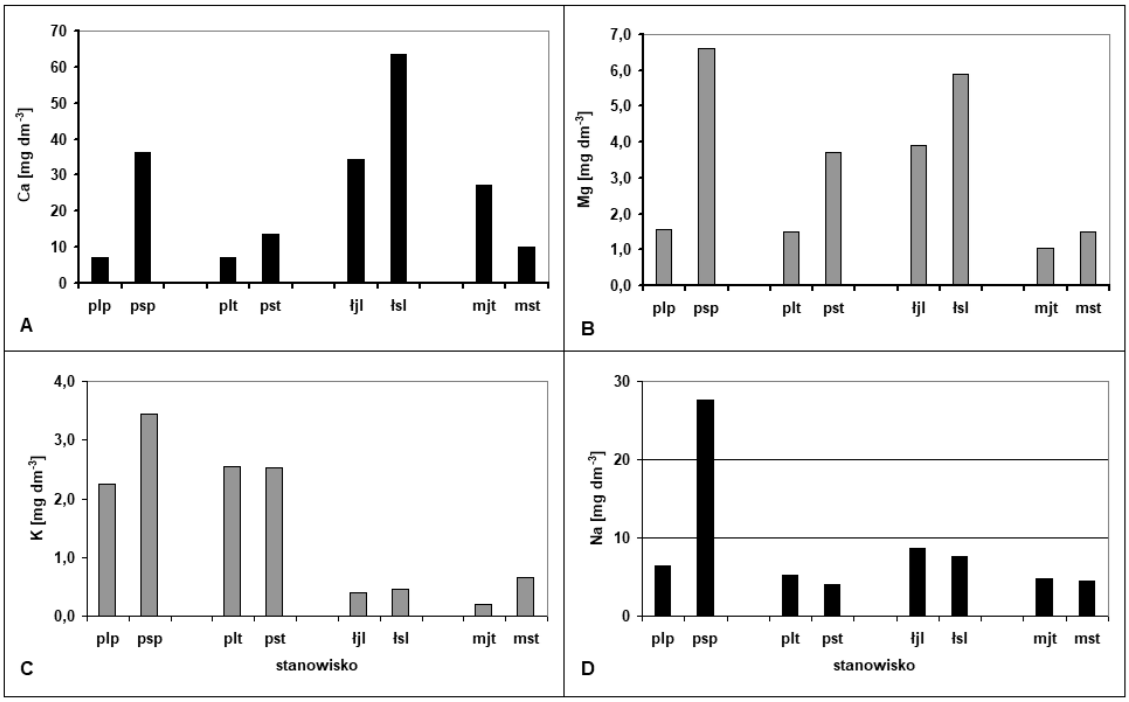
Odczyn wody w jeziorach jest wypadkową wielu czynników środowiskowych, ale w głównej mierze zależy od właściwości podłoża skalnego, przez które woda ze zlewni dociera do misy jeziornej, nasycając się w trakcie spływu jonami. Interesującą rzeczą jest niewielki wpływ torfowiska przy j. Moszne na pH jego wód. Czernaś i Krupa [1996] odnotowali pH w strefie litoralu na poziomie 8,5, podczas gdy w strefie torfowiska pH oscylowało wokół 5,5 [Misztal i in. 2003].



Ryc. 3. Średnie wieloletnie wartości pH (A) i przewodnictwa elektrolitycznego (EC) właściwego (B) w wodach litoralu jezior, gruntowych i torfowiskowych; oznaczenia: plp – Piaseczno litoral od strony pól, psp – Piaseczno wody gruntowe od strony pól, plt – Piaseczno litoral przy torfowisku, pst – Piaseczno woda z torfowiska, łjl – Łukie litoral od strony lasu, łsl – wody gruntowe od strony lasu, mjt – Moszne litoral przy torfowisku, mst – Moszne woda z torfowiska

Ważnym elementem kształtującym chemizm wód jest także antropopresja, w tym tak zwana niska emisja, której udział w ogólnej emisji SO_2 w Polsce zwiększa się w stosunku do energetyki i technologii przemysłowych [GUS 2017], a w przypadku terenów zurbanizowanych, wiejskich i o niewielkim stopniu industrializacji jest najważniejszym źródłem zanieczyszczeń o charakterze kwasowym [Singh, Agrawal 2008]. Pamiętając, że gleba jest układem trójfazowym, gdzie w fazie ciekłej albo z jej udziałem zachodzi większość reakcji fizyczno-chemicznych i chemicznych (bufor węglanowy, sorpcja wymienna i chemiczna), istotną rolę w kształtowaniu odczynu wód jeziornych odgrywa stosowanie do gleb nawozów kwaśnych fizjologicznie indukujących pojawianie się jonów hydroniowych [Filipek, Skowrońska 2013].

Przewodnictwo elektrolityczne właściwe wód gruntowych zlewni było we wszystkich przypadkach wyższe niż przyległego litoralu (ryc. 3B). Warto zwrócić uwagę na fakt, że woda z piezometru zainstalowanego od strony dawnych pól uprawnych charakteryzowała się najwyższą wartością EC spośród wszystkich pozostałych próbek. Drugim punktem pod względem stopnia mineralizacji, a tym samym wartości przewodnictwa były wody gruntowe w strefie ekotonowej las-jezioro przy j. Łukie. Konduktancja wód z obu typów torfowisk, tj. wysokiego przy j. Piaseczno i przejściowego przy j. Moszne, kształtowała się na najniższym poziomie, jednak nie stwierdzono dużych różnic. Typ torfowiska nie był w analizowanych próbkach czynnikiem różnicującym EC. Przewodnictwo elektrolityczne oddalonych od siebie wód litoralowych jeziora Piaseczno oraz pH były podobne, co wskazuje na efektywny proces miksji wody powierzchniowej w obrębie misy tego zbiornika.



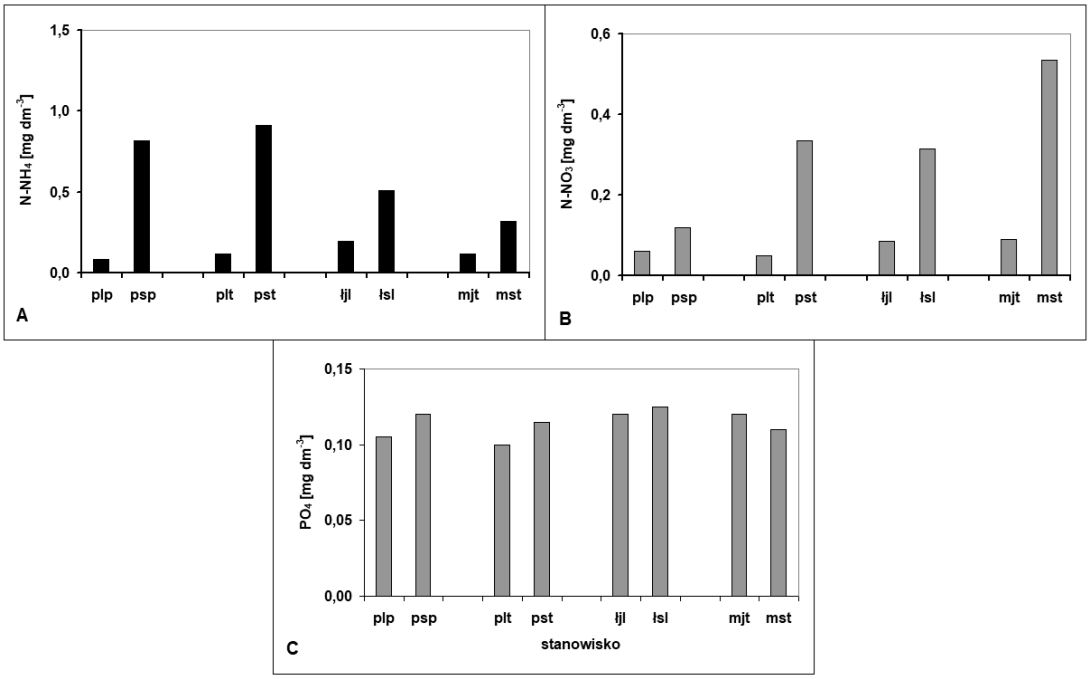
Ryc. 4. Średnie wieloletnie wartości stężeń Ca (A), Mg (B), K (C) i Na (D) w wodach litoralu jezior, gruntowych i torfowiskowych; oznaczenia jak na rycinie 3

Dominującymi kationami we wszystkich badanych wodach były wapń i sód, a szereg pierwiastków według ich stężeń układał się następująco: Ca > Na > Mg > K (ryc. 4). Wyjątek stanowiły wody litoralu j. Piaseczno, gdzie magnez i potas zajmowały odmienną pozycję w porównaniu do pozostałych punktów badawczych, a więc główne kationy zasadowe były uszeregowane według zawartości – Ca > Na > K > Mg. Tylko w jednym przypadku (j. Moszne) wody gruntowe torfowiska zawierały mniej wapnia niż wody przyległego litoralu (ryc. 4A). Dominacja wapnia jest typowa dla większości wód jeziornych i gruntowych [Burczyk i in. 2015], natomiast stężenie pozostałych kationów jest zależne od składu mineralogicznego skał, właściwości gleb i sposobu użytkowania w zlewni bezpośredniej. Najwięcej wapnia zawierały wody gruntowe zlewni i litoralu j. Łukie. Znalazło to swoje odzwierciedlenie w odczynie alkalicznym tych wód (ryc. 3A). Pomiary pH w strefie litoralu wykonany przez Radwana i in. [1998a] przekraczały wartość 9, co jest wielkością niezbyt często spotykaną.

Uwzględniając pojedyncze odstępstwa od ogólnego schematu można stwierdzić, że zawartość Ca, Mg i K była większa w wodach gruntowych zlewni mineralnej i organicznej niż litoralu jezior, natomiast Na mniejsza (ryc. 4). W trakcie prowadzenia obserwacji stwierdzono istotny wpływ antropopresji na stężenie sodu w wodach gruntowych. Jego zawartość w próbkach pobieranych z piezometru zainstalowanego przy dawnych polach uprawnych,

a obecnie wykorzystywanych rekreacyjnie (zabudowa letniskowa) była największa spośród wszystkich stanowisk badawczych.

Ważnymi pierwiastkami z punktu widzenia funkcjonowania jezior są azot i fosfor, szczególnie ich formy najłatwiej przyswajalne ($N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$, $P\text{-}PO_4$), które są bezpośrednio dostępne dla fitoplanktonu, a więc również najistotniejsze dla tempa procesu eutrofizacji.



Ryc. 5. Średnie wieloletnie wartości stężeń $N\text{-}NH_4$ (A), $N\text{-}NO_3$ (B) i $P\text{-}PO_4$ (C) w wodach litoralu jezior, gruntowych i torfowiskowych; oznaczenia jak na rycinie 3

W przeważającej liczbie przypadków (11/12) stężenie form tzw. pierwiastków biogenicznych (N i P) było większe w wodach gruntowych i torfowiskowych niż litoralowych badanych jezior (ryc. 5). Największe różnice zaobserwowano dla azotu amonowego (ok. 2-8 razy) i azotanowego (ok. 3-5 razy), natomiast stężenia fosforu były zbliżone dla wód jezior i zlewni. Zróżnicowanie wartości w poszczególnych punktach badawczych wskazuje na ważną rolę torfowisk w zatrzymywaniu azotu spływającego do jezior. Próbki pobierane z torfowiska przy j. Piaseczno wykazywały najwyższą zawartość $N\text{-}NH_4$ spośród wszystkich badanych, ponadto wody obu torfowisk charakteryzowały się najwyższą zawartością $N\text{-}NO_3$ (ryc. 5A i B). Woda gruntowa fragmentu dawnej zlewni rolniczej przy j. Piaseczno miała najniższe stężenia azotanów. Ta forma azotu nie jest sorbowana wymiennie, a więc można stwierdzić, że agrocenozy przekształcone dla celów rekreacyjnych nie stanowiły zagrożenia dla jakości wód

jeziora, spowodowanego dopływem $N\text{-}NO_3$. Jest to ważne ze względu na zapisy dyrektywy azotanowej [http 2].

Stężenie ortofosforanów w wodach jezior i przylegających do nich zlewni kształtowało się na zbliżonym poziomie (ryc. 5C) i tylko w jednym przypadku (torfowisko przy j. Moszne) było niższe w próbkach pobieranych z piezometru niż z jeziora. Nie stwierdzono wyraźnych zależności między typem troficznym jezior a zawartością PO_4^{3-} w wodach zlewni i litoralu. Również Radwan i in. [1998b] nie wykazali związków między wodami stref ekotonowych i wartością stężeń ortofosforanów.

Zarówno stężenia form azotu, jak i fosforu w badanych wodach nie były wysokie.

6.1.3.6. Podsumowanie

Zlewnia bezpośrednia i strefy ekotonowe w istotny sposób wpływają na funkcjonowanie jezior, w dużym stopniu determinując ich stan troficzny. Przeprowadzone przez nas badania wykazały, że wybrane do analiz jeziora – Piaseczno, Łukie i Moszne – w wielu aspektach swojego funkcjonowania wykazują znaczną autonomię w stosunku do zjawisk zachodzących w bezpośrednim ich sąsiedztwie. Konfrontacja wyników badań z literaturą przedmiotu i analizami innych osób prowadzących prace w obszarze wymienionych wyżej zbiorników wskazują na dużą dynamikę zmian parametrów fizyczno-chemicznych wód, wynikającą z sezonowości pomiarów, strefowości oraz kompleksowych oddziaływań czynników środowiska. Ważną rolę w ochronie jezior przed dopływem biogenów ze zlewni należy przypisać torfowiskom, bez względu na ich typ, tj. wysokich czy przejściowych. Przykład jeziora Moszne pokazał, że w odległości kilku metrów właściwości fizyczno-chemiczne wód torfowiskowych i litoralowych są diametralnie różne.

Piśmiennictwo

1. Bielińska E.J., Smal H., Misztal M., Ligęza S. 2003. Aktywność enzymatyczna strefy przybrzeżnej jezior Piaseczno, Łukie i Moszne. Acta Agrophysica, 1, 3, 369-375.
2. Burczyk P., Rawicki K., Gałczyńska M., Brysiewicz A., Marciniak A. 2015. Ocena stężenia magnezu i wapnia w wodach gruntowych na terenach rolniczych Pomorza Zachodniego. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 15, 3, 15-23.
3. Chałubińska A., Wilgat T. 1954. Podział fizjograficzny województwa lubelskiego. Przewodnik V Ogólnopolskiego Zjazdu PTG. Lublin, 3-44.

4. Chmielewski T.J., Chmielewski S. 2010. Procesy zanikania ekosystemów jeziornych i torfowiskowych w rejonie Poleskiego Parku Narodowego od II połowy XX w. oraz perspektywy ich ochrony. Problemy Ekologii Krajobrazu, 25, 121-134.
5. Chmielewski T.J., Chmielewski S. 2018. O charakterze granic w podziałach regionalnych na przykładach z Wyżyny Lubelskiej. [W:] red. Kistowski M., Myga-Piątek U., Solon J., Studia nad regionalizacją fizycznogeograficzną Polski. Prace Geograficzne, 266. IGiPZ PAN, Warszawa, 87-96.
6. Chmielewski T.J., Śleszyński P., Chmielewski S., Kułak A. 2018. Ekologiczne i fizjonomiczne koszty bezładu przestrzennego. Prace Geograficzne, 264. IGiPZ PAN, Warszawa.
7. Choiński A., Ptak M. 2008. Zanikanie jezior w Wielkopolsce na tle Polski. Roczniki Gleboznawcze ,59, 2, 25-31.
8. Choiński A., Ptak M., Strzelczak A. 2012. Examples of lake disappearance as an effect of reclamation works in Poland. Limnological Review, 12, 4, 161-167.
9. Czernaś K., Krupa D. 1996. Fitoplankton, produkcja pierwotna i koncentracja chlorofilu w wybranych jeziorach sąsiadujących z torfowiskami w Poleskim Parku Narodowym. [W:] Radwan S. (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin, 133-135.
10. Dobrowolski R. 2016. Międzyrzecze Wisły i Bugu – warunki geologiczne i przewodnie cechy rzeźby. [W:] red. Czarnecka B. ,Na międzyrzeczu Wisły i Bugu. Krajobrazy roślinne i dziedzictwo kulturowe środkowowschodniej Polski i zachodniej Ukrainy. Towarzystwo Wydawnictw Naukowych LIBROPOLIS, Lublin, 11-20.
11. Dz.U. 1. – Dz.U.2011.258.1549. Rozporządzenie ministra środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych.
12. Fijałkowski D. 1959. Szata roślinna jezior łęczyńsko-włodawskich i przylegających do nich torfowisk. Ann. UMCS, s. B, 14, 131-206.
13. FID (Fédération Internationale de Documentation) 1971. Regionalisation of Europe. La Haye.
14. Filipek T., Skowrońska M. 2013. Aktualnie dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Acta Agrophysica, 20, 2, 283-294.
15. Fränzle O., Kluge W. 1997. Typology of water transport and chemical reactions in ground water/lake ecotones. [W:] red. Gibert J., Mathieu J., Fournier F., Groundwater/surface water ecotones. International Hydrological Series. University Press Cambridge, Cambridge, 127-134.

16. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. 1998. Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. Biblioteka Monitoringu Środowiska. UMCS, PIOŚ, Lublin.
17. Hasler A.D. 1970. Man-Induced Eutrophication of Lakes. [W:] red. Singer S.F., Global Effects of Environmental Pollution. Springer, Dordrecht, 110-125.
18. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożanska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1976, 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady, Warszawa.
19. Hutorowicz A. 3160 – Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne. [W:] red. Herbich J., Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 2: Wody słodkie i torfowiska. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 72-78.
20. Janiec B. 2014. Geneza mis jeziornych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego: hipotezy a rzeczywistość rozwoju krasu węglanowego. Przegląd Geologiczny 62, 5, 257-266.
21. Kajak Z. 1998. Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
22. Kondracki J. 2001. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
23. Kornijów R., Pęczuła W. 2005. Ecosystem of a small and shallow lake suffering from cyanobacterial blooms – hypertrophic, phytoplankton dominated or both? Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 29, 1015-1019.
24. Kornijów R., Radwan S. 2000. Zasady zrównoważonego użytkowania i ochrony jezior położonych na terenach wiejskich. [W:] red. Radwan S., Lorkiewicz Z., Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Wyd. UMCS, Lublin, 63-69.
25. Kornijów R., Smal H., Pęczuła W., Lorens B., Sugier P., Paleolog-Demetraki A., Ligęza S., Tarkowska-Kukuryk M., Kowalczyk D., Szafran K., Halkiewicz A. 2002. Hypertrofication of Lake Syczyńskie (Eastern Poland). Limnological Review, 2, 209-215.
26. Kowalewski G., Żurek S. 2016. Zarastanie jezior Obniżenia Uściwierskiego i Jeziora Brzeziczno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Acta Geographica Lodziensia, 105, 27-37.
27. Misztal M., Smal H., Ligęza S. 1997. Skład chemiczny i skład grupowy rozpuszczonej substancji organicznej w płytkich wodach gruntowych zlewni i w wodach jezior Piaseczno i Moszne na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] red. Puszkar T., Puszkar L., Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna. Wyd. UMCS, Lublin, 169-173.
28. Misztal M., Smal H., Ligęza S., Dymińska-Wydra P. 2003. Influence of land-lake ecotone on mineral and organic compounds in groundwater and lake water. Polish Journal of Ecology, 51, 2, 129-136.

29. Naumann E. 1919. Nagra synpunkter angaende limnoplanktons okologi med sarskild hansyn till fytoplankton. Svensk Botanisk Tidskrift, 13, 129-163.
30. Naumann E. 1929. The scope and chief problems of regional limnology. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, 21, 423.
31. Niemelä R., Auniola A.M., Jansson H. Ponomarenko Y. Stolberg F., Thurdin R. 2002. De-eutrophication of northern rivers and lakes – experiences from ProAQUA-project. Large Rivers, 13, 3-4, 423-435.
32. PLH060013 2017. Ostoja Poleska. NATURA 2000. Standardowy Formularz Danych dla obszarów specjalnej ochrony (OSO), proponowanych obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (pOZW), obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (OZW) oraz specjalnych obszarów ochrony (SOO). Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, 1-12.
33. Radwan S., Chmielewski T.J., Ozimek T. 1998a. Struktura i funkcjonowanie ekotonów woda/ląd w różnych typach troficznych jezior Polesia Lubelskiego. [W:] red. Radwan S., Ekotony słodkowodne. Stuktura – rodzaje – funkcjonowanie. Wyd. UMCS, Lublin, 17-41.
34. Radwan S., Kornijów R., Kowalik W., Jarzynowa B., Zwolski W., Kowalczyk C., Popiołek B. 1987: Ecological and Fishery Characteristics of Lakes Situated in the Future Western Polesie National Park. Ann. UMCS., sec. C, 24, 163-184.
35. Radwan S., Stępień B., Bojar W., Koproń J. 1998b. Właściwości fizyczne i chemiczne wód różnych siedlisk strefy przybrzeżnej i pelagialu wybranych jezior Polesia Lubelskiego. [W:] Radwan S., Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie. Wyd. UMCS, Lublin, 161-176.
36. Sawyer C.N. 1966. Basic Concepts of Eutrophication. Journal (Water Pollution Control Federation), 38, 5, 737-744.
37. Singh A., Agrawal M. 2008. Acid rain and its ecological consequences. Journal of Environmental Biology, 29, 1, 15-24.
38. Skowron R., Jaworski T. 2017. Changes in lake area as a consequence of plant overgrowth in the South Baltic Lakelands (Northern Poland). Bulletin of Geography. Physical Geography Series, 12, 19-30.
39. Smal H., Kornijów R., Ligęza S. 2005. The effect of catchment on water quality of five shallow Polesie lakes (Eastern Poland) and their threat by eutrophication. Polish Journal of Ecology, 53, 3, 313-327.
40. Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A. Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorczyk I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R., Krąż P., Lechnio J. Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U.,

Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018. Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. Geographia Polonica, 91, 2, 143-170.

41. Thienemann A. 1921. Seetypen. Die Naturwissenschaften, 18, 1-3.
42. Thienemann A. 1926. Tropische Seen und Seetypenlehre. Archiv für Hydrobiologie, Supplement 9, 205-223.
43. Tokarz E., Urban D., Szafranek-Nakonieczna A., Stępniewska Z. 2015. Selected chemical and physicochemical properties of sediments in Moszne Lake and mire (Polesie National Park). Journal of Elementology, 20, 4, 1041-1052.
44. Wilgat T., Michalczyk Z., Turczyński M., Wojciechowski K. 1991. Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej, 19, 23-140.
45. WIOŚ 2010 (Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska). Raport o stanie środowiska woj. lubelskiego w 2010 r. WIOŚ, Lublin.
46. WIOŚ 2011 (Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska). Raport o stanie środowiska woj. lubelskiego w 2011 r. WIOŚ, Lublin.
47. Withers P.J.A., Neal C., Jarvie H.P., Doody D.G. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where do we go from here? Sustainability, 6, 5853-5875.
48. Wojciechowski I. 1976. Influence of the drainage basin on the eutrophication of the a-mesotrophic lake Piaseczno and diseutrophication of the pond lake Bikcze. Acta Hydrobiologica, 18, 23-52.

Źródła internetowe

http 1: http://www.diclib.com/cgi-bin/d1.cgi?l=ru&base=bse&page=showid&id=55565 (data dostępu 14.06.2019).

http 2: http://europa.eu.int/eur-lex/lex, Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) (Dz.U.UE L z dnia 31 grudnia 1991 r. (data dostępu 14.06.2019)

Zofia Stępniewska, Riccardo P. Bennicelli, Agnieszka Kuźniar, Agnieszka Wolińska, Weronika Goraj, Anna Pytlak, Anna Szafranek-Nakonieczna, Artur Banach, Andrzej Górski, Urszula Kotowska, Aneta Ostrowska, Piotr Lewczyński

6.1.4. Przemiany węgla w ekosystemach wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego

6.1.4.1. Wstęp

Obserwacje oparte na analizie danych z odczytów satelitarnych odnośnie zmian składu atmosfery Ziemi oraz rejestracja temperatury w przypowierzchniowej warstwie atmosfery, notowanej przez 3846 naziemnych stacji rozmieszczonych w różnych punktach świata, doprowadziły do stwierdzenia, że w ostatnim czasie zachodzą zmiany w składzie atmosfery, dotyczące koncentracji ditlenku węgla [Mitchell 1989; Hartmann i in. 2013; Blasing 1985; Dlugokencky i in. 2009] oraz wzrost temperatury. W przedziale lat 1898 i 1998 zaobserwowano wzrost stężenia tego gazu o 72 ppm, a przez kolejne 17 lat o kolejne 35 ppm. Dostrzeżenie takich różnic było możliwe dzięki zastosowaniu niezwykle czułych detektorów. Wykazano, że rok 2014 należał do najcieplejszych w ostatnich 5 tysiącach lat, co wywołało poruszenie w kręgach naukowych, stając się tematyką wielu paneli, konferencji i często zaskakująco sprzecznych argumentów. Szukanie obiektywnych przyczyn uzasadnienia obserwowanych zmian klimatu doprowadziło do sporządzenia bilansu gazów oraz wykazania znaczących różnic w kompozycji atmosfery w ostatnim czasie [Blasing 1985].

Notowany wzrost temperatury atmosfery łączy się z narastającym stężeniem niektórych jej składników, takich jak: ditlenek węgla, metan, tlenek diazotu czy freony, które mają zdolność do absorpcji promieniowania w zakresie podczerwieni i powtórnego kierowania go ku powierzchni Ziemi. Zjawisko to nazwano efektem szklarniowym. Według ostatnich szacowań, 97% naukowców zajmujących się badaniem zmian klimatu przyjmuje tezę o globalnym ociepleniu, a 33% z nich uważa działalność człowieka za pierwszoplanową przyczynę tego efektu [Cook i in. 2016].

Przeciwnicy takiego podejścia dokonują porównania temperatury Ziemi w okresie dłuższym niż 100 lat, rozpatrując pełne tysiąclecie, od roku 959 (Global Historical Climate Network). W czasie tego tysiąclecia wyróżniono 4 naturalne cykle, każdy trwający po 190-240 lat z wyraźnym (ok. 1,5°C) wahaniem średniej temperatury Ziemi [Etheridge i in. 1996; Gammon i in. 2013].

Innym argumentem, przytaczanym przez zwolenników uznania obserwowanych zmian klimatu za naturalne, jest obieg Ziemi po elipsoidzie, tzw. Milankovich Cycles, oraz położenie

Ziemi i Księżyca względem Słońca, które uznawane jest za pierwotny mechanizm odpowiedzialny za globalne ocieplenie w latach 2014-2015, kiedy to Ziemia znalazła się w najbliższym z możliwych na elipsie położeń wobec Słońca [Bello 2009].

Wzrost średniej temperatury na Ziemi, który obserwuje się w ciągu ostatnich 17 lat, jest jednak 20-krotnie większy w porównaniu z najwyższymi wahaniami wywołanymi czynnikami naturalnymi. Uważa się również, że byłby nawet 50-krotnie większy, gdyby nie podejmowane w ostatnim czasie działania ograniczające emisje gazów cieplarnianych [IPCC 2013; Climate Change 2013].

Obserwowanych zmian temperatury Ziemi nie można wiązać np. z wzmożoną radiacją słoneczną, gdyż od 1960 r., pomimo znacznych wahań między poszczególnymi latami, notuje się tendencję zmniejszonej radiacji słonecznej w zakresie 1362,2-1360,4 W/m^2, przypadającej na okres 1960-2017 [Solar Terrestrial Activity Report, 2017].

Wzrost średniej temperatury Ziemi, sięgający 1,4-5,8°C w obecnym stuleciu, wymaga wielopłaszczyznowych badań oraz wspólnych działań dotyczących szerokiej współpracy międzynarodowej. Rozpoznanie źródeł emisji gazów szklarniowych, zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych, doprowadziło do stwierdzenia, że zmiany te nie pochodzą wyłącznie z wewnętrznych cykli Ziemi. Średni notowany przyrost stężenia CO_2 w ostatnich 50 latach wyniósł 30%, podczas gdy w dziesięcioleciu 2007-2017 – 6% Notowany wzrost jest wynikiem naruszenia równowagi pomiędzy emisją CO_2 a jego pochłanianiem w przyrodzie [Cook i in. 2016].

Równolegle do wzrostu stężenia CO_2 wzrasta również stężenia CH_4, który ze względu na dużą efektywność w zatrzymywaniu promieniowania (25-28 razy większą niż CO_2 w stuletnim bilansie) nawet przy stężeniu w atmosferze ok. 2 ppm wywołuje efekt silnego ocieplania powierzchniowej warstwy Ziemi. Wyznaczony potencjał tworzenia efektu cieplarnianego (GWP, z ang. global warming potential) dla metanu w krótkich przedziałach czasowych wynosi aż 63, podczas gdy dla CO_2 – 1 [Snakin i in. 2017].

Za główne źródła emisji metanu do atmosfery uznaje się górnictwo węgla kamiennego i brunatnego, wydobywanie i wykorzystywanie gazu ziemnego, rolnictwo oraz produkcję zwierzęcą. CH_4 emitowany jest także z obszarów podmokłych i zalanych, jak również ze składowisk odpadów. Wykazano ponadto, że zwiększenie emisji CH_4 do atmosfery spowodowane jest wylesieniem terenu.

Wyliczono, że emisja metanu na świecie wynosi około 503-610 Tg/rok, natomiast jego pochłanianie pozostaje na poziomie 492-577 Tg/rok. Takie niezbilansowanie CH_4 wywołuje od 1800 r. przyrost jego stężenia w troposferze, średnio o 1,0-1,9% rocznie, w porównaniu do

aktualnego poziomu około 1,7 ppm [Etheridge 1996; Joos 2013]. Poziom metanu w atmosferze silnie zależy od promieniowania słonecznego, dlatego jego koncentracja podlega wahaniom dobowym i silnie zależy od zapylenia atmosfery [Harris, Keeling 2010; Solar Terrestrial Activity Report 2017].

Naturalne wydzielanie metanu w różnych środowiskach spowodowane jest przez aktywność metanogenicznych archeonów, których głównym produktem metabolizmu jest metan, a substratami m.in. H_2 i CO_2, mrówczan, octany. Metanogeny należą do bezwzględnych anaerobów, a ich optymalna temperatura funkcjonowania i wzrostu w większości mieści się w zakresie 30-50°C [Garcia i in. 2000; Demirel, Scherer 2008b; Szafranek-Nakonieczna, Stępniewska 2011].

Należy podkreślić, że największy udział w ociepleniu klimatu ma para wodna, której zmienność jednakże nie podlega bezpośrednio wpływom antropogennym. Pośrednim następstwem jednakże podnoszącej się temperatury powierzchni Ziemi jest wzrost parowania wody, wynoszący aż 7% na 1°C w skali globalnej [Petit i in. 1999]. Stwierdzenie następnych bezpośrednich powiązań pomiędzy wzrostem temperatury Ziemi a koncentracją CO_2 i CH_4 spowodowało liczne badania nad emisją tych gazów ze źródeł zarówno naturalnych (obszary podmokłe i zalewowe, gleby), jak i antropogenicznych (składowiska odpadów, linie przesyłowe gazu ziemnego, wykorzystanie paliw). W szczególności poświęcono wiele uwagi mikroorganizmom, aktywnie uczestniczącym w formowaniu metanu (metanogeny) oraz jego utlenianiu (metanotrofy) [Burchard-Dziubińska i in. 2017]. Jednym z obiektów doskonale nadających się do badań emisji gazów z ekosystemów naturalnych okazał się Poleski Park Narodowy.

6.1.4.2. Wykorzystane materiały

Prace na terenie Poleskiego Parku Narodowego, wykonane w ostatnim dwudziestoleciu pod kierunkiem prof. dr hab. Zofii Stępniewskiej początkowo w Instytucie Agrofizyki PAN w Lublinie, obejmowały realizację projektów:

6 PO4 G 02919 pt. „Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle antropogenicznych przekształceń środowiska naturalnego”, realizowanego przez zespół: prof. dr hab. Zofia Stępniewska, prof. dr hab. Jan Gliński, dr Riccardo Bennicelli, mgr Urszula Kotowska, mgr Aneta Ostrowska, mgr Piotr Lewczyński.

Następnie w Katedrze Biochemii i Chemii Środowiska Katolickiego Uniwersytetu Lubelskiego Jana Pawła II (KUL) w ramach projektu:

2994/B/P01/2011/40 pt. „Rola symbiontów metanotroficznych *Sphagnum* sp. w obniżeniu emisji metanu w rejonie Poleskiego Parku Narodowego", realizowanego przez zespół złożony z pracowników Katedry: prof. dr hab. Zofia Stępniewska, dr Artur Banach, dr Katarzyna Banach, dr Agnieszka Wolińska, mgr Agnieszka Wołoszyn, mgr Jakub Ciepielski, mgr Andrzej Górski, oraz dr hab. Danutę Urban z Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie.

Na terenie Poleskiego Parku wykonano ponadto dwa projekty doktorskie:

1 – dr Anny Szafranek-Nakoniecznej **(N 304 102 32/3859)** pt. „Wpływ warunków środowiskowych na aktywność metanogenów i metanotrofów w wybranych złożach torfu Poleskiego Parku Narodowego", promotorski pod kierunkiem dr. hab. Riccardo Paolo Bennicellego;

2 – dr Agnieszki Kuźniar **(2011/01/N/NZ9/06811)** pt. „Potencjał biotechnologiczny układu endofitycznego *Sphagnum* – metanotrofy" – typ Preludium, pod opieką prof. dr hab. Zofii Stępniewskiej.

Zakres wykonanych prac w trakcie realizacji projektów obejmował badania:

1. Emisji gazów (CH_4, N_2O, CO_2):
   – z powierzchni jednostkowej i całkowitej, z jezior naturalnych o różnym stopniu eutrofizacji: Piaseczno – mezotroficzne, Uściwierz – słabo eutroficzne, Rotcze – eutroficzne, Moszne – dystroficzne, w poszczególnych porach roku.
   – ze zbiorników antropogenicznych w różnych porach roku: Szczecin i Nadrybie, utworzonych w wyniku działalności górniczej kopalni Bogdanka,
   – z powierzchni torfowisk: Orłowskich, Uściwierskich, Garbatówka i Łukie oraz znajdujących się w otoczeniu jeziora Moszne,
2. Zawartości biogenów i wartości potencjału oksydoredukcyjnego (Eh) w wodach pobranych z różnej głębokości i odległości od brzegu jezior i zbiorników antropogenicznych.

Stan fizyko-chemiczny różnych typów zbiorników wodnych

Badane zbiorniki wodne można pogrupować pod względem statusu troficznego i wywieranej na nie presji przez przemysł, rolnictwo i masową turystykę. Nadrybie i Szczecin są przykładem obiektów, które powstały na skutek działalności górniczej. Grupa jezior uściwierskich: Uściwierz, Rotcze i Piaseczno, to jeziora o różnym statusie troficznym, dla których zagrożeniem są masowa turystyka i rolnictwo. Jezioro Moszne położone w Poleskim Parku Narodowymi w minimalnym stopniu narażone jest na antropopresję.

Poziom biogenów w wodzie i osadach dennych

Najbardziej zasobne w biogeny były wody i osady denne zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie (tab. 1). Największe stężenia biogenów występowały na ogół w wodach z piezometrów umieszczonych przy tych zbiornikach. Azot amonowy osiągał bardzo wysokie stężenia: w zbiorniku Szczecin około 4,5 mg $N \cdot dm^{-3}$, a w zbiorniku Nadrybie aż 14 mg $N \cdot dm^{-3}$, natomiast stężenia azotanów (V) w wodzie z piezometrów obydwu zbiorników były niższe, poniżej 0,4 mg $N \cdot dm^{-3}$, co należy wiązać z niską zawartością tlenu w tych wodach. Fosforany osiągały 4 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$ w zbiorniku Szczecin, 2 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$ w zbiorniku Nadrybie, a fosfor ogólny odpowiednio 0,9 i 0,7 mg $P \cdot dm^{-3}$. W wodach otwartych obydwu zbiorników stężenia biogenów były znacznie niższe (ryc. 1). Na poziom biogenów miała wpływ wysoka produkcja pierwotna, której skutkiem były duże wartości zawiesiny ogólnej, wysoki poziom węgla organicznego TOC oraz większe wartości pH wody. Różnice odczynu między wodami piezometrycznymi i /powierzchniowymi były znaczne. W zbiorniku Szczecin wartości pH między tymi strefami zmieniały się od 6,7 do 7,7, natomiast w zbiorniku Nadrybie od 6,9 aż do 9,2. Tak wysoki odczyn wód otwartych spowodowany był pobieraniem CO_2 przez glony i hydrolizą powstającego węglanu wapnia. Obfite zakwity glonów w obydwu zbiornikach antropogenicznych wskazują na bardzo silną ich eutrofizację [Wojciechowska, Krupa 2012].

Tab. 1. Zawartość form biogennych [mg dm^{-3}] w zbiornikach Szczecin i Nadrybie (2002)

a) $N\text{-}NO_3$

Zbiornik/pora roku	Wiosna	Lato	Jesień
Szczecin litoral	0	0	0,03
Szczecin środek	0	0	0,06
Szczecin piezometr	0	0	0,04
Nadrybie litoral	0,054	0	0,014
Nadrybie środek	0,087	0,05	0
Nadrybie piezometr	0	1,34	2,31

b) $N\text{-}NO_2$

Zbiornik/pora roku	Wiosna	Lato	Jesień
Szczecin litoral	0,5	0,33	0
Szczecin środek	0,8	1,3	0,84
Szczecin piezometr	1,4	0,33	0,71
Nadrybie litoral	0,7	1,3	0,47
Nadrybie środek	0,9	0,65	0,84
Nadrybie piezometr	0,5	6,41	1,94

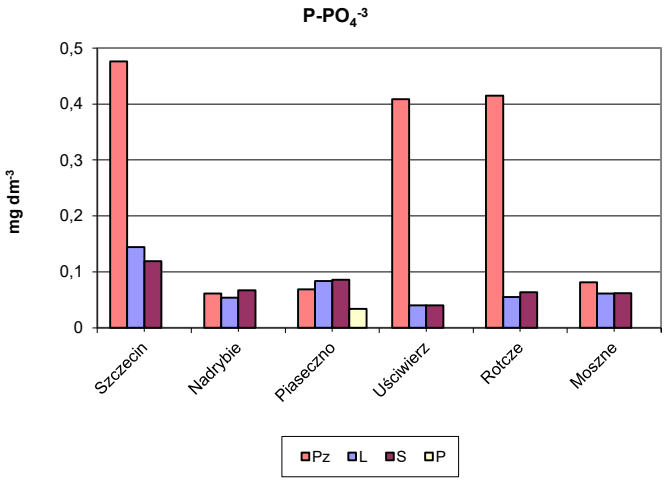
c) $N\text{-}NH_4^+$

Zbiornik/pora roku	Wiosna	Lato	Jesień
Szczecin litoral	0,35	0,17	0
Szczecin środek	0,31	0	0,1
Szczecin piezometr	1,08	0,09	0,13
Nadrybie litoral	0,587	0,21	0
Nadrybie środek	0,55	0,27	0,21
Nadrybie piezometr	0,27	0,59	1,26

d) $P\text{-}PO_4^{3-}$

Zbiornik/pora roku	Wiosna	Lato	Jesień
Szczecin litoral	0,086	0,81	0
Szczecin środek	0,086	0,67	0
Szczecin piezometr	2,15	0,41	0,009
Nadrybie litoral	0,058	0,11	0,25
Nadrybie środek	0,1	0,14	0
Nadrybie piezometr	0,058	0	0,09

W osadach dennych zbiorników Szczecin i Nadrybie zawartość obydwu pierwiastków biogennych – azotu i fosforu – była wysoka. W zbiorniku Szczecin poziom azotu całkowitego wahał się od 19 do 23 g kg^{-1} s.m., a zawartość fosforu całkowitego wynosiła od 2 do 4 g kg^{-1} s.m. W osadach dennych zbiornika Nadrybie stężenie azotu wahało się od 25,5 do 28 g kg^{-1} s.m., a fosforu od 2 do 6 g kg^{-1} s.m. Większe stężenia pierwiastków biogennych występowały w osadach dennych pobranych ze strefy pelagialu obydwu zbiorników niż w pobranych z litoralu (ryc. 1).



Ryc. 1. Skład roztworów w zbiornikach antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz jeziorach Piaseczno, Uściwierz, Rotcze i Moszne (średnie z lat 2000-2002) w strefie: Pz – piezometr, l – litoral, S – sublitoral, P – pelagial

Stężenia biogenów w wodach pobranych z piezometrów umieszczonych w pobliżu jezior Uściwierz i Rotcze były na ogół niższe niż w piezometrach przy zbiornikach antropogenicznych. Jedynie azot amonowy w wodach podziemnych dopływających do tych jezior osiągał znaczne wartości w zakresie od 5,2 do 6 mg $N \cdot dm^{-3}$. W wodach tych notowano niską zawartość tlenu, panowały w nich prawdopodobnie warunki redukcyjne, stąd azot występował głównie w formie amonowej. Stężenia fosforanów – podobnie jak form azotu – były nieco wyższe w wodach pobranych z piezometru jeziora Rotcze, w których wynosiły około 1 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$, natomiast w wodach pobranych z piezometru w pobliżu jeziora Uściwierz zaledwie około 0,5 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$. Poziom fosforu całkowitego w wodach pochodzących z piezometrów obydwu jezior był podobny i wynosił około 0,5 mg $P \cdot dm^{-3}$. W toni wodnej tych jezior związki azotu i fosforu występowały w mniejszych stężeniach niż w wodach z piezometrów. Można przypuszczać, że mniejsze stężenia azotanów (V) i fosforanów, podobnie jak w przypadku zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie, związane są z produkcją pierwotną zachodzącą w strefie otwartych wód (ryc. 1).

W osadach dennych jezior Uściwierz i Rotcze stężenia biogenów były zróżnicowane. Azot ogólny występował w większych ilościach w osadach jeziora Uściwierz, przy czym w strefie litoralu jego udział wynosił około 18 g $N \cdot kg^{-1}$ s.m., a w profundalu – 27 g $N \cdot kg^{-1}$ s.m. W osadach litoralu jeziora Rotcze poziom azotu był bardzo niski – poniżej 0,2 g g $N \cdot kg^{-1}$ s.m., gdy w profundalu osiągał 16 g $N \cdot kg^{-1}$ s.m. Poziom fosforu ogólnego kształtował się w tych jeziorach odmiennie. W osadach jeziora Uściwierz wahał się w granicach od 0,1 mg P kg^{-1} s.m. w litoralu do około 1 mg P kg^{-1} s.m. w profundalu, podczas gdy w jeziorze Rotcze udział fosforu w osadach tych stref był niemal wyrównany na poziomie około 2 mg P kg^{-1} s.m. (ryc. 1).

Stężenie azotanów(V) wód pobranych z piezometrów jesienią 2000 r. było największe w przypadku jezior Rotcze i Moszne (1,32 oraz 0,53 mg d cm^{-3}). W jeziorze Piaseczno największe stężenia azotanów(V) (0,72 i 0,43 mg dcm^{-3}) odnotowano w litoralu i w środkowych obszarach jeziora. Stężenia azotanów(V) w wodach jezior wyraźnie spadało w okresie letnim i ponownie wzrastało w okresie jesiennym.

Stężenie azotanów(III) w wodach pobranych z piezometrów było największe jesienią 2000 r. w jeziorach Uściwierz i Rotcze (1,08 i 0,81 mg dm^{-3}). W litoralu i środkowych obszarach jezior Rotcze i Uściwierz odnotowane wartości azotanów(III) kształtowały się na poziomie 0,52 mg dcm^{-3}, natomiast w pozostałych jeziorach stężenie azotanów(III) było poniżej progu detekcji. Obecność azotanów(III) w wodach pobranych w następnych terminach w okresie letnim wynosiła 0,22-0,54 mg dcm^{-3}, wzrastając do 1,57 mg dcm^{-3} jesienią 2001 r.

Stężenie form amonowych było największe w okresie wiosennym, dochodząc do poziomu 1,32 mg dcm^{-3} w wodach pobranych z piezometru w pobliżu jeziora Rotcze oraz 1,02 mg dcm^{-3} przy jeziorze Piaseczno, podczas gdy w pozostałych wodach utrzymywało się w przedziale 0,31-0,39 mg dcm^{-3}. W okresie jesiennym stężenie form amonowych zdecydowanie obniżało się i osiągało poziom 0,01-0,21 mg dcm^{-3}.

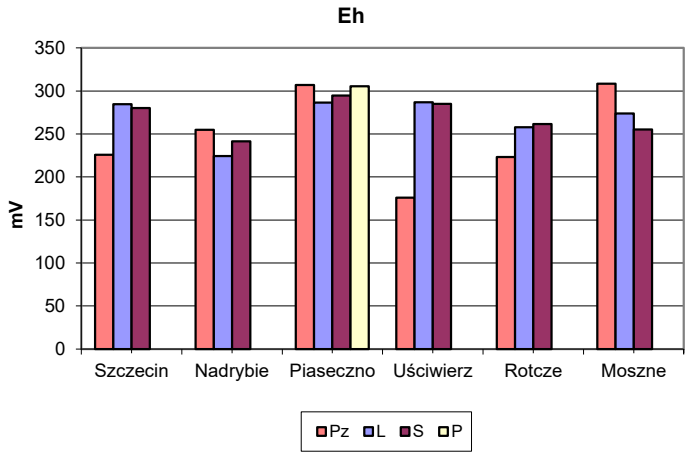
Stężenie fosforanów w wodach podobnie jak form amonowych było największe w okresie wiosennym, dochodząc do 0,129 mg $P\text{-}PO_4^{-3}$ dm^{-3} w wodach pobranych z piezometru, litoralu i pelagialu jeziora Piaseczno oraz w wodach z piezometru jeziora Uściwierz. W okresie lata i jesieni notowane stężenia były wyraźnie niższe i pozostawały na poziomie 0,01-0,06 mg P dcm^{-3} z wyjątkiem roztworów z piezometru jeziora Moszne, gdzie stężenie fosforanów pozostawało na poziomie 0,26 mg dm^{-3}.

Poziom pierwiastków biogennych w jeziorze Piaseczno, zarówno w wodach piezometrycznych, jak i w toni wodnej, był najniższy spośród badanych zbiorników. Podobnie jak w przypadku pozostałych jezior i zbiorników antropogenicznych, stężenia biogenów były większe w wodach piezometrycznych niż w toni wodnej. Największe stężenia przyjmował azot amonowy, osiągający ponad 1 mg N dm^{-3}, co było skutkiem niedotlenienia wód podziemnych i dominowania warunków redukcyjnych w tej strefie. Stosunkowo wysokie stężenia – około 0,6 mg P dm^{-3} – przyjmował również fosfor całkowity. Azotany(V) i fosforany osiągały w wodzie piezometrycznej mniejsze stężenia. W toni wodnej jeziora Piaseczno stężenia związków biogennych wyraźnie spadały i osiągały wartości poniżej 0,3 mg N dm^{-3} azotanów(V) oraz poniżej 0,1 mg dm^{-3} w przypadku fosforanów. W osadach dennych jeziora Piaseczno stężenia pierwiastków biogennych wykazywały wyraźne zróżnicowanie strefowe. Zarówno azot, jak i fosfor osiągały wzrastające stężenia od litoralu do profundalu. Stężenie azotu całkowitego zmieniało się w zakresie od 0 do 18 g N kg^{-1} s.m., a fosforu od 0,2 do około 1,5 mg P kg^{-1} s.m. (ryc. 1a, b). Podsumowując trzyletnie badania wód i osadów dennych badanych naturalnych jezior i utworzonych zbiorników można stwierdzić, że określane właściwości chemiczne wskazują na szczególnie niski stopień eutrofizacji wód jeziora Piaseczno. Do takich należy zawartość fosforanów, osiągająca w wodzie tego jeziora najniższe stężenia spośród badanych obiektów, a także wyjątkowo niskie zapotrzebowanie na tlen (ChZT, BZT) oraz poziom węgla organicznego (TOC). Stosunkowo niski poziom związków biogennych w wodach pobranych z piezometrów wskazuje na ograniczony ich dopływ do jeziora drogą zasilania podziemnego. Można zatem przypuszczać, że fosfor w wodach podziemnych zlewni jeziora Piaseczno pochodzi ze źródeł antropogenicznych, takich jak sezonowe turystyczne wykorzystanie terenu [Radwan, Stępień, Bojar, Koproń 1998]. W wodach

jeziora Moszne, zarówno w pobranych z piezometrów, jak i powierzchniowych, największe stężenia osiągał azot amonowy. W wodach z piezometru wartość średniego stężenia wynosiła 2 mg N dm^{-3}, natomiast w toni jeziornej – 0,5 mg N dm^{-3}. Zawartość azotanów (V) była nieco większa w wodach z piezometru w porównaniu do wód jeziornych, natomiast stężenie fosforanów przeważało w toni jeziornej, co może świadczyć o ich uwalnianiu się z osadów dennych lub też innej drodze zasilania niż spływ gruntowy. Stężenia azotanów, fosforanów i fosforu całkowitego w wodach z piezometru i toni jeziornej wahały się od 0 do 0,2 mg dm^{-3} (ryc. 1). W osadach dennych tego jeziora poziom biogenów w litoralu i pelagialu był podobny. Udział azotu całkowitego wynosił w obydwu strefach około 33 g N kg^{-1} s.m., natomiast fosforu – 7 mg P kg^{-1} s.m. (ryc. 1).

Stan oksydoredukcyjny badanych zbiorników

Potencjał oksydoredukcyjny w strefie przybrzeżnej zbiorników antropogenicznych pozostawał w zakresie wartości ujemnych. W wodach obu tych zbiorników Eh notowane w okresie wyjściowym (jesień 2000 r.) było porównywalne i pozostawało na poziomie ok. 200 mV. W zbiorniku Szczecin było niższe w okresie lata i jesieni 2001 r., dochodząc do wartości 100 mV. Wartości średnie wyznaczone w całym okresie pomiarowym pozostawały w zakresie 220-270 mV w zbiorniku Szczecin, natomiast w zbiorniku Nadrybie występowało wyższe Eh w strefie przybrzeżnej, pozostając jednakże poniżej 250 mV. Wśród badanych jezior Piaseczno odznaczało się szczególnie wysokimi wartościami Eh we wszystkich badanych strefach, nie wykazując jednocześnie zróżnicowania między strefami i pozostawało na poziomie ok. 300 mV. Wartości takie odpowiadają stanom aerobiozy, gdzie głównym akceptorem elektronów w reakcjach redoks jest tlen cząsteczkowy (ryc. 2).



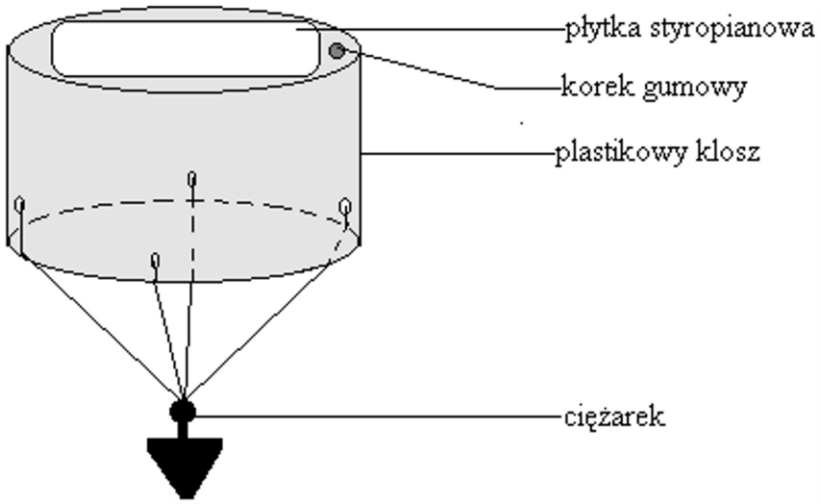
Ryc. 2. Potencjał oksydoredukcyjny (Eh) w zbiornikach antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz jeziorach Piaseczno, Uściwierz, Rotcze i Moszne (Pz – piezometr; L – litoral; S – sublitoral; P – pelagial)

Rozkład Eh w strefach jeziora Uściwierz przypomina zbiornik antropogeniczny Szczecin, przy czym w piezometrach, zainstalowanych w pobliżu jeziora Uściwierz, umieszczone elektrody platynowe wykazały nawet niższe Eh niż w pobliżu zbiornika Szczecin. Jezioro Rotcze we wszystkich badanych strefach pozostaje w zakresie słabego zredukowania, wykazując Eh < 300 mV, podobnie jak jezioro Moszne, przy którym jedynie w piezometrach wartość średnia Eh przekroczyła 300 mV. Wartości Eh mierzone na głębokości zaledwie 1 cm przy kloszu stojącym były ujemne, co świadczy o korzystnych warunkach do przebiegu metanogenezy w tym zbiorniku.

Emisja gazów z powierzchni zbiorników depresyjnych i jezior

W okresie od października 2000 do października 2002 r. wykonano trzykrotnie w każdym roku pomiary gazów emitowanych z wytypowanych jezior i zbiorników antropogenicznych przy użyciu odpowiednio skonstruowanych kloszy. Klosze pływające zanurzano i wypełniano wodą, a następnie odwracano pod powierzchnią wody tak, żeby nie znalazło się w nich powietrze atmosferyczne. W ten sposób gaz emitowany z wód w całości zgromadzony był pod kloszem, gaz ten zbierano strzykawką przez zamontowany gumowy korek w określonych odstępach czasowych. Stabilność klosza umiejscowionego na toni wodnej uzyskano przez obciążenie go odpowiednim ciężarkiem, przymocowanym podczepionymi linkami. Na zewnętrznej stronie klosza umieszczono styropianowy pasek, zwiększający wyporność (ryc. 3).

Emisję gazów oznaczano w strefie pobrzeży, litoralu, sublitoralu oraz pelagialu badanych zbiorników i jezior. Okresowo pobierano zgromadzone gazy z kloszy stojących na brzegu zbiornika lub pływających, umiejscowionych w różnych strefach zbiorników.



Ryc. 3. Schemat klosza pływającego (wykonał P. Lewczyński)

Fot. 1. Klosz pływający umiejscowiony na zbiorniku depresyjnym (fot. R. Bennicelli)

W strefie pobrzeża badanych zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz w jeziorach Moszne, Uściwierz, Rotcze i Piaseczno w składzie analizowanych gazów szczególną zmienność sezonową wykazywał metan. Jego stężenie na pobrzeżu zbiornika Szczecin (w czasie pierwszych 30 minut pomiarów) wahało się od 8,28 ppm (jesień) do 267 ppm (wiosna), a na pobrzeżu zbiornika Nadrybie od 29,3 ppm (jesień) do 106,4 ppm (wiosna) (tab. 1a i b). Na pobrzeżach jezior Moszne i Piaseczno (po 30 minutach) stężenie metanu mieściło się odpowiednio w zakresie 14,25-175 oraz 2,82-14,16 ppm. Najwyższe stężenia metanu odnotowano latem (tab. 1c i d).

W badanych zbiornikach zapadliskowych bardzo różnie zaznaczała się strefowość emitowanych gazów. W zbiorniku Szczecin kształtowała się bardzo duża zmienność strefowa w poziomie emitowanego metanu, osiągająca wielokrotnie większą powierzchniową emisję w strefie pobrzeża i litoralu, podczas gdy w zbiorniku Nadrybie występował wyrównany poziom emitowanego metanu we wszystkich strefach. Przewyższał on czterokrotnie poziom metanu emitowanego ze strefy pelagicznej zbiornika Szczecin.

Tab. 1. Stężenie metanu (w ppm) w próbach pobranych z kloszy stojących na glebie na pobrzeżu zbiorników i jezior, w różnych porach 2002 r., po upływie 30, 60 i 90 minut

a) Szczecin

Czas (minuty)	Wiosna	Lato	Jesień
30	267	76,98	8,28
60	467,8	108,28	14,8
90	-	116,12	19,4

b) Nadrybie

Czas (minuty)	Wiosna	Lato	Jesień
30	106,4	91,55	29,3
60	151,4	47,07	34,3
90	-	42,95	48,3

c) Moszne

Czas (minuty)	Wiosna	Lato	Jesień
30	14,25	175	38,49
60	33,45	146,7	44,89
90	28,84	209,04	48,51

d) Piaseczno

Czas (minuty)	Wiosna	Lato	Jesień
30	2,82	14,16	2,93
60	4,47	38,72	3,33
90	-	35,95	3,51

Prawie we wszystkich badanych zbiornikach wodnych w strefie pobrzeży obserwowano wzrost stężenia metanu w czasie (podczas 1 godz. obserwacji). Świadczyć to mogło o postępującej emisji CH_4, której tempo przeważało nad fotochemicznymi reakcjami rozkładu i utleniania metanu. Jedynie w próbkach pobranych z pobrzeża zbiornika Nadrybie obserwowano spadek stężenia CH_4 w czasie w okresie lata i jesieni.

Stężenie metanu w sposób bezpośredni zależało od pór roku, wykazując najwyższe wartości latem i zdecydowanie niższe wiosną i jesienią (tab. 2). Wzrost temperatury w okresie wegetacyjnym wpływał na szybki rozwój amfifitów, tworzących zbiorowiska roślinności błotnej i bagiennej w strefie pobrzeża i sprawiał, że dobrze wykształcony w nich system korzeniowy wpływał znacząco na wewnętrzne „przewietrzanie" roślin i podłoża, umożliwiając wydostawanie się na zewnątrz znacznych ilości metanu. Jesienią emisja metanu w strefie pobrzeża malała, co może być związane ze stopniowym obumieraniem roślinności naczyniowej oraz spadkiem wilgotności po okresie lata i polepszeniem warunków aeracyjnych gleby.

W strefie pobrzeża mezotroficznego jeziora Piaseczno emisja metanu (po 30 minutach) była wyraźnie niższa niż w pobrzeżu jeziora Moszne, jego stężenie wynosiło 2,82 ppm w okresie wiosennym i 2,93 ppm jesienią, podczas gdy latem sięgało 33,45 ppm. Emisja metanu na pobrzeżach eutroficznych jezior Uściwierz i Rotcze stanowiła odpowiednio ok. 50 i 25% emisji odnotowanej z pobrzeża jeziora Moszne.

Tab. 2. Skład gazów [%] emitowanych z powierzchni jezior i zbiorników w różnych porach roku (2000-2002)

	CO_2			O_2			N_2			CH_4	
Nazwa	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato
Moszne											
pobrzeże	0,06	0,09	0,06	20,9	20,7	20,8	79,1	79,3	79,2	0	0
litoral	1,22	7,36	0	6,78	0,71	0	33,6	27,6	0	59,9	67,6
sublitoral	0,68	0	0,18	17,8	0	20,3	67,1	0	79,7	15,8	0
pelagial	0	1,4	0	0	8,36	0	0	46,7	0	0	46,5
Rotcze											
pobrzeże	0,05	0,09	0,06	20,9	20,7	20,5	79,1	79,3	79,5	0	0
litoral	0,02	0	0	20,9	0	0	79,1	0	0	10324	0
sublitoral	0	0	0,13	0	0	19,9	0	0	79	0	0
pelagial	0	0	0,06	0	0	20,4	0	0	79,5	0	0
Uściwierz											
pobrzeże	0,05	0,13	0,05	20,9	20,4	20,5	79,1	79,6	79,5	0	0
litoral	1	0	0	10,3	0	0	55,2	0	0	36,25	0
sublitoral	0	0,61	0	18,1	0	0	77,3	0	0	5,02	0
pelagial	0	3,25	0	14,3	0	0	78,9	0	0	7,69	0
Piaseczno											
pobrzeże	0,05	0,09	0,05	20,9	20,7	20,5	79,1	79,3	79,5	0	0
litoral	0,2	0	0	18,8	0	0	78,2	0	0	2,82	0
pelagial	0	0	0,22	0	0	19,8	0	0	80,2	0	0
Szczecin											
pobrzeże	0,09	0,1	0,07	20,8	20,4	20,5	79,2	79,6	79,5	0	0
litoral	0,45	8,04	0	5,89	1,02	0	46,1	28	0	35,55	67,2
sublitoral	1,21	0,24	0	14	15,7	0	51,3	62,9	0	49,08	23,1
pelagial	0,3	4,02	0	21	4,12	0	73,3	93,1	0	6,61	4,79
Nadrybie											
pobrzeże	0,08	0,11	0,06	20,8	20,4	20,5	79,2	79,7	79,5	0	0
litoral	1,03	1,31	0	15,8	4,44	0	82,8	31,3	0	1,78	64,3
sublitoral	0,58	0,96	0	19,2	20,3	0	46,4	59,4	0	35,73	11,3
pelagial	0	0,15	0	0	28,1	0		60,7	0	0	20,4

Sezonowe zróżnicowanie emisji metanu z pobrzeża poszczególnych jezior wynikało przede wszystkim ze zróżnicowanej zasobności podłoża. W przypadku eutroficznego jeziora Moszne podłożem była spleja, w której panują warunki anaerobowe. W przypadku jeziora Piaseczno prawie cały teren pobrzeża przylegający do jeziora stanowiła piaszczysta, dobrze natleniona strefa.

Analiza prób gazowych pobranych w strefie pobrzeża zbiorników Szczecin i Nadrybie wskazuje na szczególnie intensywne zapotrzebowanie na tym obszarze na tlen. Przejawiało się to spadkiem stężenia O_2, z poziomu atmosferycznego do 5,89-15,8%, po upływie 30 minut w okresie letnim i wiosennym. Zużycie tlenu powodowane było wzmożonym oddychaniem, czego przejawem był wzrost stężenia CO_2 nawet do 8,04% (tab. 2).

Porównując emisję CH_4 z pobrzeża zbiorników wodnych, szczególnie wysoką stwierdzono w przypadku zbiorników depresyjnych (Szczecin, Nadrybie). W okresie lata w zbiornikach tych w strefie tej przewyższa wielokrotnie emisję z otoczenia jezior Rotcze i Piaseczno, zbliżona jest zaś do emisji metanu określonej w strefie pobrzeża jezior Moszne i Uściwierz (tab. 5).

Tab. 3. Emisja metanu w strefie pobrzeża zbiorników i jezior w różnych porach roku [t/ha/rok], dane z kloszy stojących

Zbiornik	Wiosna	Lato	Jesień
Szczecin	19,54	5,63	0,64
Nadrybie	7,79	6,70	2,14
Moszne	1,04	12,81	2,82
Uściwierz	0,58	5,75	1,29
Rotcze	0,30	2,78	0,75
Piaseczno	0,21	1,04	0,21

Stężenie metanu w mieszaninie gazów emitowanych z toni wodnej jezior i zbiorników zapadliskowych było wielokrotnie większe niż w strefie ich pobrzeży. Świadczy to o bardzo wydajnej emisji metanu ze strefy otwartych wód, kiedy to jego stężenie po upływie 30 i 60 minut osiągało nawet kilkadziesiąt procent zawartości w mieszaninie gazów (tab. 4). Skład gazów emitowanych z jezior i zbiorników zapadliskowych zamieszczono na rycinie 4. W badanych zbiornikach i jeziorach obserwuje się także wyraźne strefowe zróżnicowanie emisji gazów w transekcie litoral – sublitoral – pelagial. Największe stężenia metanu notowano latem, w strefie litoralu, w zbiorniku Szczecin 67,24%, natomiast w zbiorniku Nadrybie 64,09%. Najmniejsze stężenia emitowanego metanu w tej strefie notowano wiosną ze zbiornika Nadrybie i kształtowało się ono na poziomie 3,55%, a ze zbiornika Szczecin także wiosną, gdzie wynosiło ono 6,6%. W głębokim jeziorze Piaseczno stężenie metanu wiosną było nieco wyższe w litoralu po 30 minutach, a latem większe wartości osiągało w strefie sublitoralu po 90 minutach.

Tab. 4. Stężenie metanu [%] w próbach pobranych z kloszy pływających w strefie: litoral, sublitoral i pelagial zbiorników, w różnych porach roku, po upływie 30, 60, 90 i 120 minut, oraz objętość wyemitowanych gazów [dm^3]

a) Szczecin

Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
litoral 30	35,55	0,04	67,24	0,03	-	0
sublitoral 30	49,08	0,06	23,1	0,02	-	0
sublitoral 90	-	0	-	0	7,01	0,002
pelagial 30	6,47	0,02	4,78	0,01	-	0
pelagial 90	-	0	-	0,	5,78	0,002

b) Nadrybie

Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
litoral 30	3,55	0,06	64,09	0,07	-	0
litoral 120	32,2	0,04	-	0	-	0
sublitoral 30	35,73	0,02	11,56	0,0035	-	0
sublitoral 60	24,94	0,04	-	0	-	0
sublitoral 120	22,2	0,02	-	0	14,29	0,007
pelagial 30	-	0	21,26	0,01	-	0
pelagial 90	-	0	-	0	5,92	0,0015

c) Moszne

Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
litoral 30	59,9	0,020	67,63	0,027	0	0
litoral 60	0	0	37,73	0,010	0	0
litoral 90	49,09	0,060	0	0	0	0
sublitoral 60	15,8	0,010	0	0	0,3	0,001
sublitoral 90	0	0	16,43	0,0045	0	0
pelagial 30	0	0	46,5	0,034	0	0
pelagial 60	4,12	0,020	0	0	0	0
pelagial 90	0	0	20,17	0,060	0	0

d) Piaseczno

Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
litoral 30	2,82	0,020	0	0	0	0
litoral 90	0	0	0,29	0,0015	0	0
sublitoral 120	0	0	0	0	0,0013	0,005

Emisja metanu ze zbiorników zapadliskowych Szczecin i Nadrybie była szczególnie wysoka i dość wyraźnie zróżnicowana – zwłaszcza w przypadku zbiornika Nadrybie. Świadczyć to może o wczesnym stadium sukcesji ekologicznej w tych zbiornikach i braku homeostazy.

W badanych jeziorach największe stężenie metanu i ditlenku węgla wystąpiło w strefie litoralu jeziora Moszne, których średnie wartości wyliczone dla wszystkich okresów pomiarowych wynosiły odpowiednio 52 i 4%. Również w wydzielanych z tego jeziora gazach średnia zawartość tlenu w strefie litoralu osiągała poziom 8%, podczas gdy w innych jeziorach przekraczała 12%, a w przypadku jezior Rotcze i Piaseczno nawet 15%. We wszystkich jeziorach procentowa zawartość azotu i tlenu w emitowanych gazach wzrastała wraz z przybliżaniem się do strefy pelagialu (tab. 4).

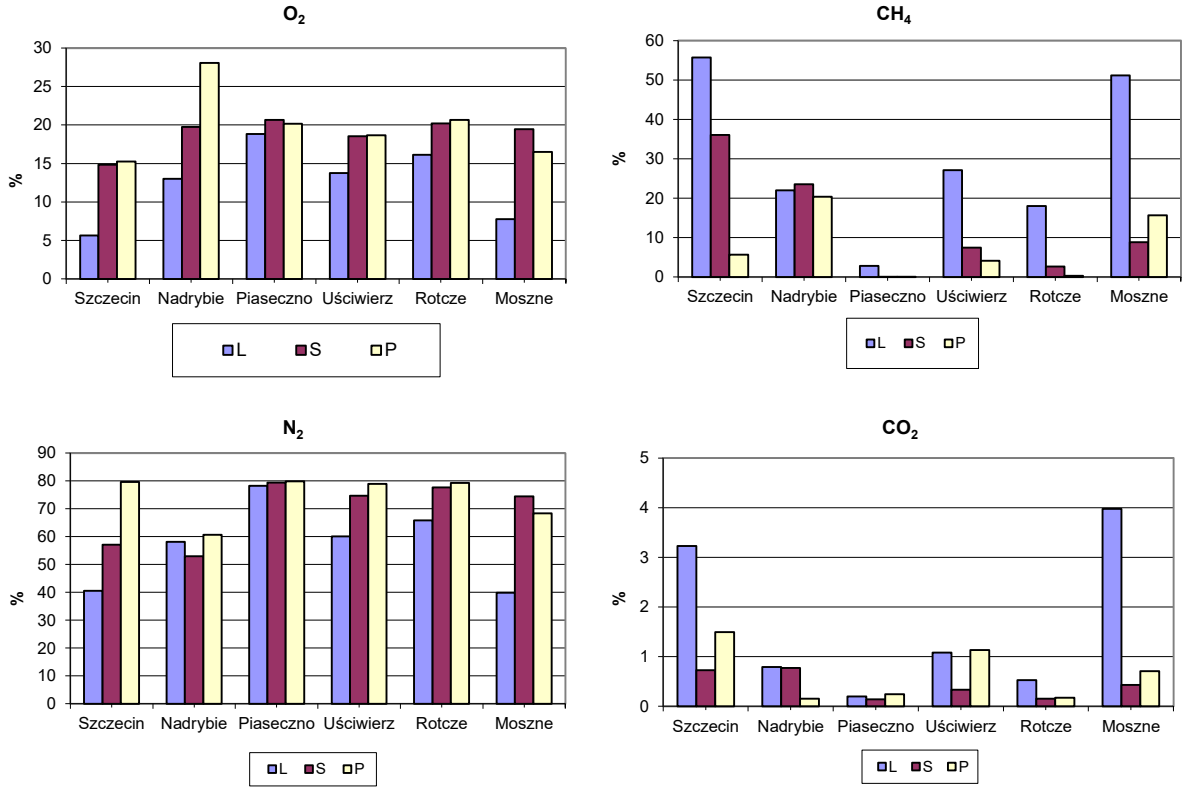
W poszczególnych jeziorach zapotrzebowanie na tlen było bardzo różne. Szczególnie wysokie występowało w jeziorze Moszne, gdzie w strefie litoralu, już po upływie 30 minut od zanurzenia komory, stężenie tlenu spadło do 0,74%. W tym samym czasie, na tym jeziorze w strefie sublitoralu, stężenie tlenu wynosiło 17,78%, a w strefie pelagialu 8,36%.

Znacznie mniejsze zapotrzebowanie na tlen występowało w jeziorze Uściwierz, w którym w okresie letnim w strefie litoralu stężenie tlenu spadało po 30 minutach do 10,29 i 14,3%. W pozostałych jeziorach (Rotcze i Piaseczno) zapotrzebowanie na tlen było zdecydowanie najmniejsze, notowane stężenie po 30 minutach ekspozycji pozostawało odpowiednio na poziomie 19,29 i 20,69% O_2.

Obecność ditlenku węgla w badanych jeziorach korespondowała z ubytkiem tlenu i była najwyższa w jeziorze Moszne, gdyż po 30 minutach ekspozycji zawartość CO_2 wynosiła 7,36%. W jeziorze Uściwierz zawartość CO_2 była nieco niższa i wynosiła 2,77%. W jeziorach Rotcze i Piaseczno stężenie CO_2 w emitowanych gazach było zdecydowanie najniższe i nie przekroczyło 1%.

Gazy emitowane ze zbiorników zapadliskowych oraz jezior znacznie różniły się składem ilościowym. Dominujący udział wykazywał azot, którego stężenie zmieniało się

w zakresie 40-80%, znacznie mniej było tlenu (6-28%). Obecność ditlenku węgla pozostawała na poziomie 0-4%, natomiast w sposób niezwykle dynamiczny zmieniała się zawartość metanu, którego stężenie przekraczało nawet 60% objętościowych w składzie emitowanych gazów (ryc. 4). Zjawisko to występowało we wszystkich zbiornikach wodnych, a szczególnie w strefie litoralnej zbiornika zapadliskowego Szczecin oraz w jeziorze Moszne.



Ryc. 4. Skład gazów emitowanych ze zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz jezior Piaseczno, Uściwierz, Rotcze i Moszne, w strefie L – litoral, S – sublitoral, P – pelagial

W miarę oddalania się od brzegu jezior i zbiorników malała w składzie gazów zarówno zawartość metanu, jak i ditlenku węgla, a wzrastała zawartość tlenu i azotu w emitowanych gazach. Wyjątek stanowiło jezioro Piaseczno, gdzie zawartość azotu i tlenu była zbliżona do składu tych gazów w powietrzu atmosferycznym, stanowiąc odpowiednio 80% N_2 i 20% O_2, przy nieprzekraczającym 2% stężeniu CO_2 i CH_4.

Przeprowadzone badania wykazały wyraźną zmienność sezonową w składzie emitowanych do atmosfery gazów. Szczególnie znaczną emisją metanu charakteryzowały się zbiorniki Szczecin i Nadrybie, powstałe w obrębie działania kopalni „Bogdanka", oraz troficzne jezioro Moszne (tab. 5).

Badane jeziora charakteryzowały się bardzo zróżnicowaną emisją metanu. Generalnie emisja tego gazu z powierzchni jezior Piaseczno i Rotcze była zdecydowanie mniejsza niż

z jezior Uściwierz i Moszne. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno największa wartość wynosiła 1,233 $t \cdot CH_4\ ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, co odpowiadało najmniejszym wartościom otrzymanym w przypadku jeziora Moszne.

Największą emisję z powierzchni jezior obserwowano latem, od 0,001 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ w pelagialu mezotroficznego jeziora Piaseczno do 91,07 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ w zbiorniku Nadrybie w strefie litoralu. W okresie jesiennym najmniejszą emisję dochodzącą do 0,79 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ notowano w strefie litoralu zbiornika Nadrybie.

Tab. 5. Emisja metanu z powierzchni zbiorników w różnych porach roku [t/ha/rok], dane z kloszy pływających

Zbiornik	Strefa	Wiosna	Lato	Jesień
Nadrybie	litoral	4,66	91,07	0,79
	sublitoral	15,62	0,88	0,065
	pelagial	-	4,65	-
Szczecin	litoral	31,08	29,4	-
	sublitoral	64,37	10,1	0,1
	pelagial	2,83	1,04	0,08
Moszne	litoral	26,191	39,921	0
	sublitoral	1,727	0,539	0,0033
	pelagial	0,901	34,564	0
Uściwierz	litoral	15,253	22,718	0,0023
	sublitoral	1,116	1,975	0,0015
	pelagial	0,544	26,212	0
Rotcze	litoral	0,974	0,868	0,0008
	sublitoral	0,573	0,570	0
	pelagial	0,413	0,252	0
Piaseczno	brzeg	1,233	0,0032	0
	litoral	0,0	0,003	0
	środek	0,0	0,001	0,00005

W jeziorze Moszne największe stężenie metanu notowano w okresie letnim. W litoralu po upływie 30 minut osiągało 67,63%, a po 60 minutach jego wartość spadła już do 37,73%. W gazach uwalnianych w strefie pelagialu tego jeziora po 30 minutach stwierdzono 46,5% metanu, a po 90 minutach jego stężenie spadło do 20,17%. Wiosną stężenie metanu w próbach pobranych z jeziora Moszne było mniejsze. Największą wartość osiągnęło podobnie jak w lecie na litoralu po 30 minutach (59,9%). Wraz ze wzrostem odległości od brzegu stężenie metanu

w próbach malało. Najmniejsze stężenie metanu w próbach pobranych z jezior Moszne i Uściwierz zanotowano jesienią i nie przekraczało ono 0,3%.

W próbach pobranych z jezior Piaseczno i Rotcze najmniejszą wartość również otrzymano w okresie jesiennym (poniżej 0,0015%). Latem stężenie metanu w tych zbiornikach było większe i dochodziło do 0,3%, a wiosną osiągnęło największą wartość równą 2,82%.

Emisja metanu przeliczona na jednostkę powierzchni badanych jezior była bardzo zróżnicowana. Wyniki z j. Moszne mieściły się w przedziale od 0,0033 do 39,921 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, podczas gdy z j. Piaseczno od 0,00005 do 1,233 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. Emisja z powierzchni jezior Uściwierz i Rotcze pozostawała na poziomie około 50 i 25% wyznaczonych dla jeziora Moszne. Wyższa emisja z jeziora Moszne wynika z jego charakteru. Słabo natleniona woda i gruba warstwa osadów dennych bogatych w związki organiczne w tym płytkim zbiorniku jest doskonałym środowiskiem dla metanogenezy. Zupełnie inne warunki panują w jeziorach Piaseczno i Rotcze, gdzie zgromadzonych jest stosunkowo mało osadów dennych, a przejrzysta woda pozwala na dobre, równomierne natlenienie wszystkich warstw termicznych.

Z jeziora Moszne największą emisję metanu odnotowano w okresie letnim na brzegu, a najmniejszą jesienią w strefie litoralu, również z jeziora Piaseczno najmniej metanu zostało wyemitowanego w okresie jesiennym w strefie litoralu, ale największe wartości otrzymano nie w lecie, lecz wiosną przy brzegu jeziora.

Emisja metanu z całkowitej powierzchni jezior i zbiorników podkreśla zróżnicowane oddziaływanie na środowisko zbiorników wodnych, gdyż zawiera się ona w szerokim przedziale i w okresie lata wynosi od 0,27 $t \cdot rok^{-1}$ z jeziora Piaseczno, poprzez 26 $t \cdot rok^{-1}$ z jeziora Rotcze do 573 $t \cdot rok^{-1}$ ze zbiornika Nadrybie i 1351 $t \cdot rok^{-1}$ ze zbiornika Szczecin. Największe ilości metanu wprowadza do atmosfery emisja z jeziora Uściwierz, gdyż ze względu na dużą powierzchnię (ponad 256 ha) wynosi ona latem 4349 $t \cdot rok^{-1}$ (tab. 6).

Tab. 6. Emisja całkowita metanu z powierzchni zbiorników i jezior [t/rok], dane z kloszy pływających

Zbiornik	Wiosna	Lato	Jesień
Nadrybie (40 ha)	180,5	573,16	7,61
Szczecin (100 ha)	3276	1351,3	9,0
Moszne (17,6 ha)	168,1	437,64	0,058
Piaseczno (83,2 ha)	104,4	0,27	0,0042
Rotcze (45,8 ha)	29,92	25,80	0,03664
Uściwierz (256,3 ha)	1443,24	4348,98	0,48697

Przeprowadzone badania w rejonie Poleskiego Parku Narodowego potwierdziły znaczącą emisję metanu z obszarów zalanych wynoszącą od 0,0033 do 39,921 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. W budżecie światowym emisje z obszarów zalanych stanowią 185 mln ton, przy całkowitej emisji ze wszystkich źródeł wynoszącej 736 mln ton CH_4 [Saunois i in. 2016]. Wykazano, że jest ona szczególnie wysoka ze zbiorników pozostających we wczesnym stadium sukcesji ekologicznej. Na wartość emisji w sposób istotny wpływa temperatura i stan troficzny zbiorników, które mogą wielokrotnie powiększyć emisję metanu, notowaną na naturalnych jeziorach oligotroficznych. Na wysoką emisję metanu, tworzonego w strefie przydennej zbiorników, ma wpływ również jego bardzo mała rozpuszczalność w wodzie, wynosząca w temperaturze 20°C zaledwie 23 $mg \cdot dm^{-3}$, podczas gdy w tej temp. rozpuszczalność CO_2 wynosi 810 $mg \cdot dm^{-3}$ [Gliński, Stępniewski 2018].

Piśmiennictwo

1. Bello D. 2009. Global Warming Reverses Long-Term Arctic Cooling. Scientific American. Retrieved 19 May 2011.
2. Blasing T.J. 1985. Background: Carbon cycle, climate, and vegetation responses, pp. 9-22 [In:] Characterization of Information Requirements for Studies of CO_2 Effects: Water Resources, Agriculture, Fisheries, Forests and Human Health, M.R. White, Ed., DOE/ER-236, U.S. Department of Energy, Washington, D.C.
3. Burchard-Dziubińska i in. 2017. Gospodarka niskoemisyjna. Texterbooks, Warszawa, e-book: 978-83-7790-494-7, 1-110.
4. Cook J., Oreskes N., Doran P.N., Anderegg W.R., Verheggen B., Malbach E.W., Carlton J.S., Kewandowsky S., Skuce A.G. 2016. Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human-caused global Warming. Environmental Res. Letters, 11, 4.
5. Demirel B., Scherer P. 2008a. Production of methane from sugar beet silage without manure addition by a single-stage anaerobic digestion process, Biomass And Bioenergy, 32, 203-209.
6. Demirel B., Scherer P. 2008b. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. Rev. Environ. Sci. Biotechnol., 7, 173-190.
7. Dlugokencky E.J., Bruhwiler L., White J.W.C. 2009. Observational constraints on recent increases in the atmospheric CH_4. Geophysical Research letters 36. DOE Joint Genome Institute.

8. Etheridge D.M., Steele L.P., Langenfelds R.L., Francey R.J., Barnola J.M., Morgan V.I. 1996. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO_2 over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. J. Geophys. Res. Atmos., 4115-4128.
9. Gammon R.H., Sundquist E.T., Fraser P.J. 1985. History of carbon dioxide in the atmosphere, pp. 25-62. [In:] Atmospheric Carbon Dioxide and the Global Carbon Cycle, J.R. Trabalka, Ed. DOE/ER-239. U.S. Department of Energy, Washington, D.C.
10. Garcia J.L., Patel B., Patel B.K.C. 2000 Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. Anaerobe, 6, 205-226.
11. Gliński J., Stępniewski W., 2018. Soil aeration and its role fore plants. CRC Press Inc. Boca Raton, Floryda, USA.
12. Harris D.C. 2010. Charles David Keeling and the Story of Atmospheric CO_2 Measurements. Anal. Chem., 82 (19), 7865-7870, using data from Lüthi D.; Le Floch M.; Bereiter B.; Blunier T.; Barnola J.-M.; Siegenthaler U.; Raynaud D.; Jouzel J.; Fischer H.; Kawamura K.; Stocker T.F. Nature 2008, 453, 379-382.
13. Hartmann D.L., Tank A.G.K., Rusticucci M. Observation: Atmosphere and surface, IPCC, 2, 161-218.
14. IPCC 2013. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker T.F., D. Qin, G.-K. Plattner ,M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
15. Joos F. et al. 2013. Carbon dioxide and climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics: A multi-model analysis. Atmos. Chem. Phys., 13, 2793-2825.
16. Mitchell J.F.B. 1989. The „greenhouse" effect and climate change. Reviews of Geophysics, 27 (1), 115-139
17. Petit J.R., J. Jouzel, D. Raynaud, N.I. Barkov, J.-M. Barnola, I. Basile, M. Bender, J. Chappellaz, M. Davis, G. Delaygue, M. Delmotte, V.M. Kotlyakov, M. Legrand, V.Y. Lipenkov, C. Lorius, L. Pepin, C. Ritz, E. Saltzman, M. Stievenard 1999. Climate and Atmospheric History of the Past 420,000 Years from the Vostok Ice Core, Antarctica. Nature 399, 429-436 (3 June 1999): doi: 10.1038/20859.
18. Saunois M. et al. 2016.The global methane budget 2000-2012. Earth System Science Data, 8 (2), 697-751.

19. Snakin V.V., Doronin A.W., Szczerbickis I.,Wlasowa U.W., Czubowskaja I.W. 2017. Methane in the atmosphere: Dynamics and sources. The life of the Earth, 39 (4), 365-380.
20. Solar Terrestrial Activity Report, 2017.
21. Stępniewska Z., Szafranek-Nakonieczna A. 2004. Dynamic of twenty-four hours methane emission from the lake Moszne in the Poleski National Park (East Part of Poland) in Modern physical and physicochemical methods and their applicatios in agroecological research. EU 5th Framework Program QLAM-2001-00428, 187-193.
22. Szafranek-Nakonieczna A., Stępniewska Z. 2011. Metanogeny – charakterystyka, funkcje i wymagania środowiskowe. Na pograniczu chemii i biologii, XXVI, 317-357.
23. Wojciechowska W., Krupa D. 1992. Many year's and seasonal changes in phytoplankton of lakes Polesie National Park and its protection zone. Ekol. Pol., 40, 317-332.
24. Radwan S., Stępień B., Bojar W., Koproń J. 1998. Właściwości chemiczne i fizyczne wód różnych siedlisk strefy przybrzeżnej i pelagialu wybranych jezior Polesia Lubelskiego. [W:] Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie (red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 161-176.

6.2. Ekosystemy torfowiskowe

Danuta Urban, Natalia Korcz, Jurij Mażajski

6.2.1. Charakterystyka zbiorowisk torfowiskowych

6.2.1.1. Wstęp

Torfowiska w Polsce zajmują łącznie powierzchnię 12 547,58 km^2, w tym torfowiska niskie stanowią 94,4%, przejściowe – 3,3%, wysokie – 4,3% [Ilnicki 2002]. Województwo lubelskie należy do regionów bogatych w obiekty torfowiskowe, a według Borowca [1990] w regionie lubelskim jest około 2 tys. różnej wielkości torfowisk – najwięcej w regionie chełmsko-włodawskim, najmniej w regionie lubelsko-kraśnickim. W układzie typologicznym przeważają torfowiska niskie, przeważnie dolinowe. Występują również torfowiska przejściowe i wysokie (głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i na Równinie Puszczańskiej). W ujęciu fitosocjologicznym większość zespołów torfowiskowych należy do dwóch klas: *Scheuchzerio-Caricteа nigrae* i *Oxycocco-Sphagnetea.* Właściwościami torfotwórczymi odznacza się także wiele zbiorowisk szuwarowych z klasy *Phragmitetea* oraz niektóre zbiorowiska leśne z klas *Alnetea glutinosae* i *Vaccinio-Piceetea.*

Polesie Lubelskie, a zwłaszcza Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie zaliczane jest do regionów wyjątkowo bogatych w torfowiska. Borowiec [1990] podaje, że na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej) występuje około 800 różnej wielkości torfowisk. Przeważają torfowiska niskie, znacznie mniej jest torfowisk przejściowych i wysokich. Zdaniem Dembka [2000], udział siedlisk hydrogenicznych na Polesiu Lubelskim (w mezoregionach: Zaklęsłość Łomaska, Równina Kodeńska, Równina Parczewska, Zaklęsłość Sosnowicka, Garb Włodawski, Równina Łęczyńsko-Włodawska) jest duży i wynosi 42,6%. Znaczny jest także wskaźnik zatorfienia (10,5%). Na 100 km^2 przypada tu 15 złóż torfowych.

Większość obiektów torfowiskowych Polesia Lubelskiego odznacza się dużymi walorami przyrodniczymi. Najcenniejsze torfowiska znajdują się na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz Sobiborskiego Parku Krajobrazowego, Poleskiego Parku Krajobrazowego, Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Nadwieprzańskiego Parku Krajobrazowego i Chełmskiego Parku Krajobrazowego oraz Poleskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu. Niektóre z nich są również objęte ochroną prawną jako rezerwaty przyrody (Jezioro Obradowskie, Torfowisko przy Jeziorze Czarne, Jezioro Brzeziczno, Jezioro

Świerszczów, Jezioro Brudzieniec, Trzy Jeziora, Jezioro Orchowe, Magazyn, Żółwiowe Błota, Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz) i użytki ekologiczne (np. Uroczysko Dekowina). Do cennych pod względem przyrodniczym należą także małe śródpolne i śródleśne torfowiska.

6.2.1.2. Materiały i metody badań

Zbiorowiska roślinne z klas *Phragmitetea, Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i *Oxycocco-Sphagnetea* występujące na torfowiskach Polesia Lubelskiego omówiono w oparciu o:

- liczne dane literaturowe [Baryła 1973/74a, b; Baryła, Fijałkowski 1995; Baryła i in. 2006; Buczek 2005, 2006; Buczek, Urban 2004; Chmiel, Urban 1993, 1999; Chmielewski, Radwan 1996; Chmielewski, Urban 2008; Fijałkowski 1959, 1960, 1963, 1964, 1965, 1971, 1993, 1999, 2007; Fijałkowski i in. 2000, 2002; Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska 1982, 1990, 1993; Fijałkowski i in. 1984, 1993a, b, c, 1994, 1997, 2000; Fijałkowski, Kozak 1970; Fijałkowski, Urban 1997; Gabrysiak i in. 2018; Gawlik, Urban 2003; Grzywna, Urban 2008; Iwaniuk 1999; Izdebski, Fijałkowski 2002; Jargiełło 1973; Karczmarz, Sokołowski 1988; Lorens 2009; Lorens, Sugier 1999, 2000, 2002, 2004, 2006; Łuczycka-Popiel 1999; Łuczycka i in. 1997; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a,b; Miazga, Mosek 1999; Mosek, Miazga 1999; Paszewski, Fijałkowski 1971; Piotrowska i in. 1990; Popiołek 1972, 1973, 1974, 1988; Różycki, Sołtys 1999; Sugier 2001, 2004, 2014; Sugier i in. 2010, 2016; Sugier, Lorens 2000, 2004; Sugier i in. 2010, 2016; Sugier, Plackowski 2009; Sugier, Popiołek 1995, 1998, 1999; Sugier, Różycki 2010; Urban 2001, 2007, 2002a,b; Urban i in. 2005, 2006, 2007, 2018; Urban, Wójciak 2011, 2013; Urban-Wójcikowska 2005; Wawer, Urban 1999; Wawer i in. 2002; Wojciechowski, Szczurowska 2002; Wójciak i in. 2000];
- materiały niepublikowane, w tym dokumentacje przyrodnicze istniejących i projektowanych rezerwatów przyrody i użytków ekologicznych, plany ochrony rezerwatów przyrody i Poleskiego Parku Narodowego [Krogulec i in. 1996; Urban 1992; Urban Chmiel 1993c; Urban i in. 1993 a, b, 1994, 1997, 1998, 2013-2014; Urban, Potakiewicz 1998];
- wyniki badań realizowanych w latach 2010-2013 w ramach projektu NN305 410338 – „Geneza i ewolucja małych śródpolnych i śródleśnych torfowisk Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i Obniżenia Dorohuckiego oraz ocena i ochrona ich walorów przyrodniczych" (kierownik projektu Danuta Urban, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie);
- wyniki badań terenowych prowadzonych w latach 1993-2019 [Urban, materiały niepublikowane].

Nazewnictwo fitosocjologiczne i terminologię stosowaną w opracowaniu przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], nomenklaturę roślin naczyniowych za Mirkiem i in. [2002], a mszaków według Ochyry i in. [2003].

6.2.1.3. Retrospekcja

Pierwsze badania zbiorowisk torfowiskowych Polesia Lubelskiego po II wojnie światowej prowadził Fijałkowski [1959, 1960, 1963, 1964, 1971]. W opracowaniu Fijałkowskiego i Chojnackiej-Fijałkowskiej [1990] zawarte są zdjęcia fitosocjologiczne z tego terenu.

Zbiorowiska torfowiskowe występujące na terenie Poleskiego Parku Narodowego zostały scharakteryzowane w trzech monografiach: „Poleski Park Narodowy" [Radwan red. 2002], „Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego" [Fijałkowski 2007] oraz „Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość" [Chmielewski i in. red. 2020].

Zbiorowiska torfowiskowe istniejących i projektowanych rezerwatów, a także innych cennych obiektów torfowiskowych opisali: Chmielewski, Urban [2008], Fijałkowski [1960, 1964, 1965, 1971], Fijałkowski i Chojnacka-Fijałkowska [1982], Fijałkowski i in. [1970, 1984, 1993a, 1993b, 1993c, 1994, 1997], Fijałkowski, Kozak [1970], Fijałkowski, Urban [1997], Karczmarz i Sokołowski [1988], Łuczycka-Popiel 1999, Łuczycka-Popiel i in. [1997], Łuczycka-Popiel i Urban1995a, 1995b, Mosek i Miazga 1999, Paszewski i Fijałkowski [1971], Piotrowska i in. 1990 oraz Urban [2001]. Roślinność dołów potorfowych scharakteryzowali np. Mosek i Miazga [1999], Sugier [2006], Urban [2002a], Urban i in. [2005, 2007], Urban, Wójciak [2011, 2013].

Badania zbiorowisk małych śródleśnych i śródpolnych torfowisk na terenie Polesia Lubelskiego prowadzili: Urban [2002b], Urban i in. [2006, 2018], Urban i Wójciak [2013], Urban i Wójcikowska-Kapusta [2005] oraz Wójciak i in. [2000].

Zbiorowiska torfowiskowe w rejonie kilku wierceń wykonanych na torfowiskach Polesia Lubelskiego (głównie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego) opisali Gawlik i Urban [2003]. Roślinność wodną i przybrzeżną na tle warunków siedliskowych okolic jezior Kleszczów, Miejskie, Czarne Gościnieckie oraz jezior w obrębie Lubelskiego Zagłębia Węglowego przedstawił Popiołek [1971, 1972, 1973, 1974, 1988]. Zbiorowiska wodne i przybrzeżne jezior Poleskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych scharakteryzowali Sugier i Popiołek [1995, 1999] oraz Sugier i Lorens [2000]. O roślinności naczyniowej jezior i torfowisk Poleskiego Parku Narodowego (stan aktualny zbiorowisk

makrofitów, zmiany w tych zbiorowiskach oraz przyczyny zmian) pisali Baryła i Fijałkowski [1995].

Analizę zmian sukcesyjnych w latach 1960-2009 zachodzących w fitocenozach i florze wybranych torfowisk Polesia przedstawił Lorens [2009]. Stan aktualny i zmiany szaty roślinnej w zlewniach jezior Moszne, Długie i Łukie omówili Lorens i Sugier [1999, 2000, 2002]. Propozycję form oraz metod i technik aktywnej ochrony kilku jezior i ich otoczenia zaproponował w monografii „Ekologia krajobrazów hydrogenicznych Rezerwatu Biosfery »Polesie Zachodnie«" Chmielewski [2009]. Zmiany w zbiorowiskach roślinnych będące wynikiem renaturalizacji „Łąk Zienkowskich" scharakteryzowali Baryła i in. [2006]. Procesy ekologiczne zachodzące w płytkich jeziorach i otaczających je torfowiskach na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego omówili Chmielewski i Radwan [1999]. Zagadnienia związane z waloryzacją i ochroną ekosystemów torfowiskowych w Poleskim Parku Narodowym przedstawił także Fijałkowski [1999].

Zbiorowiska torfowisk węglanowych leżących w Obniżeniu Dubienki zostały scharakteryzowane w różnych opracowaniach dotyczących chełmskich torfowisk węglanowych [Buczek 2005, 2006; Buczek A., Buczek T. 1996; Buczek T., Buczek A.1993; Sugier i in. 2010, 2016]. Zbiorowiska torfowiska Krowie Bagno omówił Jargiełło [1973], a szatę roślinną i jej przekształcenia przedstawili Buczek, Urban [2004], Fijałkowski i in. [2000] oraz Lorens, Sugier [2004]. Pawlikowski i in. [2011] opracowali „Regionalny program ochrony torfowisk alkalicznych (7230) w województwie lubelskim". W programie tym scharakteryzowali także torfowiska alkaliczne występujące na Polesiu Lubelskim, w tym również działania ochronne.

6.2.1.4. Charakterystyka zbiorowisk

Na torfowiskach Polesia Lubelskiego występują zbiorowiska z klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i *Oxycocco-Sphagnetea*. Właściwościami torfotwórczymi odznacza się także wiele zbiorowisk szuwarowych z klasy *Phragmitetea* oraz niektóre zbiorowiska leśne z klas *Alnetea glutinosae* i *Vaccinio-Piceetea.* Na odwodnionych i zmeliorowanych torfowiskach niskich występują zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea.*

Zbiorowiska torfowisk niskich

Na torfowiskach niskich Polesia Lubelskiego występują zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea*, a także zbiorowiska eutroficznych darniowych torfowisk niskich z rzędu *Caricetalia davallianae* (z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*). Większość zespołów

szuwarowych z klasy *Phragmitetea* omówiono w rozdziale „Zbiorowiska wodne i szuwarowe". W niniejszym rozdziale scharakteryzowano zbiorowiska związane z tzw. torfowiskami węglanowymi. Poniżej podano wykaz tych zbiorowisk występujących na terenie Polesia Lubelskiego.

Cl. *Phragmitetea* Tx. et Preisg. 1942
O. *Phragmitetalia* Koch 1926
All. *Magnocaricion* Koch 1926
Ass. *Cladietum marisci* (Allorge 1922) Zobr. 1935
Ass. *Caricetum distichae* (Nowiński 1928) Jonas 1933
Ass. *Caricetum buxbaumii* Issler 1932
Cl. *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (Nordh. 1936) R. Tx. 1937
O. *Caricetalia davallianae* Br.-Bl. 1949
All. *Caricion davallianae* Klika 1934
Ass. *Caricetum davallianae* Dutoit 1924 em. Görs 1963
Zbiorowisko *Schoenus ferrugineus* (Fijałk. 1960) Pałcz. 1964

Zespół *Cladietum marisci* na terenie Polesia Lubelskiego występuje na torfowiskach: Bagno Bubnów i Bagno Staw (fot. 1), Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz i bardzo rzadko na Krowim Bagnie (1 niewielki płat) oraz w pobliżu jeziora Uściwierz. Zespół ten ma charakter szuwaru właściwego, w którym dominującym gatunkiem jest kłoć wiechowata *Cladium mariscus*. Najbardziej typowe płaty zespołu kłoci wiechowatej *Cladietum marisci* na terenie Polesia Lubelskiego występują na terenie torfowisk: Bagno Bubnów, Bagno Staw, Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz. Szuwar ten charakteryzuje się wysokim stopniem pokrycia kłoci wiechowatej dochodzącym do 90%. Udział innych gatunków w płatach tego zespołu, np. tojeści pospolitej *Lysimachia vulgaris*, turzycy nitkowatej *Carex lasiocarpa* czy turzycy sztywnej *Carex elata*, jest zróżnicowany. W niektórych płatach *Cladietum marisci* oprócz dominującej kłoci wiechowatej znaczący udział ma turzyca sztywna *Carex elata*, a rzadziej występują turzyca nitkowata *Carex lasiocaropa* i trzcina pospolita *Phragmites australis* oraz niekiedy bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, karbieniec pospolity *Lycopus europaeus* i krwawnica pospolita *Lytchrum salicaria*. Warstwa mszysta nie występuje albo jest bardzo słabo wykształcona. Rosną w niej skorpionowiec brunatny *Scorpidium scorpioides*, złocieniec gwiazdkowaty *Campylium stellatum* oraz mokradłoszka kończysta.

Zespół *Caricetum distichae* na terenie Polesia Lubelskiego występuje w zagłębieniach terenu, tworząc niewielkie płaty (do ok. 200-200 m^2), głównie na bagnach: Bubnów, Staw, Serebryskie, Brzeźno, Roskosz, a także na niektórych małych śródpolnych torfowiskach. Gatunkiem panującym jest turzyca dwustronna *Carex disticha* osiągająca pokrycie 50-90%.

Niewielką domieszkę stanowią gatunki z klas *Phragmitetea* i *Molinio-Arrhenatheretea*, rzadziej z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae.*

Fot. 1. Zespół *Cladietum marisci* w centralnej części Bagna Staw (fot. D. Urban)

Zespół *Caricetum buxbaumii* na terenie Polesia Lubelskiego występuje głównie na torfowiskach: Bagno Bubnów, Bagno Staw, Garbatówka, Krowie Bagno (fot. 2), Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz i znacznie rzadziej na niewielkich śródpolnych torfowiskach. Szuwar turzycy Buxbauma występuje zwykle w mozaice z mechowiskami ze związku *Caricion davallianae* oraz łąkami trzęślicowymi *Molinietum caeruleae*, a także szuwarami wielkoturzycowymi ze związku *Magnocaricion*. Odznacza się niewielkim zwarciem warstwy roślinności zielnej oraz dobrze rozwiniętą warstwą mszystą. Przeważa gatunek charakterystyczny zespołu turzyca Buxbauma *Carex buxbaumii*. Stałym składnikiem w wielu płatach tego zespołu jest turzyca Davalla *Carex davalliana* oraz liczne gatunki łąkowe, a zwłaszcza trzęślica modra *Molinia caerulea* i pięciornik kurze ziele *Potentilla erecta*. W dość dobrze wykształconej warstwie mszaków najczęściej występują: mokradłoszka zaostrzona *Caliergonella cuspidata*, złocieniec gwiazdkowaty, limprichtia pośrednia oraz rzadziej drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*, płaskomerzyk oskrzydlony *Plagiomnium elatum*, skrzydlik paprociowaty *Fissidens adianhoides* i prątnik nabrzmiały *Bryum pseudotriquetrum*.

Fot. 2. Zespół turzycy Buxbauma *Caricetum buxbaumii* na Krowim Bagnie (fot. D. Urban)

Fot. 3. Zespół turzycy Davalla *Caricetum davallianae* na Krowim Bagnie (fot. D. Urban)

Zespół *Caricetum davallianae* na terenie Polesia Lubelskiego występuje na torfowiskach Bagno Bubnów, Bagno Staw, Garbatówka, Krowie Bagno (fot. 3), Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz a także na niewielkich śródpolnych torfowiskach u podnóża Wału Uhruskiego. Odznacza się na ogół dominacją turzycy Davalla *Carex davalliana* (pokrycie 70-80%) oraz bogatą warstwą mszystą. Nie zawsze jednak udział tej turzycy jest tak wysoki, w niektórych płatach pokrycie tego gatunku przekracza 30-40%. Oprócz turzycy Davalla w płatach tego zespołu występują inne gatunki charakterystyczne dla związku *Caricion davallianae* jak: turzyca nitkowata *Carex lasiocarpa,* kruszczyk błotny *Epipactis palustris,* turzyca prosowata *Carex panicea*. Rzadziej rosną: turzyca żółta *Carex flava*, dziewięciornik błotny *Parnasia palustris* czy kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*. Spośród gatunków towarzyszących często występuje skrzyp błotny *Equisetum palustre* i sit ścieśniony *Juncus compresus*. Warstwę mszystą (w niektórych płatach osiągającą pokrycie do 90%) tworzą: mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata*, limprichtia pośrednia *Limprichtia cossoni,* złocieniec gwiazdkowaty *Campylium stellatum*, płaskomerzyk oskrzydlony płaskomerzyk oskrzydlony oraz prątnik nabrzmiały *Bryum pseudotriquetrum*.

Zbiorowisko *Schoenus ferrugineus* występuje głównie na Bagnie Bubnów i Staw, Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz, a także na torfowisku Krowie Bagno. Charakteryzuje się

dominacją marzycy rudej *Schoenus ferrugineus*. Towrzyszą jej gatunki charakterystyczne dla związku *Caricion davallianae* jak: turzyce Davalla *Carex davalliana*, nitkowata *C. lasiocarpa*, żółta *C. flava*, prosowa *C. panicea*, a także kruszczyk błotny *Epipactis palustris*. W niektórych płatach rosną także gatunki łąkowe ze związku *Molinion* (np. przytulia bagienna *Galium uliginosum*, trzęślica modra, czarcikęs łąkowy *Succisa pratensis* czy krwiściąg lekarski *Sanguisorba officinalis*). Warstwa mszysta jest zwykle bogata (do 90% pokrycia), a najczęściej występują mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata*, limprichtia pośrednia *Limprichtia cossoni,* złocieniec gwiazdkowaty *Campylium stellatum*, płaskomerzyk oskrzydlony *Plagiomnium elatum* oraz prątnik nabrzmiały *Bryum pseudotriquetrum*.

Zespół turzycy nitkowatej *Caricetum lasiocarpae* występuje w miejscach stale podtopionych na torfowiskach niskich np. na Bagnie Bubnów (fot. 4) i Bagnie Staw, torfowisku Garbatówka, torfowisku Krowie Bagno, Bagnie Serebryskie, torfowiskach Brzeźno i Roskosz oraz na wielu śródpolnych i śródleśnych bagienkach. Gatunkiem dominującym jest *Carex lasiocarpa* osiągająca pokrycie do 80%. Domieszkę stanowią gatunki z klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae, Phragmitetea* i *Molinio-Arrhenatheretea*. Najczęściej występowały: turzyce dzióbkowata i pospolita *Carex rostrata* i *C. nigra* oraz wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium*, bobrek trójlistkowy *Menynathes trifoliata* i mietlica psia *Agrostis canina*.

Fot. 4. Zespół *Caricetum lasiocarpae* na Bagnie Bubnów w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)

Zbiorowiska torfowisk przejściowych

Zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* występują głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej), a także w Obniżeniu Dorohuckim. Wykształciły się w sąsiedztwie jezior np. Orchowe, Brudno, Płotycze, Dubeczyńskie, Lubowierz, Lubowierzek, Bikcze, Piaseczno, Brzeziczno, Moszne (fot. 5), Karaśne, Długie, Łukietek, Czarne Gościnieckie, Kleszczów, Miejskie, Mytycze. Występują także na niewielkich śródleśnych torfowiskach (np. w Nadleśnictwach Sobibór – fot. 6 i Parczew – fot. 7 oraz w Poleskim Parku Narodowym) i rzadziej na torfowiskach śródpolnych (np. w okolicach Albertowa i Biesiadek). Wykształciły się także w wielu potorfiach (np. w pobliżu jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym, w pobliżu miejscowości Podpakule w Nadleśnictwie Sobibór, na torfowiskach w pobliżu jeziora Krasne, na torfowisku Ostrówek Podyski). Poniżej podano wykaz zespołów i zbiorowisk z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* występujących na terenie Polesia Lubelskiego.

Cl. *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (Nordh. 1936) R. Tx. 1937
O. *Scheuchzerietalia palustris* Nordh. 1937
All. *Rhynchosporion albae* Koch 1926
Ass. *Caricetum limosae* Br.-Bl. 1921
Ass. *Rhynchosporetum albae* Koch 1926
All. *Caricion lasiocarpae* Vanden Bergh. Ap. Leburn et all. 1949
Ass. *Caricetum diandrae* Jon. 1932 em. Oberd. 1957
Ass. *Caricetum lasiocarpae* Osvald 1923 emend. Oberd. 1957
Ass. *Sphagno-Caricetum rostratae* (Steff. 1931) em. Dierss. 1978
Ass. *Caricetum chordorrhizae* Paul et Lutz 1941
Zb. *Sphagnum recurvum-Eriophorum angustifolium* Kasn. 1968 pro ass.
Zb. *Menyanthes trifolita*
Zb. *Calla palustris*
O. *Caricetalia nigrae* Koch 1926 em. Nordh. 1937
All. *Caricion nigrae* Koch 1926 em. Klika 1934
Ass. *Carici canescentis-Agrostietum caninae* R.Tx. 1937

Do najczęściej spotykanych zbiorowisk torfowisk przejściowych występujących na Polesiu Lubelskim należą *Sphagno-Caricetum rostratae* i *Caricetum lasiocarpae*. Rzadziej, zwykle w postaci niewielkich powierzchniowo płatów, występują zespoły: *Rhynchosporetum albae, Caricetum limosae*, *Caricetum chordorrhizae, Caricetum diandrae* i *Carici-Agrostietum caninae*, a także zbiorowiska *Sphagnum recurvum-Eriophorum angustifolium, Menyanthes trifoliata* i *Calla palustris.*

Fot. 5. Torfowisko przejściowe przy jeziorze Moszne,
zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* (fot. D. Urban)

Fot. 6. Śródleśne torfowisko przejściowe w Nadleśnictwie Sobibór,
na pierwszym planie zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* (fot. D. Urban)

Fot. 7. Śródleśne torfowisko przejściowe w pobliżu miejscowości Krasne, zbiorowisko *Sphagnum recurvum-Eriophorum angustifolium* (fot. D. Urban)

Zespół turzycy dzióbkowatej i torfowców *Sphagno-Caricetum rostratae* wykształcił się w postaci dużych powierzchniowo płatów na ple wokół niektórych jezior, a także na małych śródleśnych torfowiskach i rzadziej na torfowiskach śródpolnych. Gatunkiem dominującym jest turzyca dzióbkowata *Carex rostrata* osiągająca zwarcie 70-80%. Domieszkę stanowią: turzyca nitkowata *Carex lasiocarpa*, wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium*, a także żurawina błotna *Oxycoccus palustis* i modrzewnica pospolita *Andromeda polifolia,* rzadziej rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia.* Charakterystyczną cechą tego zespoły jest bujnie rozwinięta warstwa mchów, w której najczęściej rosną torfowce: szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum* i nastroszony *Sphagnum squarrosum.*

Zespół turzycy nitkowatej *Caricetum lasiocarpae* występuje w miejscach stale podtopionych (na ple przy niektórych jeziorach oraz niekiedy na obrzeżach torfowisk wysokich, na śródleśnych i śródpolnych torfowiskach. Dominuje tu turzyca nitkowata *Carex lasiocarpa* osiągająca pokrycie do 80%. W niektórych płatach tego zespołu, występujących na torfowiskach przejściowych, duży udział także mają żurawina błotna *Oxycoccus palustris,* gorysz błotny *Peucedanum palustre,* modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia* i rzadko rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia.* Warstwę mszaków tworzą: słomiaczek złotawy *Calliergon stramineum*, sierpowiec zakrzywiony *Dreapanocladus aduncus*, warnstorfia

pływająca *Warnstorfia fluitans*, mokradłoszka zaostrzona oraz torfowiec szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum,* nastroszony *S. squarrosum* i błotny *S. palustre*.

Zespół turzycy obłej *Caricetum diandrae* występuje w postaci niewielkich powierzchniowo płatów – głównie przy brzegach jezior i niektórych torfianek. Tworzy je turzyca obła *Carex diandra*. Częstą domieszkę stanowią: turzyca pospolita *Carex nigra,* turzyca dzióbkowata *Carex rostrata,* nitkowata *Carex lasiocarpa,* wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium,* skrzyp bagienny *Equisetum fluviatile*, zachylnik błotny *Thelypteris palustris.* Rzadziej występują bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, gorysz błotny *Peucedanum palustre* i żurawina błotna *Oxycoccus palustris.* Warstwę mszaków tworzą torfowce – błotny *Sphagnum palustre*, kończysty *Sphagnum fallax*, a także próchniczek błotny *Aulacomium palustre* i mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata.* W niektórych płatach tego zespołu zaznacza się udział krzewów i podrostu drzew jak: wierzba szara *Salix cinerea,* brzoza omszona *Betula pubescens* i olsza czarna *Alnus glutinosa.*

Zespół przygiełki białej *Rhynchosporetum albae* (fot. 8) wykształca się na tzw. ple – zwłaszcza wzdłuż wydeptywanych ścieżek oraz w lokalnych obniżeniach. Panującej przygiełce białej *Rhynchospora alba* towarzyszą inne gatunki z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, np. bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris*, wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium, Carex rostrata* turzyca dzióbkowata i żurawina błotna *Oxycoccus palustris.* Rosną tu także rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia* i rzadziej rosiczka pośrednia *Drosera intermedia,* a także turzyca bagienna *Carex limosa* i nitkowata *Carex lasiocaropa.* W warstwie mszaków oprócz torfowców (*Sphagnum palustre, S. cuspidatum, S. apiculatum*) występują mokradłoszka kończysta *Caliergonella cuspidata*, próchniczek błotny *Aulacomium palustre,* sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus* i warnstorfia pływająca *Warnstorfia fluitans.*

Zespół *Caricetum limosae* wykształca się, podobnie jak *Rhynchosporetum albae,* na ple – zwłaszcza wzdłuż wydeptywanych ścieżek oraz w lokalnych obniżeniach terenu. Gatunkiem dominującym jest tu turzyca bagienna *Carex limosa* osiągająca zwarcie do 60%. W niektórych płatach dość duży udział ma bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris.* W domieszce występują np. przygiełka biała, turzyca strunowa *Carex chordorrhiza*, wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium*, turzyca dzióbkowata i nitkowata *Carex rostrata* i *C. lasiocarpa,* bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris.* Warstwę mszystą tworzą głównie torfowce szpiczastolistny *Sphagnum cuspidatum* i ostrolistny *Sphagnum capillifolium*, a także płonnik cienki *Polytrichum strictum* oraz mokradłoszka kończysta *Caliergonella cuspidata.*

Fot. 8. Zespół *Rhynchosporetum albae* (na pierwszym planie) i zbiorowisko *Sphagnum recurvum-Eriophorum angustifolium* (fot. 9) (fot. D. Urban)

Zespół *Caricetum chordorrhizae* występuje na stale podtopionych torfowiskach przejściowych (np. przy jeziorach Moszne, Długie, Brudno). Jest zaliczany do rzadko spotykanych w województwie lubelskim [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. Dominuje w nim turzyca strunowa *Carex chordorrhiza*, a najczęstszą domieszkę stanowią: turzyce bagienna, dzióbkowata, nitkowata i pospolita *Carex limosa, C. rostrata*, *C. lasiocarpa,* przygiełka biała *Rhynchospora alba,* wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium* i żurawina błotna *Oxycoccus palustris.* W warstwie mchów dominują torfowce, a zwłaszcza szpiczastolistny i błotny *Sphagnum cuspidatum* i *S. palustre.* Mniej liczne są mokradłoszka kończysta *Caliergonella cuspidata* i próchniczek błotny *Aulacomium palustre* oraz sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus.*

Zespół *Carici-Agrostietum caninae* wykształca się w bagienkach na podłożu mineralno-organicznym. Asocjacja ta charakteryzuje się dużym zwarciem mietlicy psiej *Agrostis canina,* a w niektórych płatach trzcinnika prostego *Calamagrostis neglecta* i czasem turzycy nitkowatej. Płaty tego zbiorowiska, w niektórych miejscach, zarastają wierzbami szarą i uszatą *Salix cinerea* oraz brzozami omszoną i brodawkowatą. Zespół wełnianki wąskolistnej i torfowców *Sphagno-Eriophoretum angustifolii* odznacza się dość dużym udziałem wełnianki wąskolistnej *Eriophorum angustifolium* (do 50%) i luźnym kobiercem torfowców (torfowca

szpiczastolistnego, nastroszonego i błotnego *Sphagnum cuspidatum*, *S. squarrosum* i *S. palustre*). Inne gatunki np. turzyca dzióbkowata *Carex rostrata* i pospolita *C. nigra*, mietlica psia *Agrostis canina* i żurawina błotna *Oxycoccus palustris* występują nielicznie [Urban 2017; Urban i in. 2013-2014].

Powierzchnię niektórych starych potorfii i lokalnych obniżeń terenu (rzadziej rowów melioracyjnych) pokrywa luźna darń, którą tworzą siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*, bobrek trójlistkowy lub czermień błotna *Calla palustris* oraz sit rozpierzchły *Juncus effusus* z domieszką gatunków szuwarowych z klasy *Phragmitetea*. W niektórych płatach tych zbiorowisk zaznacza się duży udział torfowca szpiczastolitnego.

Fot. 9. Zbiorowisko *Sphagnum recurvum-Eriophorum angustifolium* (fot. D. Urban)

Zbiorowiska torfowisk wysokich

Zbiorowiska torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* na Polesiu Lubelskim występują głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i w Obniżeniu Dorohuckim. Zbiorowiska te wykształciły się: na torfowiskach Durne Bagno, Blizionki, Ostrówek Podyski, także na torfowiskach przy jeziorach, np. Moszne, Długie, Łukietek, Brudno, Płotycze, Brzeziczno, Czarne, Orchowe, Lubowierz, Lubowierzek, Mytycze, oraz na wielu śródleśnych (np. w nadleśnictwach Sobibór i Parczew, w Poleskim Parku Narodowym) i rzadziej śródpolnych torfowiskach (np. torfowiska w pobliżu Albertowa i Biesiadek). Poniżej podano wykaz zespołów i zbiorowisk z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* występujących na terenie Polesia Lubelskiego.

Cl. *Oxycocco-Sphagnetea* Br.-Bl. et R. Tx. 1943
O. *Sphagnetalia magellanici* (Pawł. 1928) Moore (1964) 1968
All. *Sphagnion magellanici* Kästner et Flössner 1933 em. Dierss. 1975
Ass. *Sphagnetum magellanici* (Malc. 1929) Kästner et Flössner
Zb. *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* Hueck 1928pro ass.
Ass. *Ledo-Sphagnetum magellanici* Sukopp 1959 em. Neuhäusl 1969

Spośród zbiorowisk torfowisk wysokich najczęściej są spotykane: zespół *Sphagnetum magellanici* oraz zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*. Znacznie rzadziej (w postaci niewielkich płatów) występuje Zespół *Ledo-Sphagnetum magellanici.*

Zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* (fot. 10-12) wyróżnia się dominacją wełnianki pochwowatej *Eriophorum vaginatum* (do 80% pokrycia). W warstwie mchów przeważają torfowce: kończysty, ostrolistny i magellański *Sphagnum fallax, S. capillifolium* i *S. magellanicum*. Mniejszy udział mają inne gatunki, np. rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris*, borówka bagienna *Vaccinium uliginosum,* płonnik sztywny *Polytrichum strictum* i próchniczek błotny *Aulacomium palustre*. W silniej podtopionych miejscach występują prawie bezdrzewne płaty tego zbiorowiska. W miejscach mniej podtopionych udział drzew (zwłaszcza brzóz) jest większy. Fijałkowski i Kozak [1970] takie płaty zaliczali do podzespołu *Eriophoro-Sphagnetum betuletosum.*

Fot. 10. Zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* na Durnym Bagnie w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)

Fot. 11. Zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* na śródleśnym torfowisku w Nadleśnictwie Sobibór (fot. D. Urban

Fot. 12. Zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* na śródleśnym torfowisku w Nadleśnictwie Parczew (fot. D. Urban)

Zespół *Sphagnetum magellanici* tworzy zwarty kożuch torfowców: magellańskiego, czerwonawego, kończystego *Sphagnum* magellanicum, *S. rubellum* i *S. fallax*. Z innych

gatunków najczęściej występują: wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum*, modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia*, żurawina błotna, rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia* i płonnik sztywny *Polytrichum strictum*.

Zespół *Ledo-Sphagnetum magellanici* odznacza się dużym udziałem krzewinek, a zwłaszcza bagna zwyczajnego *Ledum palustre* (do 70%), mniejszy udział mają borówka bagienna *Vaccinium uliginosum*, żurawina błotna *Oxycocus palustris* i modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia.* Wśród gatunków towarzyszących w występują: wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum*, turzyce dzióbkowata, nitkowata i pospolita *Carex nigra, C. lasiocarpa* i *C. nigra.* Warstwę mszaków tworzy zwarty kożuch torfowców (magellańskiego, czerwonawego, kończystego, ostrolistnego *Sphagnum magellanicum, S. rubellum, S. fallax* i *S. capilifolium* płaty z dużym udziałem drzew zaliczył do podzespołu *Ledo-Sphagnetum pinetosum*) z dużą domieszką płonnika sztywnego *Polytrichum strictum* i rzadziej próchniczka błotnego *Aulacomium palustre.* W niektórych płatach tego zespołu zaznacza się duży udział karłowatej brzozy omszonej *Betula pubescens* i sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris.* Fijałkowski [1993] zaliczył takie płaty do podzespołu *Ledo-Sphagnetum pinetosum.*

W zbiorowiskach torfowisk niskich, wysokich i przejściowych odnotowano obecność wielu gatunków roślin naczyniowych objętych ochroną prawną [Rozporządzenie… 2014] oraz gatunków rzadkich w Polsce i na Polesiu Lubelskim. Na torfowiskach niskch występują np. starodub łąkowy *Ostericum palustre*, języczka syberyjska *Ligilaria sibirica,* wielosił błękitny *Polemonium caeruleum*, pełnik europejski *Trollius europaeus,* kosaciec syberyjski *Iris sibirica,* goździk pyszny *Dianthus superbus*, ciemieżyca zielona *Veratum lobelianum,* turzyca Davalla *Carex davalliana*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus,* lipiennik Loesela *Liparis loeselii,* kruszczyk błotny *Epipactis palustris,* gnidosz królewski i błotny *Pedicularis sceptrum-carolinum* i *P. palustris*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*. Na torfowiskach przejściowych rosną np. wierzba lapońska i borówkolistna *Salix lapponum* i *S. myrtilloides,* brzoza niska *Betula humilis,* lipiennik Loesela *Liparis loeselii* (fot. 13), wątlik błotny *Hammabrya paludosa*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris,* gnidosz królewski błotny *Pedicularis sceptrum-carolinum,* bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris,* rosiczki: okrągłolistna, długolistna, pośrednia (fot. 14) i owalna *Drosera rotundifolia, D. anglica, D. intermedia* i *D. ×obovata,* modrzewnica pospolita *Andromeda polifolia*, bażyna czarna *Empetrum nigrum* oraz turzyca bagienna *Carex limosa,* a na torfowiskach wysokich – rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia i* bagno zwyczajne *Ledum palustre.*

Fot. 13. Lipiennik Loesela *Liparis loerselii* (fot. D. Urban)

Fot. 14. Rosiczka pośrednia *Drosera intermedia* (fot. D. Urban)

Na uwagę zasługują również stanowiska objętych częściową ochroną prawną gatunków mszaków [Rozporządzenie… 2014] np. bielistka siwa *Leucobryum glaucum* (na skraju niektórych torfowisk), drabik krzaczkowaty *Climacium dendroides*, rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi*, próchniczek błotny *Aulacomnium palustre*, płonnik cienki i pospolity *Polytrichum strictum*, *P. commune*, tujowiec tamaraszkowaty *Thuidium tamariscinum*, torfowce: błotny, brunatny, czerwonawy, frędzlowaty, maagellański, ostrolistny, szpiczastolistny, szorstki i kończysty *Sphagnum palustre*, *S. fuscum*, *S. rubellum*, *S. fimbriatum*, *S. magellanicum*, *S. capillifolium*, *S. cuspidatum*, *S. compactum* i *Sphagnum fallax.*

Na obrzeżach kilkunastu torfowisk wysokich i przejściowych (np. w Nadleśnictwie Sobibór) odnotowano obecność erechtitesa jastrzębcowatego *Erechtites hieracifolia* – obcego gatunku inwazyjnego. Według Dajdoka i Pawlaczyka [2009] jest to gatunek pionierski pojawiający się w zaburzonych wilgotnych siedliskach leśnych. Aktualnie jest on zaliczany do grupy neofitów stanowiących potencjalne zagrożenie.

Potorfia

Na terenie Polesia Lubelskiego prowadzono wydobycie torfu zarówno w skali przemysłowej (np. kopalnia torfu w pobliżu Dubeczna), jak i w formie rozproszonej corocznie

na potrzeby okolicznej ludności wiejskiej. Okres intensywnego wydobywania torfu na opał przypadał na ostatnie ćwierćwiecze XIX i pierwszą połowę XX wieku [Borowiec 1990]. Obecnie torf jest wydobywany głównie na potrzeby ogrodnictwa i rolnictwa (np. kopalnie torfu w okolicach Ludwina, kopalnie torfu na Krowim Bagnie). Największe zespoły torfianek znajdują się w pobliżu miejscowości np. Ostrówek Podyski, Jelino, Rogóźno, Dubeczno, Garbatówka, Krzczeń, Dorohucza, Majdan Siostrzytowski i Białka, a także w dolinie Tyśminicy.

Na wielu wyeksploatowanych torfowiskach Polesia Lubelskiego obserwuje się proces spontanicznej ich renaturalizacji (fot. 15). Procesy takie z tego obszaru opisali Iwaniuk [1999], Mosek i Miazga [1999], Urban 2007; Urban i in. 2005, 2007; Urban, Wójciak 2007, 2013], a z innych regionów Polski np. Ilnicki [1996], Pacowski [1967], Podbielkowski [1960] oraz Trąba i in. [2004]. Zdaniem wielu autorów potorfia charakteryzują się dużą różnorodnością flory i zbiorowisk roślinnych [np. Fijałkowski i Urban 1995, Ilnicki 1996, Iwaniuk 1999, Łuczycka-Popiel i Urban 1995 a, b, Mosek i Miazga 1999, Podbielkowski 1960, Trąba i in. 2004, Urban 1999]. Na terenie Polesia Lubelskiego stwierdzono w torfiankach obecność około 80 zespołów i zbiorowisk należących pod względem fitosocjologicznym do klas: *Lemnetea, Charetea, Potametea, Phragmitetea, Molinio-Arrhenatheretea, Scheuchzerio-Caricetea*

Fot. 15. Zarastająca torfianka na torfowisku Jelino

nigrae, Oxycocco-Sphagnetea, Alnetea glutinosae i *Vaccinio-Piceetea.* Są one niezwykle cennym siedliskiem skupiającym dużą ilość gatunków roślin objętych ochroną prawną w Polsce jak: bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris,* rosiczka okrągłolistna, długolistna, pośrednia i owalna *Drosera rotundifolia, D. anglica, D. intermedia* i *D. x obovata,* pływacz drobny i średni *Utricularia minor, U. intermedia*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, kukułka krwista *Dacytlorhgiza incarnata,* bagno zwyczajne *Ledum palustre,* grzybienie białe *Nymphaea alba,* bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata,* a także mchy – próchniczek błotny *Aulacomium palustre* i torfowce *Sphagnum* spp. oraz rzadkich np. rzęsa garbata *Lemna gibba,* wolfia bezkorzeniowa *Wolffia arrhiza,* przęstka błotna *Hippuris vulgaris* i turzyca bagienna *Carex limosa*.

Zbiorowiska roślinne występujące w potorfiach Polesia Lubelskiego przedstawiają różne stadia rozwoju: inicjalne, przejściowe i końcowe, co jest związane z wiekiem, głębokością i wielkością tych torfianek oraz typem złoża torfowego. Według Mosek i Miazgi [1999], w stadiach inicjalnych przeważają zbiorowiska wodne z klas *Lemnetea* i *Potametea.* Przykładem są torfianki w okolicach Dorohuczy, Dubeczna, Garbatówki. W niektórych potorfiach obserwowano tzw. łąki ramienicowe (wyrobiska potorfowe na Bagnie Bubnów, Staw i Serebryskie, torfianki w okolicach Dubeczna, Garbatówki) [Sugier 2009; Urban 2007; Urban i in. 2005; Urban, Wójciak 2013]. Zdaniem Podbielkowskiego [1968] fitocenozy z klasy *Charetea* mogą odgrywać dużą rolę w zarastaniu zbiorników wodnych, ponieważ produkują znaczne ilości masy organicznej. W stadiach przejściowych panują zbiorowiska z klas *Phragmitetea* lub *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*, a w końcowych pojawiają się zakrzaczenia z brzozą omszoną *Betula pubescens* i wierzbą szarą *Salix cinerea.* Przedstawiony schemat rozwoju roślinności dotyczy tylko niektórych badanych torfianek. Zdaniem Podbielkowskiego [1960] jednym z czynników decydujących o rodzaju roślinności dołów potorfowych jest woda. W wielu potorfiach (z wodami o odczynie kwaśnym) w stadium inicjalnym pojawiają się zbiorowiska mszarne nasuwające się w postaci pła na lustro wody (np. torfianki na torfowiskach: Ostrówek Podyski, Jelino, Podpakule, przy jeziorze Moszne w Poleskim Parku Narodowym).

Proces renaturalizacji potorfii czasami zachodzi w analogiczny sposób jak zanikanie jezior dystroficznych. Najczęściej wkraczają minerotroficzny mszar *Eriophoro angustifolii-Sphagnetum recurvi* albo różne fitocenozy z udziałem czermieni błotnej *Calla palustris* (fot. 16), siedmiopalecznika błotnego *Comarum palustre* i torfowca szpiczastolistnego *Sphagnum cuspidatum.* Kolejne fazy zdominowane są przez zbiorowiska z klas: *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (zespoły *Sphagno-Caricetum rostratae*, *Caricetum lasiocarpae* oraz

Rhynchosporetum albae) i *Oxycocco-Sphagnetea* (zespół *Sphagnetum magellanici*, zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*). Zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* z dominującymi *Eriophorum vaginatum* i *Sphagnum fallax* występuje w postaci niewielkich powierzchniowo płatów w zlądowaciałych potorfiach. Przy brzegach niektórych torfianek wykształcają się małe płaty mszaru torfowisk wysokich *Sphagnetum magellanici*. Miejsca wyżej wyniesione (na groblach) zajmują zbiorowiska reprezentujące grupę fitocenoz torfowisk wysokich leśnych jak: *Ledo-Sphagnetum magellanici*. Niektóre płaty tej fitocenozy nawiązują silnie do borów bagiennych *Vaccinio uliginosi-Pinetum* z klasy *Vaccinio-Piceetea.*

Fot. 16. Zbiorowisko *Calla palustris* w torfiance na torfowisku Jelino (fot. D. Urban)

Siedliska przyrodnicze

Na torfowiskach Polesia Lubelskiego odnotowano obecność siedmiu siedlisk przyrodniczych z Załącznika I Dyrektywy Siedliskowej:

- *7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe).
- 7120 Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji.
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzerio-Caricetea*).

- 7150 Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*.
- *7210 Torfowiska nakredowe (*Cladietum marisci*, *Caricetum buxbaumii*, *Schoenetum nigricantis*).
- 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak turzycowisk i mechowisk.

6.2.1.5. Zmiany szaty roślinnej wybranych obiektów torfowiskowych

Badania prowadzone przez Fijałkowskiego [1959] w połowie ubiegłego wieku wskazują, że wiele jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego opasywały rozległe pła porośnięte zbiorowiskami torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. Przeważały płaty zespołów *Caricetum diandrae*, *Caricetum lasiocarpae*, *Rhynchosporetum albae* i *Caricetum limosae*. Miejscami występowały także zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea* jak: *Caricetum appropinquatae*, *Caricetum elatae* i *Caricetum paniculatae*, a także zbiorowiska łąkowe – *Molinietum caeruleae* i zbiorowisko *Poa pratensis-Festuca rubra* oraz zbiorowiska zaroślowe i leśne: *Salicetum pentandro-cinereae*, *Betulo-Salicetum repentis* i *Ribeso nigri-Alnetum*. Obecnie w pasie torfowisk sąsiadujących z wieloma jeziorami (np. jezioro Moszne, Długie, Obradowskie, Płotycze, Brzeziczno) przeważa zespół *Sphagno-Caricetum rostratae*. Mniejszy udział mają płaty innych zespołów, jak: *Rhynchosporetum albae, Caricetum diandrae, Caricetum limosae, Caricetum lasiocarpae, Caricetum appropinquatae, Caricetum elatae* i *Caricetum paniculatae, Caricetum appropinquatae, Caricetum elatae* i *Caricetum paniculatae.* Pojawiły się także zbiorowiska torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* (głównie zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*). Zbiorowiska torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* najbardziej oddalone od jezior (np. jeziora Długie, Moszne, Łukietek, Płotycze) przekształciły się w drodze sukcesji naturalnej w bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* [Lorenc 2009; Popiołek 1988; Sugier 2001, Sugier, Popiołek 1998, 1999; Urban 2017; Urban i in. 2013-14, 2020]. Duże zmiany odnotowano na torfowiskach sąsiadujących z jeziorami, które zostały obwałowane i przekształcone w zbiorniki retencyjne w systemie kanału Wieprz-Krzna. W przypadku jeziora Mytycze, które w przeszłości otoczone było torfowiskiem przejściowym i rozległymi torfowiskami wysokimi [Fijałkowski 1959], część torfowisk przejściowych znajdujących się w obrębie zbiornika zachowała się w postaci pływających wysp [Łuczycka-Popiel i in. 1997]. Na tych wyspach występują obecnie zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (*Sphagno-Caricetum rostratae, Caricetum diandrae, Caricetum limosae, Caricetum chordorrhizae, Rhynchosporetum albae, Carici-Canescentis-Agrostietum caninae*) i zbiorowiska torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* (zespół

Ledo-Sphagnetum magellanici i zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*) oraz zbiorowiska olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum* z klasy *Alnetea glutinosae.* W przypadku jeziora Wytyckiego w obrębie zbiornika retencyjnego znalazły się zarówno torfowiska niskie, na których wcześniej występowały zbiorowiska leśne i zaroślowe z klasy *Alnetea glutinosae* oraz szuwarowe z klasy *Phragmitetea*, jak i przejściowe ze zbiorowiskami z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (zespoły *Caricetum lasiocarpae, Caricetum diandrae, Caricetum limosae*) [Fijałkowski 1959, 1971; Urban 1979]. Obecnie na kilku pływających wyspach, znajdujących się w obrębie misy obecnego zbiornika retencyjnego, wykształciły się zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea* i zaroślowe z klasy *Alnetea glutinosae* (fot. 17).

Fot. 17. Pływająca wyspa na Jeziorze Wytyckim (fot. D. Urban)

W ostatnich 30 latach dużym problemem jest, stopniowo wkraczająca na torfowiska przejściowe, trzcina pospolita *Phragmites australis* (np. torfowiska przy jeziorach Dubeczyńskie, Moszne, Długie, Karaśne, Kleszczów, Obradowskie, Łukietek – fot. 18, a także torfowisko Blizionki oraz niektóre małe śródleśne torfowiska).

Badania różnych autorów [Fijałkowski i in. 1994; Lorens 2009; Lorens, Sugier 2002; Urban 1992, 2001; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1994, 1997, 1998] wskazują, że w porównaniu do lat 50. ubiegłego wieku w zlewniach wielu jezior Pojezierza Łęczyńsko-

Włodawskiego znacznie zwiększył się udział powierzchniowy fitocenoz leśnych. Wzrost powierzchni lasów nastąpił kosztem zmniejszenia areału odkrytych zbiorowisk torfowiskowych (fot. 19).

Fot. 18. Wkraczająca trzcina pospolita *Phragmites australis* na torfowisku przejściowym przy jeziorze Moszne (fot. D. Urban)

Fot. 19. Zarastające torfowisko przejściowe przy Jeziorze Obradowskim (fot. D. Urban)

Na niewielkich torfowiskach śródleśnych przejściowych i wysokich w tzw. latach suchych obserwuje się wkraczanie brzozy omszonej *Betula pubescens* i sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris.* W latach o większych opadach i wysokim poziomie wody gruntowej na tych torfowiskach gatunki te zamierają (fot. 20).

Fot. 20. Zamierające drzewa na śródleśnym torfowisku w Nadleśnictwie Sobibór
(fot. D. Urban)

Na torfowisku Durne Bagno w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku zbiorowiska torfowisk wysokich były głównie reprezentowane przez zespół *Sphagnetum magellanici* [Paszewski, Fijałkowski 1970]. Płaty tego zbiorowiska występowały na 90% powierzchni torfowiska, a zbiorowisko *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* zajmowało głównie silnie uwodnioną strefę okrajka. Obecnie na Durnym Bagnie (poza kopułą torfowiska porośniętą borem bagiennym *Vaccinio uliginosi-Pinetum*) dominują płaty zbiorowiska *Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*. Mniejszą powierzchnię zajmuje zespół *Ledo-Sphagnetum magellanici*, zróżnicowany ma dwie odmiany: typowy z sosną w centralnej części torfowiska oraz z wełnianką pochwowatą występującą bliżej okrajka. Skraj torfowiska porasta zbiorowisko situ rozpierzchłego *Juncus effusus* z udziałem torfowca kończystego *Sphagnum fallax* [Izdebski, Fijałkowski 2002; Urban 2017; Urban i in. 2013-14, 2020].

Zmiany zachodzące na niektórych torfowiskach Polesia Lubelskiego (w tym na terenie Poleskiego Parku Narodowego) są w ostatnich latach w znacznie mniejszym stopniu widoczne, a prowadzone działania ochrony czynnej przyczyniają się do retencji wody, zachowania naturalnych warunków na torfowiskach oraz eliminacji wkraczających gatunków drzew i krzewów [Sugier, Różycki 2010].

6.2.1.6. Zagrożenia i ochrona

Zdaniem Fijałkowskiego [1999] do szczególnie zagrożonych ze strony eutrofizacji i obniżania wód gruntowych należą zbiorowiska torfowisk wysokich i przejściowych. W przypadku podniesienia poziomu wód gruntowych (np. na Durnym Bagnie) o 1 m zwiększy się powierzchnia zbiorowisk torfowisk przejściowych i wysokich, natomiast w wyniku obniżenia o 1 m zbiorowiska te ustąpią i ulegną przekształceniu w brzeziny i nawet olszyny.

Do najważniejszych zagrożeń na torfowiskach wysokich i przejściowych należą: zmiana stosunków wodnych (odwadnianie gruntów); zmiana składu gatunkowego (sukcesja) i wiążące się z tym zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska (dużym zagrożeniem jest wkraczanie na te torfowiska krzewów i drzew, a także trzciny pospolitej); obce gatunki inwazyjne (gatunki te pojawiają się na torfowiska w innych regionach w Polsce, a także na Lubelszczyźnie); zanieczyszczanie środowiska związane z turystycznym wykorzystaniem obiektów torfowiskowych, a także zbieraniem żurawin.

Największymi zagrożeniami zbiorowisk niskich torfowisk alkalicznych są: zmiana stosunków wodnych (odwadnianie gruntów); konkurencja ze strony turzycy sztywnej *Carex elata* lub trzęślicy modrej (zwłaszcza w sytuacji przedłużającego się podwyższenia lustra wody spowodowanego wyższymi opadami, niż przeciętne dla tego obszaru); konkurencja ze strony trzciny pospolitej *Phragmites australis*.

Czynna ochrona ekosystemów torfowiskowych na Polesiu Lubelskim, polega na usuwaniu zadrzewień i zakrzaczeń. Najlepsze rezultaty takich zabiegów widoczne są na obiektach, na których podniesiony został poziom wód gruntowych. W celu uzyskania pełniejszego efektu odkrzaczania potrzebne jest przynajmniej kilkakrotne wykonanie zabiegu. Na niektórych powierzchniach, na których usunięto zadrzewienia i zakrzaczenia oraz odrośla obserwuje się wzmożony rozwój światłolubnych gatunków rzadkich roślin (np. brzoza niska).

Na niektórych torfowiskach przejściowych przeprowadza się zabiegi koszenia (np. w Poleskim Parku Narodowym) trzciny wraz z wywozem biomasy. Z obserwacji przeprowadzonych w latach 2013-2017 wynika, że na powierzchni objętej tym zabiegiem

utrzymuje się nadal wiele gatunków torfowisk przejściowych (np. turzyca bagienna i strunowa, bagnica torfowa, modrzewnica pospolita, żurawina błotna).

Zdaniem Stańko i in. [2015] doskonale zachowane płaty torfowisk alkalicznych nie wymagają czynnej ochrony. Jednak w przypadku zaburzonych (w obrębie obiektu) warunków wodnych należy podjąć działania polegające na przywróceniu właściwego poziomu wód gruntowych i hamowaniu ich przyspieszonego odpływu np. zasypywanie, przetamowania istniejących rowów melioracyjnych [Pawlaczyk 2002]. Inną formą ochrony czynnej jest okresowe koszenie szuwarów występujących na torfowiskach nakredowych, a także usuwanie nalotu drzew [Buczek 2010; Herbichowa, Wołejko 2004; Pawlikowski i in. 2011; Wołejko i in. 2012].

Piśmiennictwo

1. Baryła R. 1973/74a. Zbiorowiska roślinne doliny Tyśmienicy. Cz. I. Zbiorowiska z klasy *Phragmitetea.* Ann. UMCS, s. E, 28/29, 197-212.
2. Baryła R. 1973/74b. Zbiorowiska roślinne doliny Tyśmienicy. Cz. II. Zbiorowiska z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae, Molinio-Juncetea* i *Arrhenatheretea.* Ann. UMCS, s. E, 28/29, 213-227.
3. Baryła R., Fijałkowski D. 1995. Roślinność naczyniowa jezior i torfowisk w rejonie Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny. [W:] red. Radwan S., Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. Lublin, AR, TWWP, 79-84.
4. Baryła R., Urban D., Kulik M. 2006. Effect of restoration on changes in plant communities of "Zienkowskie Meadows" in Poleski National Park. Pol. J. Environ. Stud., Vol. 15, 5d, 144-148.
5. Borowiec J. 1990. Torfowiska Regionu Lubelskiego. Prace Wydz. Nauk o Ziemi i Nauk Górniczych. Wyd. PWN, Warszawa, ss. 348.
6. Buczek A. 2005. Siedliskowe uwarunkowania, ekologia, zasoby i ochrona kłoci wiechowatej *Cladium mariscus* (L.) Pohl. w makroregionie lubelskim. Acta Agrophysica. Rozprawy i monografie, 129, ss. 126.
7. Buczek A. 2010. Monitoring of saw sedge *Cladium mariscus* (L.) Pohl. In the conditions of carbonate fens near Chełm. Polish. J. Environ. Stud., 15 (15d), 149-154.
8. Buczek A., Buczek T. 1996. Chełmskie torfowiska węglanowe. IUCN Poland, Lublin.
9. Buczek A., Urban D. 2004. Long-term changes in the flora of the „Krowie Bagno" against a background of changes in habitat conditions. Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego. PAN Oddział w Lublinie. 1, 27-31.

10. Buczek T., Buczek A. 1993. Torfowiska niskie typu węglanowego w okolicach Chełma – walory przyrodnicze, zagrożenia, ochrona. Chrońmy Przyr. Ojcz. 49 (3), 76-89.
11. Chmiel S., Urban D. 1993. Zmiany w hydrosferze i szacie roślinnej na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (wybrane zagadnienia). [W:] Materiały konferencji „Funkcjonowanie ekosystemów wodnych i torfowiskowych w obszarach chronionych". Krasne 28-29 czerwca 1993, TWWP, Lublin 80-81.
12. Chmiel S., Urban D. 1999. Warunki siedliskowe najcenniejszych zespołów torfowisk przejściowych i wysokich w nizinnej części Lubelszczyzny. [W:] Materiały Międzynarodowej Konferencji „Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych". AR w Lublinie, Poleski Park Narodowy, Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Okuninka n. Jeziorem Białym Włodawskim, 13-14.
13. Chmielewski Sz., Urban D. 2008. Zastosowanie cyfrowej ortofotomapy do analizy struktury szaty roślinnej na przykładzie rezerwatu przyrody „Trzy Jeziora". Problemy Ekologii Krajobrazu, 21, 177-191.
14. Chmielewski T.J., Radwan S. 1996. Procesy ekologiczne zachodzące w płytkich jeziorach i otaczających je torfowiskach na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. [W:] red. Radwan S., Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wydaw. UMCS, 31-38.
15. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A. 2019. Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość. (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin.
16. Dajdok Z., Pawlaczyk P. 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników. Świebodzin, ss. 167.
17. Dembek W. 2000. Wybrane aspekty zróżnicowania torfowisk w młodo- i staroglacjalnych krajobrazach Polski Wschodniej. Wyd. IMUZ, Falenty, ss. 175.
18. Fijałkowski D. 1959. Szata roślinna jezior Łęczyńsko-Włodawskich i przylegających do nich torfowisk. Ann. UMCS, s. B, 14, 3, 131-206.
19. Fijałkowski D. 1960. Stosunki geobotaniczne torfowiska „Dubeczno" koło Włodawy. Roczn. Nauk Roln., ser. A, 80, 449-494.
20. Fijałkowski D. 1963. Szata roślinna Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 65-88.
21. Fijałkowski D. 1964. Zbiorowiska wodno-torfowiskowe w okolicy Wólki Wytyckiej koło Włodawy. Materiały XXXVI Zjazdu Pol. Tow. Bot., Lublin.

22. Fijałkowski D. 1965. Zbiorowiska wodno-torfowiskowe rezerwatu Świerszczów koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 20, 179-194.
23. Fijałkowski D. 1971. Charakterystyka geobotaniczna kompleksu wodno-torfowiskowego koło Wytyczna w woj. lubelskim. Folia Soc. Scient. Lubl., s. B, 11, 3-10.
24. Fijałkowski D. 1972. Stosunki geobotaniczne Lubelszczyzny. Prace Wydziału Biologii. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Ossolineum, ss. 285.
25. Fijałkowski D. 1988. Zmiany szaty roślinnej na Lubelszczyźnie w ostatnim dwudziestoleciu (1967-1987). Ann. UMCS, s. C, 43, 15, 215-238.
26. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS. Lublin, 303 ss.
27. Fijałkowski D. 1993. Lasy Lubelszczyzny. LTN, Lublin, 252 ss.
28. Fijałkowski D. 1999. Aktualna waloryzacja i ochrona ekosystemów torfowiskowych w Poleskim Parku Narodowym. [W:] red. Radwan S., Kornijów R., Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, 73-78.
29. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. LTN, Lublin, ss. 366.
30. Fijałkowski D., Andrijenko T., Onyszczenko W., Święs F., Urban D. 2002. Ekosystemy lądowe – leśne, kserotermiczne i synantropijne Polesia (flora i fitocenozy). [W:] red. Radwan S. i inni, „Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany". Acta Agrophysica, 66, 147-177.
31. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1982. Roślinność i zbiorowiska rezerwatu Jezioro Brzeziczno. Ann. UMCS, s. C, 37, 23, 272-290.
32. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1983. Makrofity Jezior Łęczyńsko-Włodawskich. [W:] Środowisko przyrodnicze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. TWWP, Lublin, 110-121.
33. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E., Urban D. 1984. Zbiorowiska roślinne rezerwatu Jezioro Brudzieniec. Ann. UMCS, s. C, 39, 111-119.
34. Fijałkowski D., Karczmarz K., Wólczyńska R. 1994. Zmiany szaty roślinnej Bagna Dubeczyńskiego w okresie 35 lat (1958-1993). Ann. UMCS, s. C, 49, 101-118.
35. Fijałkowski D., Kozak R. 1970. Roślinność rezerwatu „Torfowisko nad Jeziorem Czarnym Sosnowickim". Ann. UMCS, s. C, 25, 213-241.
36. Fijałkowski D., Romer S., Sawa K. 2000. Szata roślinna Krowiego Bagna przed i po jego melioracji. [W:] red. Michalczyk Z., Renaturalizacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 45-56.

37. Fijałkowski D., Urban D. 1997. Szata roślinna obiektu wodno-torfowiskowego „Uściwierzek" i jej przekształcenia. Ann. UMCS, s. C, 52, 119-143
38. Fijałkowski D., Urban D., Baryła R. 1997. Szata roślinna obiektu leśno-torfowiskowego Rogóźno. Ann. UMCS, s. C, 52, 145-168.
39. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993a. Roślinność projektowanego rezerwatu jezioro Orchowo na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 68-80.
40. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993b. Roślinność projektowanego rezerwatu Sobibór koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 48, 81-91.
41. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993c. Roślinność projektowanego rezerwatu Brudno na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 93-103.
42. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1994. Roślinność rezerwatu Żółwiowe Błota koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 49, 152-170.
43. Gabrysiak, K., Raduj W., Obidziński A. 2018. Kłoć wiechowata na torfowisku Bagno Staw w Poleskim Parku Narodowym. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 20 (2) 56, 100-107.
44. Gawlik J., Urban D. 2003. Stopień zróżnicowania zbiorowisk roślinnych w różnych typach torfowisk. [W:] red. Radwan S. Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodnotorfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego. Rozprawy i monografie. Acta Agrophysica, 9, 166-178.
45. Grzywna A., Urban D. 2008. Zróżnicowanie florystyczne i fitosocjologiczne zbiorowisk szuwarowych dolin Ochoży i Bobrówki. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 1, 109-116.
46. Herbichowa M., Wołejko L. 2004. *7210 Torfowiska nakredowe (*Cladietum marisci, Caricetum buxbaumii*, *Schoenetum nigricantis*). [W:] Wody słodkie i torfowiska. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. J. Herbich (red.). Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 2, 163-171.
47. Ilnicki P. 1996. Spontaniczna renaturalizacja wyeksploatowanych torfowisk wysokich. Prz. Przyr. 7 (3-4), 113-127.
48. Ilnicki P. 2002. Torfowiska i torf. Wydaw. AR im. A. Cieszkowskiego, Poznań, ss. 606.
49. Iwaniuk A. 1999. Torfianka pocieszający wyjątek. AURA, Ochrona środowiska, 4, 17-18.
50. Izdebski K., Fijałkowski D. 2002. Ekosystemy Poleskiego Parku Narodowego. Ekosystemy zaroślowe i leśne. [W:] S. Radwan (red.) Poleski Park Narodowy. Morpol, Lublin, 174-199.

51. Jargiełło J. 1973. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowiska Krowie Bagno i Hańsk. Rozpr. Nauk. AR w Lublinie 7, Wyd. AR, Lublin.
52. Karczmarz K., Sokołowski W. 1988. Roślinność torfowiskowa rezerwatu Jezioro Obradowskie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 58, 103-117.
53. Krogulec J., Łuczycka-Popiel A., Urban D., Deptuś P. 1996. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego „Jezioro Mytycze". Szata roślinna. Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
54. Lorens B. 2009. Analiza zmian sukcesyjnych zachodzących w fitocenozach i florze wybranych torfowisk w latach 1960-2009. [W:] red. Chmielewski T.J., Ekologia krajobrazów hydrogenicznych Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, 191-206.
55. Lorens B., Sugier P. 1999. Zmiany roślinności wodnej i przybrzeżnej w latach 1952-1998. [W:] red. Radwan S., Kornijów R., Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, Lublin, 203-210.
56. Lorens B., Sugier P. 2000. Przekształcenia szaty roślinnej zlewni jeziora Długie w drugiej połowie XX wieku. Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Wyd. UMCS, Lublin, 87-93.
57. Lorens B., Sugier P. 2002. Roślinność zlewni jezior Poleskiego Parku Narodowego – stan aktualny i zmiany. [W:] Red. S. Radwan i inni, Polsko-Ukraińsko-Białoruska konferencja „Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany". Streszczenia prac. Polska Akademia Nauk Oddział w Lublinie, Lublin, 53-54.
58. Lorens B., Sugier P. 2004. The monitoring of vegetation and habitats of water-peatland ecosystems of "Krowie Bagno" (Łęczna-Włodawa Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 1, 139-145.
59. Lorens B., Sugier P. 2006. Bioindicative Role of Macrophytes in the Identification of the Environmental Gradients in Aquatic Habitats. Polish Journal of Environmental Studies. Hard Olsztyn, 15, 5d, cz. 1, 196-198.
60. Łuczycka-Popiel A. 1999. Pomnik przyrody „Biesiadki" na Polesiu Lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 54, 73-91.
61. Łuczycka-Popiel A., Krogulec J., Urban D., Deptuś P. 1997. Walory przyrodnicze projektowanego rezerwatu „Jezioro Mytycze" na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ekoinżynieria, 6, 21-28.
62. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995. Zbiorowiska roślinne Uroczyska Jezioro koło Dorohuczy na Polesiu Lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 50,113-132.

63. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995. Roślinność projektowanego rezerwatu Bilsko w Obniżeniu Dorohuckim na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C., 50, 243-266.
64. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 536 ss.
65. Miazga S., Mosek K. 1999. Charakterystyka roślinności wybranych fragmentów torfowisk w pobliżu niektórych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, Agricultura, 75, 217-222.
66. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and Pteridophytes od Poland a checklist. W. Szafer Inst. Of Botany, Polish Academy of Sciens. Kraków, 442 ss.
67. Mosek B., Miazga S. 1999. Roślinność dołów potorfowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Folia Univ. Agric. Stetin, 197, 233-238.
68. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of polish mosses – Katalog mchów Polski. Polish Academy of Science. Institute of Botany, Kraków, 372 ss.
69. Pacowski R. 1967. Biologia i stratygrafia torfowiska wysokiego Wieliszewo na Pomorzu Zachodnim. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 76, 101-196.
70. Podbielkowski Z. 1960. Zarastanie dołów potorfowych. Monogr. Botan. 10 (1), 114 ss.
71. Paszewski A., Fijałkowski D. 1971. Badania botaniczne rezerwatu Durne Bagno koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 25, 171-196.
72. Pawlikowski P., Michalczuk W., Kozub Ł., Gutowska E., Kotowska K. 2011. Regionalny program ochrony torfowisk alkalicznych (7230) w województwie lubelskim. Klub Przyrodników, Świebodzin, 1-13 [http://www.kp.org.pl/pdf/materialy/lubelskie-ost.pdf].
73. Piotrowska M., Wójciak J., Borchulski Z. 1990. Bagno Bubnów, projektowany rezerwat faunistyczny w województwie chełmskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 46, 4-5, 54-61.
74. Popiołek Z. 1972. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. II, Jezioro Kleszczów. Ann. UMCS, s. C, 28, 191-213.
75. Popiołek Z. 1973. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. III, Jezioro Miejskie. Ann. UMCS, s. C, 28, 247-270.
76. Popiołek Z. 1974. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior okolic Ostrowa Lubelskiego na tle warunków siedliskowych. Cz. IV, Jezioro Czarne Gościnieckie. Ann. UMCS, s. C, 29, 333-353.
77. Popiołek Z. 1988. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej na tle warunków siedliskowych w obrębie jezior Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie.

78. Radwan S. (red.). 2002. Poleski Park Narodowy, monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, Lublin, 372 ss.
79. Różycki A., Sołtys M. 1999. Próba czynnej ochrony ekosystemów torfowiskowych na wybranych powierzchniach w Poleskim Parku Narodowym. [W:] S. Radwan, R. Kornijów (red.), Problemy aktywnej ochrony ekosystemów wodnych i torfowiskowych w polskich parkach narodowych. Wyd. UMCS, Lublin, 79-88.
80. Stańko R., Wołejko L., Jarzombkowski F., Makles M., Horabik D. 2015. Ochrona torfowisk alkalicznych w Polsce. Przegl. Przyr., 26 (4), 76-84.
81. Sugier P. 2001. The dynamics of aquatic and rush vegetation and landscape changes of the lake Moszne in the Polesie National Park. Ekologia (Bratislava), suppl. IV, 256-263.
82. Sugier P. 2004. Problemy ochrony ekosystemów wodno-torfowiskowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. Stan i zmiany środowiska geograficznego wybranych regionów wschodniej Polski. Polskie Towarzystwo Geograficzne Oddział Lubelski, UMCS, Lublin, 195-199.
83. Sugier P. 2014. Ecological processes and properties od excavated peatlands of eastern Poland. Tow. Wyd. Nauk. Libropolis, Lublin.
84. Sugier P., Buczek A., Urban D., Szczurowska A., Kulik M. 2016. Torfowiska węglanowe Polesia: stan, zagrożenia i ochrona. [W:] red. Czarnecka B., Na międzyrzeczu Wisły i Bugu. Krajobrazy roślinne i dziedzictwo kulturowe środkowowschodniej Polski i zachodniej Ukrainy. Tow. Wyd. Nauk. Libropolis, Lublin, 127-142.
85. Sugier P., Lorens B. 2000. Zbiorowiska roślinne jeziora Łukie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr., 19.2, 3-18.
86. Sugier P., Plackowski R. 2009. Phytosociological and ecological relations in the communities with the share of *Carex chordorrhiza* L. f. inside and outside the dense geographical species range. Ann. UMCS, s. B., 64, 75-86.
87. Sugier P., Popiołek Z. 1995. Roślinność wodna i przybrzeżna jezior Poleskiego Parku Narodowego na tle warunków siedliskowych. Jezioro Karaśne. Ann. UMCS s. C, 50.3, 55-69.
88. Sugier P., Popiołek Z. 1998. Roślinność wodna i przybrzeżna jeziora Moszne w Poleskim Parku Narodowym. Ann. UMCS, s. C, 53, 185-200.
89. Sugier P., Popiołek P. 1999. Zróżnicowanie roślinności wodnej i przybrzeżnej jeziora Długie w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr., 18.2, 61-79.
90. Sugier P., Różycki A. 2010. Wybrane obszary hydrogeniczne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę.

Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Polskie Towarzystwo Botaniczne – Zarząd Główny, Warszawa, 131-172.

91. Sugier P., Różycki A., Dobrowolski R. 2010. Charakterystyka przyrodnicza wybranych torfowisk Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] red. Obidziński A., Z Mazowsza na Polesie i Wileńszczyznę. Zróżnicowanie i ochrona szaty roślinnej pogranicza Europy Środkowej i Północno-Wschodniej. Polskie Towarzystwo Botaniczne – Zarząd Główny, Warszawa, 147-159.
92. Trąba Cz., Wójcikiewicz M., Wolański P. 2004. Samorzutna renaturalizacja torfowiska „Broduszurki" na Pogórzu Dynowskim. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 4, 363-377.
93. Urban D. 1979. Szata roślinna Jeziora Wytyckiego i jego otoczenia. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Systematyki i Geografii Roślin. UMCS, Lublin (maszynopis).
94. Urban D. 1992. Waloryzacja przyrodnicza rezerwatu „Torfowisko przy Jeziorze Czarnym". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
95. Urban D. 2001. Walory przyrodnicze i problemy ochrony rezerwatu przyrody Jezioro Orchowe (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Inżynieria Ekologiczna, 5, 150-157.
96. Urban D., 2007. Plant communities of peat pits and ponds in the area of Sobibór Forests (Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 4, 285-292.
97. Urban D., 2002. Soils and vegetation of smal interforest bogs of Sobibór Forest Inspectorate (Wołczyny Fores District) Acta Agrophysica, 68, 235-244.
98. Urban D., 2002. Differantion of hydrogenic sites and of the soil cover of the Tarasinka valley (near Osowa). Acta Agrophysica, 68, 245-254.
99. Urban D. 2017. Monitoring skuteczności zabiegów ochronnych w ekosystemach nieleśnych oraz monitoring siedlisk Natura 2000 i monitoring nieleśnych ekosystemów lądowych Poleskiego Parku Narodowego. Poleski Park Narodowy (maszynopis).
100. Urban D., Buczek A., Kulik M., Sender J., Tokarz E., Zubel R., Różycki A. 2013-2014. Operat ochrony lądowych ekosystemów nieleśnych, torfowiskowych i bagiennych. Plan ochrony dla Poleskiego Parku Narodowego i obszarów Natura 2000 w granicach Parku. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Taxus SI, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział Przemyśl. Warszawa, Lublin, Przemyśl (maszynopis)
101. Urban D., Chmiel S. 1993. Dokumentacja przyrodnicza rezerwatu przyrody „Świerszczów". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).

102. Urban D., Chmiel S., Pałka K., Piotrowska M., Wojciechowska W. 1994. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Torfowisko Dubeczyńskie". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
103. Urban D., Domżał H., Potakiewicz G. 2005. Walory przyrodnicze terenów po eksploatacji torfu na przykładzie kopalni w pobliżu Dubeczna (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej „Rekultywacja środowisk zdegradowanych". Lublin-Janów Lubelski-Jeziórko-Machów-Piaseczno, 30-31 sierpnia 2005, 87-97.
104. Urban D., Łuczycka-Popiel A., Piotrowska M., Staniec B., Chmiel S., Kowalik A. 1993a. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Bilsko". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
105. Urban D., Łuczycka-Popiel A., Piotrowska M., Staniec B., Chmiel S., Kowalik A. 1993b. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu przyrody „Uroczysko Jezioro". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie. Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
106. Urban D., Mikosz A. I., Jendrzejewska J., 2007. Floristic and phytosocjological diversity of peat pits in planned ekological land near Krasne (Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 4, 293-299.
107. Urban D., Paszczuk W., Chmiel S., Borowiec J., Potakiewicz G., Michalak L. 1997. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Torfowisko przy jeziorze Czarnym". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie. Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
108. Urban D., Paszczuk W., Chmiel S., Wójciak H., Potakiewicz G., Michalak L. 1998. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Jezioro Orchowe". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie. Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
109. Urban D., Potakiewicz G. 1998. Dokumentacja przyrodnicza użytku ekologicznego „Uroczysko Dekowina". Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
110. Urban D., Potakiewicz G., Popławska M. 2006. Natura values of marshes in the region of Kosyń (Łęczyńsko-Włodawski Lake District). Polish J. Environ Stud., 15, 5d, 243-249.

111. Urban D., Sender J., Wójciak H. 2018. Floristic and phytoscologic of mid-field swamps in Eastern Poland. 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference, 18, 5.2, 437-444.
112. Urban D., Tokarz E., Sender J., Zubel R., Buczek A., Kulik M. 2020. Torfowiska. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 157-186.
113. Urban D., Wójciak H. 2011. Characteristis of plant communities of the western part of the Garbatówka bog (Łęczna-Włodawa-Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 8, 210-224.
114. Urban D., Wójciak H. 2013. Floristic and phytosociological values of lidfield and midforest peatbogs (Łęczna-Włodawa plain, Dorohucza Depression). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 10, 469-480.
115. Urban D., Wójcikowska-Kapusta A. 2005. Problemy degradacji małych śródpolnych obiektów torfowiskowych na przykładzie „Bagna Wytrzeszczone". Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowej „Problemy wzbogacania i ochrony różnorodności biologicznej obszarów wodno-torfowiskowych – renaturyzacja, rekultywacja, restytucja, reintrodukcja", 23-24 września, Janów Lubelski, 98-99.
116. Wawer M., Urban D. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej. [W:] red. Wojciechowska W., Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona. Wyd. KUL, 101-117.
117. Wawer M., Urban D., Łuczycka-Popiel A., 2002. Walory florystyczne doliny Tarasinki w województwie lubelskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 3, 63-70.
118. Wojciechowski I., Szczurowska A. 2002. Ekosystemy torfowiskowe. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, 161-174.
119. Wołejko L., Stanko R., Pawlikowski P., Jarzombkowski F., Kiaszewicz K., Chapinski P., Bregin M., Kozub Ł., Krajewski Ł., Szczepański M. 2012. Krajowy program ochrony torfowisk alkalicznych (7230). Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 121 ss.
120. Wójciak J., Urban D., Wójciak H. 2000. Walory przyrodnicze i problemy ochrony małych śródleśnych bagien Nadleśnictwa Sobibór (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). [W:] red. Michalczyk Z., Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 89-97.

Teresa Korniłłowicz-Kowalska, Bernadeta Wojdyło-Kotwica, Justyna Bohacz, Michał Tomasz Możejko

6.2.2. Bioróżnorodność saprotroficznych grzybów strefy korzeniowej traw i koniczyn łąki trwałej w siedlisku pobagiennym przy uwzględnieniu sezonu wegetacyjnego oraz nawożenia (Zaklęsłość Sosnowicka, Polesie Zachodnie)

6.2.2.1. Wstęp

Strefa korzeniowa roślin stanowi specyficzny mikroekosystem będący miejscem intensywnej aktywności mikrobiologicznej. Obejmuje ona ektoryzosferę, czyli obszar gleby w najbliższej okolicy korzenia (2-5 mm) zasiedlany przez mikroorganizmy zwane ektoryzosferowymi, oraz endoryzosferę, obejmującą przestrzenie międzykomórkowe epidermy i kory pierwotnej zasiedlane przez drobnoustroje zwane endoryzosferowymi. Strefą przejściową, wspólną dla tych dwóch mikrośrodowisk, jest powierzchnia korzenia (ryzoderma), zwana ryzoplaną [Pietr 1990; Pinton i in. 2001]. Drobnoustroje zasiedlające strefę korzeniową roślin tworzą specyficzne zespoły, wyselekcjonowane pod wpływem wydzielin korzeniowych [Michiels i in. 1989]. Wydzielane przez korzenie roślin różnorodne substancje zwane ryzodepozytami są źródłem C, N i energii dla drobnoustrojów heterotroficznych, a także źródłem substancji biologicznie czynnych. Są to nisko- i wysokocząsteczkowe związki chemiczne uwalniane przez żywe korzenie roślin, wśród których są obecne: węglowodany, aminokwasy, kwasy organiczne, enzymy i inhibitory, fitohormony, witaminy, sterole, flawonoidy, nukleotydy, różne związki lotne, np. CO_2 i etylen, a także związki mineralne, tj. NH_4^+, Fe itp. Obok tego w składzie ryzodepozytów są śluzy, komórki graniczne korzenia, włośniki i fragmenty obumarłych korzeni. Te ostatnie mogą stanowić aż 90% ryzodepozytów [Uren 2001; Wichern i in. 2008]. Ilość martwej materii organicznej jest szczególnie duża w zbiorowiskach trawiastych, cechujących się wytwarzaniem zbitej darni, którą tworzy masa korzeni, rozłogów i kłączy roślin. W przeważającej masie w ich składzie występują związki organiczne, trudniej dostępne, takie jak frakcja ligninocelulozy. Obecność tych substratów sprzyja przede wszystkim rozwojowi grzybów, które są wyspecjalizowane w biodegradacji złożonych połączeń organicznych. W glebach zbiorowisk trawiastych nie dochodzi także do przerywania ciągłości grzybni, co ma miejsce np. w glebach ornych. Szacuje się [Bloem i in. 2004], że w glebach łąkowych od 50 do 80% biomasy drobnoustrojów przypada na biomasę grzybów. Udział grzybów w biomasie drobnoustrojów w tych glebach wzrasta, gdy pH spada, natomiast maleje, gdy rośnie poziom azotu, co z kolei zwiększa biomasę bakterii [de Vries i in. 2006]. Z drugiej strony, mimo większej obfitości grzybów w glebach kwaśnych, ich skład gatunkowy jest stosunkowo ubogi [Kutateladze i in. 2016]. Dotychczasowe badania dotyczące

charakterystyki zbiorowisk grzybów w glebach łąkowych w siedliskach pobagiennych i bagiennych są fragmentaryczne i dotyczą jedynie grzybów w glebie pozakorzeniowej [Bogacz i in. 2004; Tyszkiewicz 2002;Wyczółkowski i in. 2002].

Celem niniejszej pracy była charakterystyka zbiorowisk saprotroficznej mykocenozy zasiedlającej strefę korzeniową (ekto-, endoryzosfera, ryzoplana) koniczyn i traw łąki trwałej w siedlisku pobagiennym (gleba torfowo-murszowa) Polesia Zachodniego przy uwzględnieniu wpływu nawożenia mineralnego oraz sezonu wegetacyjnego. Badania dotyczyły liczebności, podobieństwa i różnorodności gatunkowej oraz stanu fitosanitarnego zbiorowisk tych grzybów.

6.2.2.2. Materiał i metodyka

Teren badań

Badania prowadzono na terenie i obiektach stacji Dydaktyczno-Badawczej w Sosnowicy (południowo-wschodnia Polska) Katedry Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Obszar stacji leży w mezoregionie Zaklęsłość Sosnowicka, w obrębie makroregionu Polesie Zachodnie, podprowincji Polesie, wchodzącej w skład prowincji Niż Wschodniobałtycko-Białoruski, znajdującej się w obrębie megaregionu Niżu Wschodnioeuropejskiego [Kondracki 2002]. Zaklęsłość Sosnowicka (51°31’ szerokości północnej i 23°04’ długości wschodniej) obejmuje głównie łąki i lasy grądowe, poprzecinane kanałami melioracyjnymi [Kondracki 2002]. Łąki na których założono doświadczenie, były zlokalizowane między rzeką Piwonią (dopływ Tyśmienicy) a kanałem Wieprz-Krzna. Do połowy lat 60. ubiegłego wieku w rejonie kanału Wieprz-Krzna znajdowały się siedliska bagienne z glebami torfowymi typu bagiennego. Melioracje w latach 1964-1965 spowodowały przekształcenie tych gleb w gleby torfowo-murszowe [Gawlik, Guz 1995; Okruszko 1994]. Pod względem klimatycznym Sosnowica zaliczana jest do regionu Poleskiego, który charakteryzuje się okresem wegetacyjnym trwającym ponad 200 dni, średnią roczną temperaturą ok. 7,4°C, okresem ciepłym przypadającym na kwiecień-październik o średniej temperaturze wynoszącej 13,1°C, dniami z mrozem od listopada do marca, a z przymrozkami już od drugiej połowy września do nawet pierwszej dekady czerwca, rocznej sumie opadu atmosferycznego na poziomie ok. 550 mm, z czego na okres wegetacyjny przypada 375-400 mm [Kaszewski 2008; Kaszewski i in. 1995].

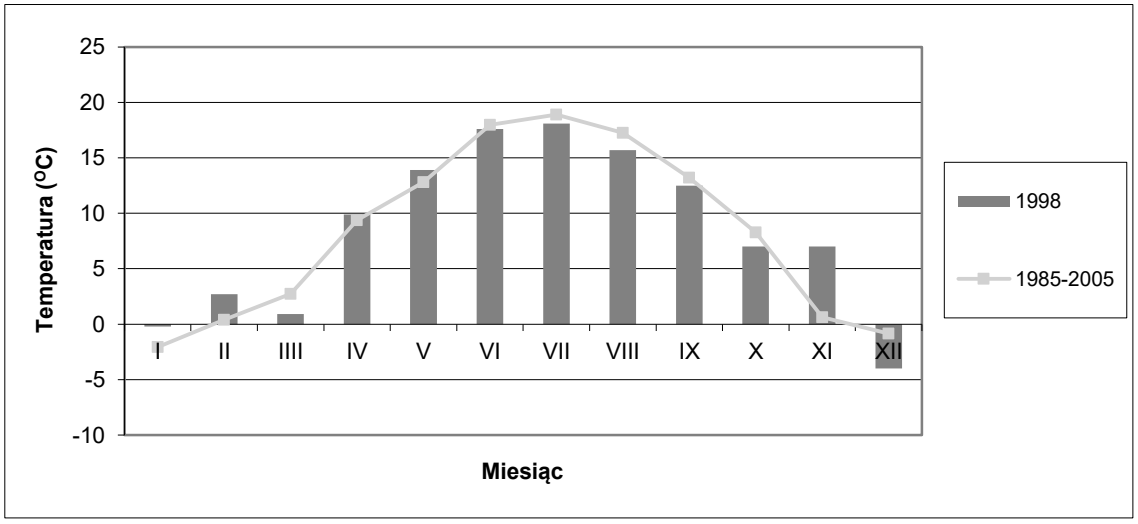
Obiekt doświadczalny

Doświadczenie założono w czerwcu 1996 r. na glebie torfowo-murszowej, średnio zmurszałej (Mt II), wytworzonej z torfów turzycowiskowo-szuwarowych [Baryła, Kulik 2006; Okruszko 1994]. Wybrane właściwości fizyczne i chemiczne badanej gleby zamieszczono

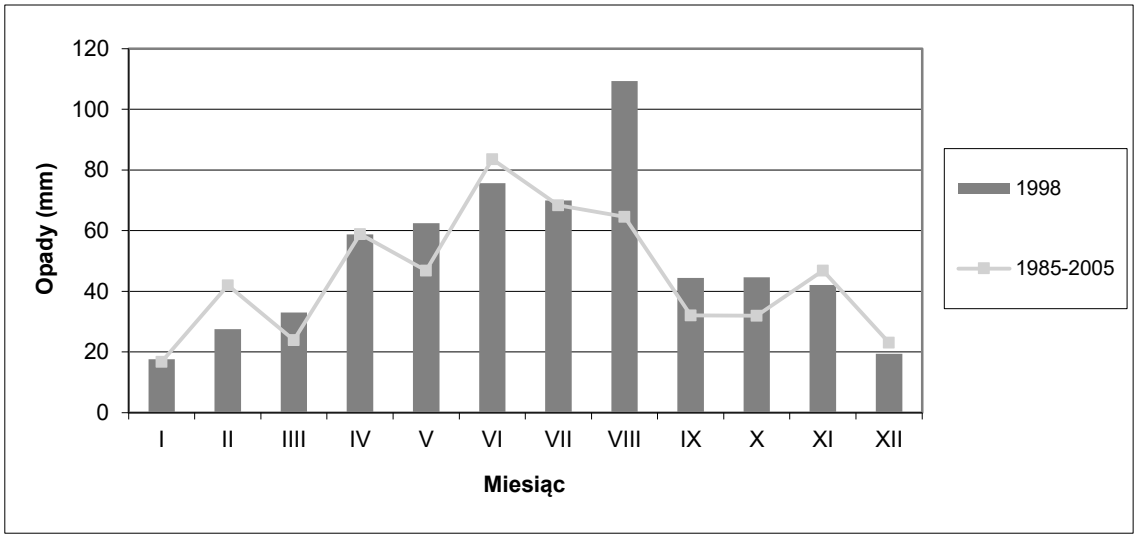
w tabeli 1. Badania prowadzono w trzecim roku doświadczenia (1998 r.). Charakterystykę warunków pogodowych w 1998 r. przedstawiono na rycinach 1 i 2 na podstawie danych pochodzących ze stacji Meteorologicznej w Uhninie (oddalonej ok. 5 km od Sosnowicy) uzyskanych z Katedry Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu UP w Lublinie. Wartości średnich miesięcznych temperatur powietrza i miesięcznych sum opadów atmosferycznych w okresie prowadzenia badań odniesiono do wartości tych danych z wielolecia (1985-2005), pochodzących z ww. stacji meteorologicznej. Doświadczenie zostało założone metodą bloków losowych w czterech powtórzeniach. Poletka o powierzchni 24 m^2 obsiano mieszanką koniczynowo-trawiastą o składzie gatunkowym i normach wysiewu nasion wg Falkowskiego [1983] jak podano w tabeli 2. Ruń koniczynowo-trawiasta była 3-krotnie użytkowana kośnie z zastosowaniem nawożenia mineralnego NPK w dawkach (kg· ha $^{-1}$): N – 40, P_2O_5 – 80, K_2O – 120. Nawożenie azotowe stosowano w 3 dawkach (po 1/3 dawki przed rozpoczęciem wegetacji oraz po pierwszym i drugim pokosie). Nawożenie fosforanowe zastosowano jednorazowo wiosną przed ruszeniem wegetacji. Nawożenie potasowe stosowano w dwóch dawkach (po ½): wiosną i po drugim pokosie. Obiektem kontrolnym była ruń koniczynowo-trawiasta bez nawożenia pochodząca z obsiewu.

Tab. 1. Wybrane właściwości fizyczne i chemiczne gleby torfowo-murszowej

Kombinacja	% subst. org.	% N ogólnego	mg CaO w 100 g gleby	mg w 100 g gleby wg Egnera		miligramo-równoważniki Ca w 100 g gleby	pH w KCl
				P_2O_5	K_2O		
gleba nienawożona	51,59	1,78	95,03	13,70	7,19	33,87	4,40
gleba nawożona	72,78	2,25	147,78	16,00	9,90	55,68	5,15



Ryc. 1. Średnia miesięczna temperatura powietrza w 1998 r. (wg Stacji Meteorologicznej w Uhninie) na tle danych wieloletnich



Ryc. 2. Sumy opadów w 1998 r. (wg Stacji Meteorologicznej w Uhninie) na tle danych wieloletnich

Tab. 2. Wykaz gatunków oraz normy wysiewu nasion [wg Falkowskiego 1983]

Gatunek	Udział w mieszance (%)	Normy wysiewu nasion ($kg \cdot ha^{-1}$)
koniczyna biała (*Trifolium repens* L.)	17,5	(15)*
koniczyna łąkowa (*Trifolium pratense* L.)	17,5	(21)*
wiechlina łąkowa (*Poa pratensis* L.)	35	(24)*
tymotka łąkowa (*Phleum pratense* L.)	20	(18)*
kupkówka pospolita (*Dactylis glomerata* L.)	10	(21)*

()* – normy dla mieszanki

Materiał badawczy

Materiał badawczy stanowiły korzenie roślin wraz z przylegającą glebą, pobierane w trzecim roku trwania doświadczenia w fazie pąków koniczyn i kwitnienia traw: przed 1., 2. i 3. koszeniem. Pobieranie oraz przygotowanie materiału roślinnego (korzenie) prowadzono metodą Król i Kobus [1992]. Rośliny pobierano wraz z blokiem gleby przylegającej do korzeni o wymiarach 25 × 25 × 28 cm w czterech powtórzeniach. Korzenie otrząsano z gleby i przygotowano średnie 10-gramowe próbki (po 2 z każdej kombinacji).

Metody izolacji grzybów

Grzyby zasiedlające korzenie roślin izolowano metodą zmywów wg Król i Kobus [1992] otrzymując 5 frakcji: I – odpowiadającą ektoryzosferze (= gleba ryzosferyczna) stanowił supernatant otrzymany po wytrząsaniu korzeni wraz z przylegającą glebą przez 20 minut w 90 cm^3 jałowej wody destylowanej. II, III i IV frakcję odpowiadającą ryzoplanie stanowił

supernatant otrzymany po 2., 3. i 4. płukaniu i wytrząsaniu korzeni z I frakcji (10 minut w 90 cm^3 jałowej wody). Pozostałą masę korzeni homogenizowano w lodzie (10 minut, 3000 rpm) po wcześniejszym 5-krotnym płukaniu i wytrząsaniu, otrzymując V frakcję określoną jako endosfera (co odpowiada wnętrzu korzenia), zawierającą drobnoustroje zasiedlające epidermę i korę pierwotną.

Grzyby zasiedlające poszczególne frakcje strefy korzeniowej (ekto- i endoryzosfera oraz ryzoplana) wyodrębniano płytkową metodą rozcieńczeń sporządzając 10-krotne rozcieńczenia wyjściowych pięciu frakcji oraz prowadząc wysiew na selektywne podłoża Martina [Martin 1950].

Oznaczanie liczebności oraz identyfikacja rodzajowa i gatunkowa grzybów

Ogólną liczebność grzybów saprotroficznych (podłoże Martina) podawano jako średnią liczbę jednostek tworzących kolonie (jtk) uzyskaną z 3 równoległych powtórzeń w przeliczeniu na 1 kg suchej masy korzeni (ekto-, endoryzosfera i ryzoplana). Suchą masę korzeni oznaczano wagowo po wysuszeniu w 105°C.

Skład rodzajowy i gatunkowy grzybów oznaczano wybierając losowo jedną płytkę ze wzrostem kolonii (z trzech powtórzeń dla każdej serii) i odszczepiając wszystkie wyrosłe kolonie na skosy z pożywką glukozowo-ziemniaczaną. Starano się przy tym wybierać płytki zawierające co najmniej 20 kolonii. Identyfikację taksonomiczną zebranej kolekcji czystych kultur grzybów przeprowadzono w oparciu o cechy mikromorfologiczne (obserwacje mikroskopowe) i makromorfologiczne (obserwacje makroskopowe na skosach i płytkach), stosując różne podłoża do identyfikacji grzybów. W obserwacjach mikromorfologicznych posługiwano się mikroskopem badawczym Olympus BX41, wyposażanym w kamerę cyfrową CVIII4, sprzężoną z komputerem z zainstalowanym programem CellA. Ostatecznej identyfikacji rodzajowej i gatunkowej dokonywano posługując się wieloma opracowaniami systematycznymi oraz dotyczącymi nomenklatury micromycetes [Bissett 1991; Domsch i in. 2007; Ellis 1971; Kwaśna i in. 1991; Skirgiełło i in. 1979; Thom, Raper 1945]. Układ taksonomiczny zebranych grzybów przyjęto według słownika „Dictionary of the Fungi" [Kirk i in. 2001]. Nazwy gatunkowe grzybów oraz ich ostateczną przynależność systematyczną weryfikowano według Index Fungorum (www.indexfungorum.org) jak podano w tabeli 4. Jednakże z uwagi na zaawansowany stopień analizy składu jakościowo-ilościowego zgromadzonej kolekcji grzybów, opartej na ówcześnie obowiązujących nazwach rodzajowych i gatunkowych grzybów, w ostatecznej wersji pracy nie zastosowano najnowszego nazewnictwa.

6.2.2.3. Analiza wyników

Uzyskane wyniki opracowano statystycznie. W odniesieniu do liczebności grzybów saprotroficznych dla porównania wartości średnich użyto modeli wieloczynnikowych analizy wariancji (ANOVA) z interakcjami oraz modeli addytywnych [Frątczak i in. 2005; Stanisz 2005]. Do oceny istotności różnic między średnimi wykorzystano test Tukeya na poziomie istotności $\alpha = 0{,}05$. Pozwala to podzielić porównywane obiekty na grupy statystycznie jednorodne (grupy homogeniczne) i wyznaczyć tzw. najmniejszą istotną różnicę średnich, której odpowiednikiem w testach Tukeya jest HSD (Honest Significant Difference) [Ramon i in. 2009]. Wśród statystyk opisowych obliczano średnie odchylenia standardowe oraz współczynniki zmienności CV, które stanowią miarę zmienności losowej analizowanych zmiennych.

Celem uchwycenia korelacji pomiędzy częstością występowania rodzajów i gatunków grzybów saprofitycznych a zasiedlaniem przez nie poszczególnych mikrośrodowisk (ektoryzosfera, ryzoplana i endoryzosfera) strefy korzeniowej stosowano metody analizy tablic kontyngencji (wielodzielczych) [Dobosz 2001; Frątczak i in. 2005; Stanisz 2005; Ramon i in. 2009]. Z uwagi na duże zróżnicowanie i rozmiary tablic wielodzielczych oraz duże zróżnicowanie danych doświadczalnych, uniemożliwiające dobór jednej optymalnej metody statystycznej, posłużono się kilkoma metodami obliczeniowymi. Zastosowano trzy testy niezależności chi-kwadrat (χ^2): test chi-kwadrat Pearsona, test chi-kwadrat największej wiarygodności (NW) i test chi-kwadrat Mantela-Haenszela. Dla interpretacji wyników przyjęto, że jeśli obliczone p (prawdopodobieństwo) < α (przyjęty poziom istotności $\alpha = 0{,}05$), to stwierdza się istotną statystycznie zależność pomiędzy analizowanymi zmiennymi. Test χ^2 sprawdza, czy dwie zmienne są ze sobą powiązane, natomiast nie uwzględnia siły tych zależności. Dlatego miarą powiązań między badanymi cechami są wyznaczone współczynniki zależności: współczynnik kontyngencji, c-Pearsona, współczynnik zależności (Fi) ϕ-Yule'a oraz współczynnik γ-Cramera. Przyjmują one wartości od 0 (niezależność zmiennych) do 1 (ścisły związek zmiennych).

W celu wyznaczenia dominacji gatunkowej grzybów saprotroficznych obliczano współczynnik dominacji gatunkowej (D) stosując wzór [Trojan 1975]:

$$D = 100\ (\mathrm{Sa}{:}\,\mathrm{S})$$

gdzie: Sa – suma izolatów gatunku a; S – suma izolatów badanej grupy (ektoryzosfera, ryzoplana, endoryzosfera).

Do oceny frekwencji gatunków i rodzajów grzybów przyjęto skalę podaną przez Mułenkę [1997] dla zbiorowisk mikroskopijnych grzybów: < 1% sporadycznie; 1-10% rzadko; 11-25% często; 26-50% licznie; > 50% bardzo licznie.

W celu określenia podobieństwa pomiędzy zbiorowiskami grzybów saprotroficznych stosowano wzór Marczewskiego-Steinhausa [Romaniszyn 1972; Szewczyk 2007]:

$$S\,(1,2) = w/(a + b - w)$$

gdzie: S – podobieństwo gatunkowe lub rodzajowe dwóch zbiorowisk; a – liczba gatunków lub rodzajów grzybów w zbiorowisku 2; w – liczba gatunków (lub rodzajów) wspólnych dla obu zbiorowisk. Jeśli oba zbiory mają wszystkie elementy wspólne, to podobieństwo S = 1, czyli 100%; jeśli oba zbiory nie mają elementów wspólnych, to S = 0.

Analizę różnorodności gatunkowej (i rodzajowej) zbiorowisk grzybów saprotroficznych, uwzględniającą liczebność izolatów grzybów reprezentujących poszczególne gatunki analizowanych zespołów tych grzybów (ektoryzosfera, ryzoplana, endoryzosfera), przeprowadzono na podstawie wartości współczynnika Simpsona (opracowanego w oparciu o teorię prawdopodobieństwa) [Krebs 1997]. Współczynnik Simpsona (D) obliczono według wzoru:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} (\mathrm{pi}^2)$$

gdzie: pi – udział izolatów (szczepów) z gatunku „i" w określonym zbiorowisku grzybów, z czego pi = ni/N (ni – liczba szczepów z gatunku „i"; N – całkowita liczba szczepów).

Wartości współczynnika Simpsona mieszczą się w granicach od 0 (mała różnorodność) do 1 – 1/S, gdzie S jest liczbą gatunków w zbiorowisku. Im większa różnorodność, tym większa wartość współczynnika Simpsona.

6.2.2.4. Wyniki

Ogólna liczebność grzybów saprotroficznych

Liczebności micromycetes zasiedlających strefę korzeniową koniczyn i traw łąki trwałej w siedlisku pobagiennym kształtowały się na poziomie $1{,}7 \cdot 10^8 – 7{,}9 \cdot 10^9$ cfu · kg^{-1} s.m. korzeni. W glebie ryzosferowej (ektoryzosfera) liczebności grzybów saprotroficznych były nawet od 20 do 26 razy ($9{,}3 \cdot 10^8 – 184 \cdot 10^9$ cfu · kg^{-1} s.m. korzeni) większe niż na powierzchni korzeni (ryzoplana), gdzie stwierdzono od $4{,}5 \cdot 10^7$ do $7{,}2 \cdot 10^8$ jtk · kg^{-1} s.m. korzeni. Ogólna liczebność grzybów zasiedlających wnętrze korzeni badanych roślin łąkowych (endoryzosfera) była zbliżona do poziomu charakteryzującego ryzoplanę ($6{,}0 \cdot 10^7 – 11{,}3 \cdot 10^8$ cfu · kg^{-1} s.m. korzeni (tab. 3). Największą zmienność (wysokie wartość CV) liczebności grzybów w strefie

korzeniowej badanych roślin odnotowano na początku sezonu wegetacyjnego (w maju), a największą jej stabilność (niskie wartości CV) wczesną jesienią (we wrześniu). Efekt ten najwyraźniej uwidocznił się w strefie korzeniowej roślin nienawożonych (wszystkie 3 mikrosiedliska). Nawożenie w dużym stopniu zmniejszało wahania poziomu liczebności grzybów saprotroficznych (tab. 3).

Tab. 3. Liczebność grzybów saprotroficznych w strefie korzeniowej koniczyn i traw (jtk · 10^6 ·kg^{-1} s.m. korzeni)

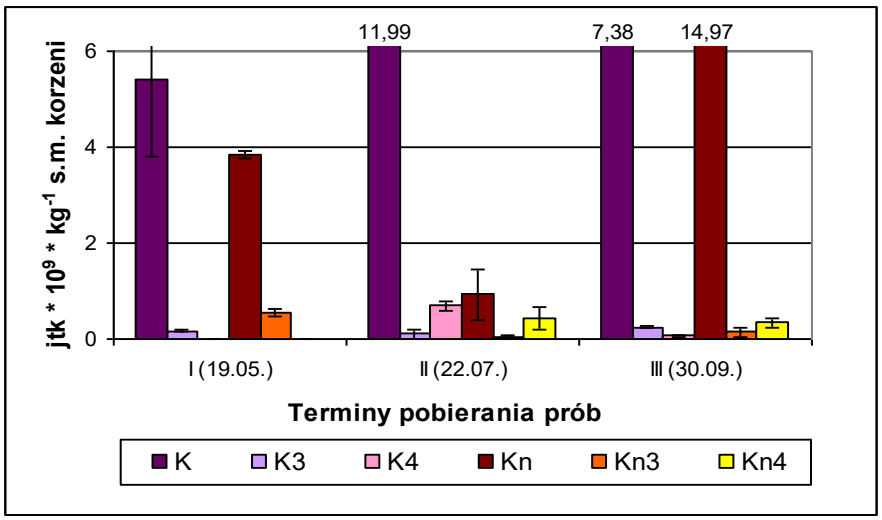
Kombinacja	Liczebność				Grupowanie Tukeya	Odchylenie standardowe			Współczynnik zmienności CV		
	A I	A II	A III	**Średnia dla kombinacji**		A I	A II	A III	A I	A II	A III
K	5 395,7	11 092,2	7 379,4	**7 955,8**	a	2 144,6	1 649,0	386,2	40%	15%	5%
K3	175,4	105,0	247,0	**175,8**	c	26,8	16,5	33,2	15%	16%	14%
K4	0,0	699,7	60,0	**253,3**	c	0,0	114,8	19,8	0%	16%	33%
Kn	3 834,2	927,9	14 973,6	**6 578,6**	a	365,2	195,9	3 615,7	10%	21%	24%
Kn3	550,2	45,3	137,4	**244,3**	c	95,6	5,6	19,7	17%	12%	14%
Kn4	0,0	436,6	343,6	**260,0**	c	0,0	48,5	74,4	0%	11%	22%
T	3 516,0	5 667,2	4 377,3	**4 520,2**	b	1 584,6	632,7	303,7	45%	11%	7%
T3	216,7	720,1	82,4	**339,7**	c	24,4	86,2	12,7	11%	12%	16%
T4	0,0	1 132,8	72,1	**401,6**	c	0,0	103,4	9,2	0%	9%	13%
Tn	928,9	1 963,4	18 443,4	**7 111,9**	a	77,4	523,2	1 229,6	8%	27%	7%
Tn3	117,8	72,7	436,2	**208,9**	c	68,1	17,6	104,9	58%	24%	24%
Tn4	0,0	735,8	713,8	**483,2**	c	0,0	248,7	104,9	0%	34%	15%
Średnia dla analiz	**1 845,0** b	**1 966,6** b	**3 938,9** a			**$HSD_{komb.}$ = 1546,1**			**$HSD_{term.}$ = 546,86**		

Objaśnienia:
K – ektoryzosfera koniczyn nienawożonych
K_3 – ryzoplana koniczyn nienawożonych
K_4 – endoryzosfera koniczyn nienawożonych
Kn – ektoryzosfera koniczyn nawożonych
Kn_3 – ryzoplana koniczyn nawożonych
Kn_4 – endoryzosfera koniczyn nawożonych
T – ektoryzosfera traw nienawożonych
T_3 – ryzoplana traw nienawożonych
T_4 – endoryzosfera traw nienawożonych
Tn –ektoryzosfera traw nawożonych
Tn_3 – ryzoplana traw nawożonych
Tn_4 – endoryzosfera traw nawożonych
AI, AII, AIII – analizy I (19.05.), II (22.07.), III (30.09.).

Jednakowymi literami oznaczono średnie, które tworzą grupy homogeniczne, nieróżniące się między sobą w sposób statystycznie istotny (na poziomie istotności $\alpha = 0,05$).

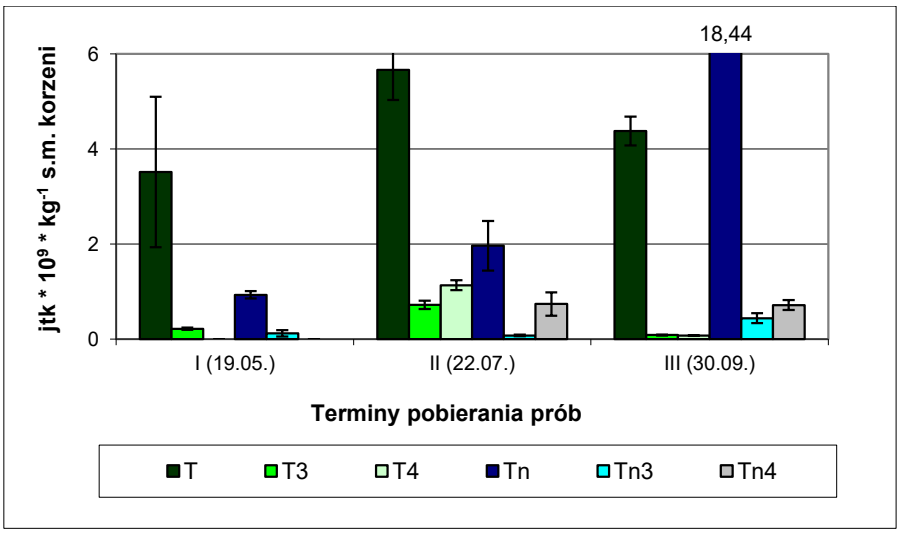
Porównanie liczebności grzybów w ekto- i endoryzosferze oraz ryzoplanie między badanymi kombinacjami roślin (trawy nienawożone i nawożone: T, Tn; koniczyny nienawożone i nawożone: K, Kn) wskazało, że nawożenie mineralne istotnie stymulowało rozwój grzybów w ektoryzosferze traw, zwłaszcza we wrześniu. Nie miało natomiast istotnego wpływu na liczebność grzybów kolonizujących ektoryzosferę koniczyn (z wyjątkiem okresu jesiennego,

wrzesień) (ryc. 3 i 4). Przeprowadzone analizy wariancji nie wykazały jednak istotnych różnic między ogólną średnią liczebnością grzybów zasiedlających ryzoplanę i endoryzosferę w żadnej z czterech badanych kombinacji roślinno-nawożeniowych, co świadczyło o braku wpływu zarówno rodzaju rośliny, jak i nawożenia na liczebność grzybów saprotroficznych, kolonizujących zarówno powierzchnię korzeni, jak i ich wnętrze (jako endofity).



Ryc. 3. Liczebność grzybów na pożywce Martina w strefie korzeniowej koniczyn

Objaśnienia: **K** – ektoryzosfera koniczyn nienawożonych; **K$_3$** – ryzoplana koniczyn nienawożonych; **K$_4$** – endoryzosfera koniczyn nienawożonych; **Kn** – ektoryzosfera koniczyn nawożonych; **Kn$_3$** – ryzoplana koniczyn nawożonych; **Kn$_4$** – endoryzosfera koniczyn nawożonych



Ryc. 4. Liczebność grzybów na pożywce Martina w strefie korzeniowej traw

Objaśnienia: T – ektoryzosfera traw nienawożonych, **T$_3$** – ryzoplana traw nienawożonych, **T$_4$** – endoryzosfera traw nienawożonych, **Tn** – ektoryzosfera traw nawożonych, **Tn$_3$** – ryzoplana traw nawożonych; **Tn$_4$** – endoryzosfera traw nawożonych

Ogólna częstość występowania rodzajów i gatunków grzybów saprotroficznych

Izolacja grzybów na podłożu Martina ogółem dostarczyła 1700 izolatów sklasyfikowanych do 30 rodzajów i 90 gatunków (rodzajowo nie oznaczono 15 ciemnopigmentujących i niezarodnikujących, czystych kultur grzybów) (tab. 4 i 5). Rodzajem najliczniej zasiedlającym strefę korzeniową badanej runi koniczynowo-trawiastej był rodzaj *Trichoderma*, który stanowił 60,5% ogółu wyodrębnionych grzybów. Do stosunkowo często stwierdzanych należało *Penicillium* (192 izolaty, czyli 11,3%). Do rzadko izolowanych (1-10%) w przyjętej skali frekwencji zaliczono 5 rodzajów: *Fusarium*, *Phoma*, *Mucor*, *Gliocadium*, *Acremonium*, wśród których do najczęściej notowanych należały grzyby z rodzaju *Fusarium* (177 izolatów – 10,4%). Pozostałe wyodrębnione rodzaje określono jako występujące sporadycznie (< 1%) – tab. 5.

Tab. 4. Wykaz wszystkich gatunków grzybów wyodrębnionych na podłożu Martina

Lp.	Gatunek grzyba	Rząd	Gatunek grzyba wg Index Fungorum	Rząd wg Index Fungorum
1.	*Acremonium* 2-komórkowe	*Hypocreales*	-	-
2.	*Acremonium kiliense* Grüntz	*Hypocreales*	*Sarocladium kiliense* (Grüntz) Summerb.	*Hypocreales*
3.	*Acremonium murorum* (Corda) W. Gams**	*Hypocreales*	*Acremonium murorum* (Corda) W. Gams	*Hypocreales*
4.	*Acremonium* sp.	*Hypocreales*	-	-
5.	*Acremonium strictum* W. Gams*	*Hypocreales*	*Sarocladium strictum* (W. Gams) Summerb.	*Hypocreales*
6.	*Alternaria alternata* (Fr.) Keissl.*	*Pleosporales*	*Alternaria alternata* (Fr.) Keissl.	*Pleosporales*
7.	*Aspergillus versicolor* (Vuill.) Tiraboschi**	*Eurotiales*	*Aspergillus versicolor* (Vuill.) Tirab.	*Eurotiales*
8.	*Botrytis cinerea* Pers. ex Nocca & Balb.*	*Helotiales*	*Botrytis cinerea* Pers.	*Helotiales*
9.	*Chaetomium globosum* Kunze ex Steud.	*Sordariales*	*Chaetomium globosum* Kunze	*Sordariales*
10.	*Chaetomium* sp.	*Sordariales*	-	-
11.	*Cladosporium cladosporioides* (Fres.) de Vries	*Capnodiales*	*Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries	*Capnodiales*
12.	*Cladosporium herbarum* (Pers.) Link ex Gray	*Capnodiales*	*Cladosporium herbarum* (Pers.) Link	*Capnodiales*
13.	*Cladosporium macrocarpum* Preuss*	*Capnodiales*	*Cladosporium macrocarpum* Preuss	*Capnodiales*
14.	*Coniothyrium* sp.	*Pleosporales*	-	-
15.	*Cunninghamella elegans* Lendner	*Mucorales*	*Cunninghamella elegans* Lendn.	*Mucorales*
16.	*Cylindrocarpon destructans* (Zinssm.) Scholten*	*Hypocreales*	*Ilyonectria destructans* (Zinssm.) Rossman, L. Lombard & Crous	*Hypocreales*
17.	*Cylindrocarpon didymum* (Hartig) Wollenw.*	*Hypocreales*	*Cylindrocarpon didymum* (Hartig) Wollenw.	*Hypocreales*

18.	*Drechslera dematioidea* (Bubák & Wróblewski) Subram. & Jain*	*Pleosporales*	*Pyrenophora dematioidea* (Bubák & Wróbl.) Rossman & K.D. Hyde	*Pleosporales*
19.	*Drechslera* sp.	*Pleosporales*	-	-
20.	*Emericella rugulosa* (Thom & Raper) C.R. Benjamin	*Eurotiales*	*Aspergillus rugulosus* Thom & Raper	*Eurotiales*
21.	*Emericellopsis minima* Stolk	*Hypocreales*	*Emericellopsis minima* Stolk	*Hypocreales*
22.	*Epicoccum purpurascens* Ehrenb. ex Schlecht.	*Pleosporales*	*Epicoccum nigrum* Link	*Pleosporales*
23.	*Fusarium avenaceum* (Fr.) Sacc.*	*Hypocreales*	*Fusarium avenaceum* (Fr.) Sacc.	*Hypocreales*
24.	*Fusarium culmorum* (W.G. Smitch) Sacc.*	*Hypocreales*	*Fusarium culmorum* (Wm.G. Sm.) Sacc.	*Hypocreales*
25.	*Fusarium equiseti* (Corda) Sacc.*	*Hypocreales*	*Fusarium equiseti* (Corda) Sacc.	*Hypocreales*
26.	*Fusarium graminearum* Schwabe*	*Hypocreales*	*Fusarium graminearum* Schwabe	*Hypocreales*
27.	*Fusarium lateritium* Nees ex Link*	*Hypocreales*	*Fusarium lateritium* Nees	*Hypocreales*
28.	*Fusarium oxysporum* Schlecht. emend. Sny. & Hans.*	*Hypocreales*	*Fusarium oxysporum* Schltdl.	*Hypocreales*
29.	*Fusarium sacchari* (Butler) W. Gams.*	*Hypocreales*	*Fusarium sacchari* (E.J. Butler & Hafiz Khan) W. Gams,	*Hypocreales*
30.	*Fusarium sambucinum* Fuckel*	*Hypocreales*	*Fusarium roseum* Link	*Hypocreales*
31.	*Fusarium semitectum* Berk. & Rav.	*Hypocreales*	*Fusarium incarnatum* (Desm.) Sacc.	*Hypocreales*
32.	*Fusarium sporotrichioides* Sherb.*	*Hypocreales*	*Fusarium sporotrichioides* Sherb.	*Hypocreales*
33.	*Gliocladium catenulatum* Gilm. & Abbott**	*Hypocreales*	*Clonostachys rosea* (Link) Schroers, Samuels, Seifert & W. Gams	*Hypocreales*
34.	*Gliocladium roseum* Bain.**	*Hypocreales*	*Clonostachys rosea* (Link) Schroers, Samuels, Seifert & W. Gams	*Hypocreales*
35.	*Gliocladium virens* Miller, Giddens & Foster**	*Hypocreales*	*Trichoderma virens* (J.H. Mill., Giddens & A.A. Foster) Arx	*Hypocreales*
36.	*Humicola fuscoatra* Traaen	*Sordariales*	*Humicola fuscoatra* Traaen	*Sordariales*
37.	*Mortierella alpina* Peyronel	*Mortierellales*	*Mortierella alpina* Peyronel	*Mortierellales*
38.	*Mortierella humilis* Linnem. ex W. Gams	*Mortierellales*	*Mortierella humilis* Linnem. ex W. Gams	*Mortierellales*
39.	*Mortierella hyalina* (Harz) W. Gams	*Mortierellales*	*Mortierella hyalina* (Harz) W. Gams	*Mortierellales*
40.	*Mortierella ramanniana* (Möller) Linnem.	*Mortierellales*	*Umbelopsis ramanniana* (Möller) W. Gams	*Umbelopsidales*
41.	*Mortierella* sp.	*Mortierellales*	-	-
42.	*Mucor circinelloides* van Tiegh.	*Mucorales*	*Mucor circinelloides* Tiegh.	*Mucorales*
43.	*Mucor hiemalis* Wehmer	*Mucorales*	*Mucor hiemalis* Wehmer	*Mucorales*
44.	*Mucor mucedo* Mich. ex St.-Am.	*Mucorales*	-	-
45.	*Mucor plumbeus* Bonord.	*Mucorales*	*Mucor plumbeus* Bonord.	*Mucorales*
46.	*Mucor* sp.	*Mucorales*	-	-
47.	*Myrothecium verrucaria* (Alb. & Schw.) Ditm. ex Steudel*	*Hypocreales*	*Albifimbria verrucaria* (Alb. & Schwein.) L. Lombard & Crous	*Hypocreales*

48.	*Paecilomyces carneus* (Duché & Heim) A.H.S. Brown & G. Sm.**	*Eurotiales*	*Metarhizium carneum* (Duché & R. Heim) Kepler, S.A. Rehner & Humber	*Hypocreales*
49.	*Paecilomyces farinosus* (Holm ex Gray) A.H.S. Brown & G. Sm.	*Eurotiales*	*Cordyceps farinosa* (Holmsk.) Kepler, B. Shrestha & Spatafora	*Hypocreales*
50.	*Paecilomyces lilacinus* (Thom) Samson**	*Eurotiales*	*Purpureocillium lilacinum* (Thom) Luangsa-ard, Houbraken, Hywel-Jones & Samson	*Hypocreales*
51.	*Paecilomyces marquandii* (Massee) Hughes**	*Eurotiales*	*Metarhizium marquandii* (Massee) Kepler, S.A. Rehner & Humber	*Hypocreales*
52.	*Paecilomyces variotii* Bain.	*Eurotiales*	*Paecilomyces variotii* Bainier	*Eurotiales*
53.	*Penicillium chrysogenum* Thom**	*Eurotiales*	*Penicillium chrysogenum* Thom	*Eurotiales*
54.	*Penicillium citrinum* Thom**	*Eurotiales*	*Penicillium citrinum* Thom	*Eurotiales*
55.	*Penicillium corylophilum* Dierckx**	*Eurotiales*	*Penicillium corylophilum* Dierckx	*Eurotiales*
56.	*Penicillium daleae* Zaleski	*Eurotiales*	*Penicillium daleae* K.W. Zaleski	*Eurotiales*
57.	*Penicillium decumbens* Thom	*Eurotiales*	*Penicillium decumbens* Thom	*Eurotiales*
58.	*Penicillium fellutanum* Boiurge	*Eurotiales*	*Penicillium dierckxii* Biourge	*Eurotiales*
59.	*Penicillium frequentans* Westling**	*Eurotiales*	*Penicillium glabrum* (Wehmer) Westling	*Eurotiales*
60.	*Penicillium janthinellum* Boiurge**	*Eurotiales*	*Penicillium simplicissimum* (Oudem.) Thom	*Eurotiales*
61.	*Penicillium lanosum* Westling.**	*Eurotiales*	*Penicillium lanosum* Westling	*Eurotiales*
62.	*Penicillium meleagrinum* Biourge	*Eurotiales*	*Penicillium meleagrinum* Biourge	*Eurotiales*
63.	*Penicillium nigricans* Bain. ex Thom**	*Eurotiales*	*Penicillium janczewskii* K.W. Zaleski	*Eurotiales*
64.	*Penicillium purpurogenum* Stoll*	*Eurotiales*	*Talaromyces purpureogenus* Samson, N. Yilmaz, Houbraken, Spierenb., Seifert, Peterson, Varga & Frisvad	*Eurotiales*
65.	*Penicillium purpurrescens* (Sopp) n. comb.**	*Eurotiales*	*Penicillium purpurascens* (Sopp) Biourge	*Eurotiales*
66.	*Penicillium restrictum* Gilman & Abbott**	*Eurotiales*	*Penicillium restrictum* J.C. Gilman & E.V. Abbott	*Eurotiales*
67.	*Penicillium rubrum* Stoll	*Eurotiales*	*Talaromyces ruber* (Stoll) N. Yilmaz, Houbraken, Frisvad & Samson	*Eurotiales*
68.	*Penicillium simplicissimum* (Oudem.) Thom	*Eurotiales*	*Penicillium simplicissimum* (Oudem.) Thom	*Eurotiales*
69.	*Penicillium sp.*	*Eurotiales*	-	-
70.	*Penicillium thomii* Maire	*Eurotiales*	*Penicillium thomii* Maire	*Eurotiales*
71.	*Penicillium verrucosum* Dierckx	*Eurotiales*	*Penicillium verrucosum* Dierckx	*Eurotiales*
72.	*Phoma medicaginis* var. *pinodella* Malbr. & Roum. (Jones) Boerema*	*Pleosporales*	*Didymella pinodella* (L.K. Jones) Qian Chen & L. Cai	*Pleosporales*
73.	*Phoma* sp.	*Pleosporales*	-	-

74.	*Pseudeurotium zonatum* van Bema **	*Incertae sedis*	*Pseudeurotium hygrophilum* (Sogonov, W. Gams, Summerb. & Schroers) Minnis & D.L. Lindner	*Incertae sedis*
75.	*Pythium* sp.	*Peronosporales*	-	-
76.	*Sclerotium* sp.*	*Helotiales*	-	-
77.	*Scopulariopsis* sp.	*Microascales*	-	-
78.	*Talaromyces emersonii* Stolk**	*Eurotiales*	*Rasamsonia emersonii* (Stolk) Houbraken & Frisvad	*Eurotiales*
79.	*Talaromyces* sp.	*Eurotiales*	-	-
80.	*Thielavia* sp.	*Sordariales*	-	-
81.	*Thielavia terricola* (Gilman & Abbot) Emmons	*Sordariales*	*Thielavia terricola* (J.C. Gilman & E.V. Abbott) C.W. Emmons	*Sordariales*
82.	*Trichoderma aureoviride* Rifai**	*Hypocreales*	*Trichoderma aureoviride* Rifai	*Hypocreales*
83.	*Trichoderma hamatum* (Bonord.) Bain.**	*Hypocreales*	*Trichoderma hamatum* (Bonord.) Bainier	*Hypocreales*
84.	*Trichoderma harzianum* Rifai**	*Hypocreales*	*Trichoderma harzianum* Rifai	*Hypocreales*
85.	*Trichoderma koningii* Oudem.**	*Hypocreales*	*Trichoderma koningii* Oudem.	*Hypocreales*
86.	*Trichoderma viride* Pers. ex Gray**	*Hypocreales*	*Trichoderma viride* Pers.	*Hypocreales*
87.	*Verticillium lecanii* (Zimm.) Viégas	*Glomerellales*	*Akanthomyces lecanii* (Zimm.) Spatafora, Kepler & B. Shrestha	*Hypocreales*
88.	*Verticillium nigrescens* Pethybr.*	*Glomerellales*	*Gibellulopsis nigrescens* (Pethybr.) Zare, W. Gams & Summerb.	*Glomerellales*
89.	*Verticillium psalliotae* Treschow	*Glomerellales*	*Lecanicillium psalliotae* (Treschew) Zare & W. Gams	*Hypocreales*
90.	ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-

* – gatunki potencjalnie fitopatogenne

** – gatunki potencjalnie antagonistyczne

„-" – brak

Tab. 5. Porównanie liczby gatunków i liczby notowań (frekwencji) dla poszczególnych rodzajów grzybów w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych i nawożonych

Rodzaj	**Liczba gatunków grzybów**	**% z ogółu gatunków**	**Liczba notowań (frekwencja)**	**% z ogółu notowań**
Acremonium	4	4,3	23	1,4
Acremonium 2-komórkowe	1	1,1	21	1,2
Alternaria	1	1,1	2	0,1
Ascomycetes	2	2,2	4	0,2
Aspergillus	1	1,1	6	0,4

Botrytis	1	1,1	2	0,1
Chaetomium	2	2,2	9	0,5
Cladosporium	3	3,3	16	0,9
Coniothyrium	1	1,1	16	0,9
Cunninghamella	1	1,1	1	0,1
Cylindrocarpon	2	2,2	5	0,3
Drechslera	2	2,2	2	0,1
Emericella	1	1,1	1	0,1
Emericellopsis	1	1,1	3	0,2
Epicoccum	1	1,1	3	0,2
Fusarium	10	10,9	177	10,4
Gliocladium	3	3,3	27	1,6
Humicola	1	1,1	2	0,1
Mortierella	5	5,4	7	0,4
Mucor	5	5,4	29	1,7
Myrothecium	1	1,1	1	0,1
Paecilomyces	5	5,4	30	1,8
Penicillium	19	20,7	192	11,3
Phoma	2	2,2	47	2,8
Pseudeurotium	1	1,1	10	0,6
Pythium	1	1,1	1	0,1
Sclerotium	1	1,1	1	0,1
Scopulariopsis	1	1,1	1	0,1
Talaromyces	2	2,2	5	0,3
Thielavia	2	2,2	6	0,4
Trichoderma	5	5,4	1028	60,5
Verticillium	3	3,3	7	0,4
Ciemnopigmentujący	1	1,1	15	0,9
Suma	**92**	**100**	**1700**	**100**

Gatunkami najczęściej notowanymi w strefie korzeniowej wszystkich czterech kombinacji roślin były: *Trichoderma koningii* (589 izolatów łącznie z wszystkich kombinacji, tj. 34,6% ogółu wyizolowanych grzybów) oraz *T. harzianum* (315 izolatów, odpowiednio 18,5%). Wszystkie badane kombinacje zasiedlało także kilka innych gatunków, choć rzadziej: *T.viride, Fusarium oxysporum, Penicillium nigricans, Phoma medicaginis* var. *pinodella, F. avenaceum,* wśród których najczęściej notowano *T.viride* i *F. oxysporum* (odpowiednio: 6,3 i 6,0%). W strefie korzeniowej wszystkich badanych kombinacji notowano także *Coniothyrium* sp., *Mucor* sp., *Gliocladium catenulatum*, ale sporadycznie (tab. 6). Zauważono, że niektóre gatunki grzybów, takie jak: *Fusarium lateritium, Mortierella* sp., *Penicillium simplicissimum, Pseudeurotium zonatum, Trichoderma aureoviride* i *Verticillium lecani,* zasiedlały tylko strefę korzeniową koniczyn, natomiast takie jak *Emericellopsis minima, Fusarium sporotrichioides* i *Penicillium citrinum* wyłącznie strefę korzeniową traw (tab. 6).

Tab. 6. Częstość występowania (w %) gatunków grzybów saprotroficznych w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych i nawożonych

Gatunek grzyba	K		Kn		T		Tn		Łącznie	
	liczba	%	liczba	%	liczba	%	liczba	%	liczba	%
Acremonium 2-komórkowe	14	3,0	3	0,7	3	0,7	1	0,3	**21**	**1,2**
Acremonium kiliense	0	0,0	0	0,0	2	0,5	0	0,0	**2**	**0,1**
Acremonium murorum	1	0,2	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**2**	**0,1**
Acremonium sp.	0	0,0	0	0,0	14	3,2	0	0,0	**14**	**0,8**
Acremonium strictum	1	0,2	2	0,5	0	0,0	2	0,5	**5**	**0,3**
Alternaria alternata	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,5	**2**	**0,1**
Ascomycetes	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Ascomycetes	0	0,0	0	0,0	3	0,7	0	0,0	**3**	**0,2**
Aspergillus versicolor	1	0,2	1	0,2	4	0,9	0	0,0	**6**	**0,4**
Botrytis cinerea	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,5	**2**	**0,1**
Chaetomium globosum	1	0,2	1	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,1**
Chaetomium sp.	1	0,2	0	0,0	3	0,7	3	0,8	**7**	**0,4**
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	2	0,4	3	0,7	2	0,5	8	2,1	**15**	**0,9**
Cladosporium cladosporioides	4	0,9	3	0,7	5	1,1	0	0,0	**12**	**0,7**
Cladosporium herbarum	1	0,2	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**2**	**0,1**
Cladosporium macrocarpum	0	0,0	2	0,5	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,1**
Coniothyrium sp.	5	1,1	5	1,2	1	0,2	5	1,3	**16**	**0,9**
Cunninghamella elegans	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Cylindrocarpon destructans	0	0,0	0	0,0	2	0,5	0	0,0	**2**	**0,1**
Cylindrocarpon didymum	1	0,2	0	0,0	0	0,0	2	0,5	**3**	**0,2**
Drechslera dematioidea	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Drechslera sp.	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Emericella rugulosa	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Emericellopsis minima	0	0,0	0	0,0	1	0,2	2	0,5	**3**	**0,2**
Epicoccum purpurascens	0	0,0	0	0,0	2	0,5	1	0,3	**3**	**0,2**
Fusarium avenaceum	5	1,1	6	1,5	12	2,7	5	1,3	**28**	**1,6**
Fusarium culmorum	0	0,0	5	1,2	10	2,3	5	1,3	**20**	**1,2**
Fusarium equiseti	0	0,0	0	0,0	1	0,2	3	0,8	**4**	**0,2**
Fusarium graminearum	2	0,4	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**3**	**0,2**
Fusarium lateritium	3	0,7	3	0,7	0	0,0	0	0,0	**6**	**0,4**
Fusarium oxysporum	31	6,7	29	7,1	21	4,7	21	5,4	**102**	**6,0**
Fusarium sacchari	0	0,0	1	0,2	0	0,0	2	0,5	**3**	**0,2**
Fusarium sambucinum	1	0,2	0	0,0	1	0,2	2	0,5	**4**	**0,2**
Fusarium semitectum	0	0,0	2	0,5	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,1**
Fusarium sporotrichioides	0	0,0	0	0,0	3	0,7	2	0,5	**5**	**0,3**
Gliocladium catenulatum	1	0,2	1	0,2	3	0,7	3	0,8	**8**	**0,5**
Gliocladium roseum	1	0,2	1	0,2	3	0,7	0	0,0	**5**	**0,3**
Gliocladium virens	4	0,9	2	0,5	8	1,8	0	0,0	**14**	**0,8**
Humicola fuscoatra	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,5	**2**	**0,1**
Mortierella alpina	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,3	**1**	**0,1**
Mortierella humilis	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Mortierella hyalina	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,5	**2**	**0,1**
Mortierella ramanniana	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Mortierella sp.	1	0,2	1	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,1**
Mucor circinelloides	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**

Mucor hiemalis	7	1,5	0	0,0	0	0,0	4	1,0	**11**	**0,6**
Mucor mucedo	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Mucor plumbeus	0	0,0	2	0,5	0	0,0	2	0,5	**4**	**0,2**
Mucor sp.	6	1,3	3	0,7	2	0,5	1	0,3	**12**	**0,7**
Myrothecium verrucaria	1	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Paecilomyces carneus	0	0,0	2	0,5	2	0,5	4	1,0	**8**	**0,5**
Paecilomyces farinosus	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,3	**1**	**0,1**
Paecilomyces lilacinus	0	0,0	0	0,0	6	1,4	0	0,0	**6**	**0,4**
Paecilomyces marquandii	0	0,0	1	0,2	1	0,2	5	1,3	**7**	**0,4**
Paecilomyces variotii	3	0,7	0	0,0	2	0,5	3	0,8	**8**	**0,5**
Penicillium chrysogenum	0	0,0	5	1,2	2	0,5	3	0,8	**10**	**0,6**
Penicillium citrinum	0	0,0	0	0,0	5	1,1	3	0,8	**8**	**0,5**
Penicillium corylophilum	0	0,0	1	0,2	0	0,0	2	0,5	**3**	**0,2**
Penicillium daleae	0	0,0	4	1,0	0	0,0	0	0,0	**4**	**0,2**
Penicillium decumbens	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Penicillium fellutanum	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Penicillium frequentans	1	0,2	0	0,0	3	0,7	3	0,8	**7**	**0,4**
Penicillium janthinellum	0	0,0	2	0,5	2	0,5	1	0,3	**5**	**0,3**
Penicillium lanosum	0	0,0	1	0,2	0	0,0	4	1,0	**5**	**0,3**
Penicillium meleagrinum	4	0,9	0	0,0	0	0,0	1	0,3	**5**	**0,3**
Penicillium nigricans	20	4,3	20	4,9	13	2,9	21	5,4	**74**	**4,4**
Penicillium purpurogenum	0	0,0	1	0,2	0	0,0	3	0,8	**4**	**0,2**
Penicillium purpurrescens	0	0,0	1	0,2	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Penicillium restrictum	1	0,2	1	0,2	0	0,0	4	1,0	**6**	**0,4**
Penicillium rubrum	0	0,0	1	0,2	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Penicillium simplicissimum	1	0,2	4	1,0	0	0,0	0	0,0	**5**	**0,3**
Penicillium sp.	11	2,4	6	1,5	7	1,6	10	2,6	**34**	**2,0**
Penicillium thomii	0	0,0	0	0,0	4	0,9	0	0,0	**4**	**0,2**
Penicillium verrucosum	4	0,9	6	1,5	0	0,0	4	1,0	**14**	**0,8**
Phoma medicaginis var. *pinodella*	18	3,9	19	4,6	1	0,2	2	0,5	**40**	**2,4**
Phoma sp.	0	0,0	0	0,0	1	0,2	6	1,6	**7**	**0,4**
Pseudeurotium zonatum	4	0,9	6	1,5	0	0,0	0	0,0	**10**	**0,6**
Pythium sp.	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Sclerotium sp.	0	0,0	1	0,2	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Scopulariopsis sp.	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,3	**1**	**0,1**
Talaromyces emersonii	2	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,1**
Talaromyces sp.	0	0,0	1	0,2	2	0,5	0	0,0	**3**	**0,2**
Thielavia sp.	0	0,0	0	0,0	3	0,7	0	0,0	**3**	**0,2**
Thielavia terricola	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,8	**3**	**0,2**
Trichoderma aureoviride	4	0,9	5	1,2	0	0,0	0	0,0	**9**	**0,5**
Trichoderma hamatum	2	0,4	1	0,2	0	0,0	5	1,3	**8**	**0,5**
Trichoderma harzianum	122	26,5	83	20,3	66	14,9	44	11,4	**315**	**18,5**
Trichoderma koningii	113	24,6	121	29,6	187	42,1	168	43,4	**589**	**34,6**
Trichoderma viride	48	10,4	38	9,3	19	4,3	2	0,5	**107**	**6,3**
Verticillium lecanii	2	0,4	2	0,5	0	0,0	0	0,0	**4**	**0,2**
Verticillium nigrescens	0	0,0	0	0,0	1	0,2	0	0,0	**1**	**0,1**
Verticillium psalliotae	1	0,2	0	0,0	0	0,0	1	0,3	**2**	**0,1**
Suma:	**460**	**100**	**409**	**100**	**444**	**100**	**387**	**100**	**1700**	**100**

Objaśnienia:

K – koniczyny nienawożone; **Kn** – koniczyny nawożone**; T** – trawy nienawożone**; Tn** – trawy nawożone

Skład oraz frekwencja rodzajów i gatunków grzybów zasiedlających poszczególne mikrośrodowiska strefy korzeniowej koniczyn

Stwierdzono, że w ektoryzosferze koniczyn obu kombinacji z ogółu 212 wyodrębnionych izolatów (107 z kombinacji nienawożonej i 105 z nawożonej), reprezentujących odpowiednio 12 i 9 rodzajów (tab. 7), 65,4% w kombinacji nienawożonej i 63,8% w nawożonej przypadało na rodzaj *Trichoderma*. Rodzajem często występującym był *Penicillium*: odpowiednio 11,2 i 15,2% (tab. 8 i 9).

Tab. 7. Skład gatunkowy grzybów ogółem (podłoże Martina) w ektoryzosferze koniczyn nienawożonych (K) i nawożonych (Kn) łąki trwałej

Gatunek grzyba	Nienawożone				Nawożone				Łącznie
	AI	AII	AIII	*Suma*	AI	AII	AIII	*Suma*	
	K	K	K		Kn	Kn	Kn		
Acremonium murorum	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Acremonium 2-komórkowe	-	-	3	***3***	-	-	1	***1***	**4**
Chaetomium globosum	-	1	-	***1***	-	-	1	***1***	**2**
Cladosporium cladosporioides	-	-	1	***1***	-	-	3	***3***	**4**
Cladosporium herbarum	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Coniothyrium sp.	-	-	1	***1***	-	-	1	***1***	**2**
Fusarium oxysporum	2	-	3	***5***	-	-	-	**-**	**5**
Gliocladium catenulatum	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Mortierella sp.	1	-	-	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Mucor mucedo	1	-	-	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Mucor plumbeus	-	-	-	**-**	-	2	-	***2***	**2**
Mucor sp.	1	-	-	***1***	-	-	-	**-**	**1**
Penicillium chrysogenum	-	-	-	**-**	3	-	-	***3***	**3**
Penicillium meleagrinum	-	1	3	***4***	-	-	-	**-**	**4**
Penicillium nigricans	-	4	2	***6***	1	8	1	***10***	**16**
Penicillium purpurrescens	-	-	-	**-**	-	-	1	***1***	**1**
Penicillium restrictum	-	-	-	**-**	-	-	1	***1***	**1**
Penicillium sp.	-	-	-	**-**	-	1	-	***1***	**1**
Penicillium verrucosum	-	2	-	***2***	-	-	-	**-**	**2**
Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	4	***4***	-	-	6	***6***	**10**
Pseudeurotium zonatum	-	-	4	***4***	1	-	5	***6***	**10**
Trichoderma hamatum	-	-	-	**-**	1	-	-	***1***	**1**
Trichoderma harzianum	5	22	6	***33***	5	17	7	***29***	**62**
Trichoderma koningii	3	20	2	***25***	12	15	6	***33***	**58**
Trichoderma viride	12	-	-	***12***	-	1	3	***4***	**16**
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	**-**	-	-	2	***2***	**2**
Suma	**25**	**50**	**32**	***107***	**23**	**44**	**38**	***105***	**212**

Objaśnienia: **K** – ektoryzosfera koniczyn nienawożonych; **Kn** – ektoryzosfera koniczyn nawożonych; **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Tab. 8. Współczynniki dominacji (D) dla rodzajów grzybów saprotroficznych dla poszczególnych zbiorowisk w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn) – cz. 1.*

Kombinacja	Rodzaj	Ektoryzosfera			Ryzoplana			Endoryzosfera			Łącznie dla analiz		
		A I	A II	A III	A I	A II	A III	A I	A II	A III	Ek	Rp	Ed
K	*Coniothyrium*	-	-	3,1	-	-	11,1	-	-	-	**0,9**	**4,1**	-
	Fusarium	8,0	-	9,4	3,8	-	-	12,8	26,5	76,9	**4,7**	**1,4**	**27,9**
	Mucor	8,0	-	-	-	-	22,2	10,3	-	7,7	**1,9**	**8,2**	**5,8**
	Penicillium	-	14,0	15,6	19,2	10,0	3,7	-	2,9	-	**11,2**	**11,0**	**1,2**
	Phoma	-	-	12,5	-	10,0	29,6	-	-	-	**3,7**	**13,7**	-
	Pseudeurotium	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	**3,7**	-	-
	Trichoderma	80,0	84,0	25,0	76,9	75,0	18,5	71,8	70,6	7,7	**65,4**	**54,8**	**61,6**
T	*Acremonium*	-	-	4,0	-	16,7	-	-	-	-	**1,0**	**5,6**	-
	Fusarium	-	-	8,0	-	29,2	-	8,6	-	-	**2,1**	**9,7**	**3,8**
	Paecilomyces	-	-	-	-	-	11,8	-	-	-	-	**2,8**	-
	Penicillium	31,8	2,0	24,0	3,2	-	-	8,6	-	-	**14,4**	**1,4**	**3,8**
	Thielavia	-	-	-	-	-	11,8	-	-	-	-	**2,8**	-
	Trichoderma	59,1	98,0	32,0	96,8	33,3	70,6	71,4	97,7	-	**72,2**	**69,4**	**85,9**
	ciemnopigmentujący	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	-	**1,4**	-
Kn	*Coniothyrium*	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Fusarium	-	-	-	19,0	33,3	-	26,3	69,2	-	-	**15,0**	**28,8**
	Mucor	-	4,5	-	-	-	6,7	-	-	6,7	**1,9**	**1,7**	**1,5**
	Penicillium	17,4	20,5	7,9	9,5	-	-	2,6	7,7	-	**15,2**	**6,7**	**3,0**
	Phoma	-	-	15,8	4,8	-	13,3	-	7,7	-	**5,7**	**6,7**	**1,5**
	Pseudeurotium	4,3	-	13,2	-	-	-	-	-	-	**5,7**	-	-
	Trichoderma	78,3	75,0	42,1	66,7	66,7	46,7	65,8	15,4	93,3	**63,8**	**61,7**	**62,1**
	Verticillium	-	-	-	-	-	13,3	-	-	-	-	**3,3**	-
Tn	*Fusarium*	-	15,4	8,3	-	31,3	6,9	20,6	52,4	-	**8,1**	**9,7**	**32,7**
	Paecilomyces	8,3	11,5	5,6	-	-	10,3	-	-	-	**8,1**	**4,2**	-
	Penicillium	37,5	26,9	16,7	3,7	37,5	3,4	23,5	-	-	**25,6**	**11,1**	**14,5**
	Thielavia	-	-	8,3	-	-	-	-	-	-	**3,5**	-	-
	Trichoderma	41,7	30,8	38,9	85,2	25,0	31,0	52,9	47,6	-	**37,2**	**50,0**	**50,9**
	ciemnopigmentujący	-	-	-	-	-	24,1	-	-	-	-	**9,7**	-

Objaśnienia: **K** – koniczyny nienawożone; **Kn** – koniczyny nawożone; **T** – trawy nienawożone ; **Tn** – trawy nawożone; **AI, AII, AIII –** analizy I (19.05.), II (22.07.), III (30.09.); „-" nie notowano; ***** – klasy frekwencji: często, licznie, bardzo licznie

Tab. 9. Współczynniki dominacji (D) dla rodzajów grzybów saprotroficznych dla poszczególnych zbiorowisk grzybów w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn) – cz. 2.*

Kombinacja	Rodzaj	Ektoryzosfera			Ryzoplana			Endoryzosfera			Łącznie dla analiz		
		A I	A II	A III	A I	A II	A III	A I	A II	A III	Ek	Rp	Ed
K	*Acremonium*	-	-	3,1	-	-	3,7	-	-	-	**0,9**	**1,4**	-
	Acremonium 2-komórkowe	-	-	9,4	-	-	3,7	-	-	-	**2,8**	**1,4**	-
	Chaetomium	-	2,0	-	-	5,0	-	-	-	-	**0,9**	**1,4**	-
	Cladosporium	-	-	6,3	-	-	-	-	-	-	**1,9**	-	-
	Drechslera	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	-	**1,4**	-

	Gliocladium	-	-	3,1	-	-	-	2,6	-	-	**0,9**	**-**	**1,2**
	Mortierella	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Talaromyces	-	-	-	-	-	-	2,6	-	7,7	**-**	**-**	**2,3**
	ciemnopigmentujący	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
T	*Ascomycetes*	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	**-**	**-**	**1,3**
	Aspergillus	-	-	4,0	-	8,3	-	-	-	-	**1,0**	**2,8**	**-**
	Chaetomium	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Cladosporium	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Coniothyrium	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Cunninghamella	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Cylindrocarpon	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Drechslera	-	-	-	-	-	-	-	2,3	-	**-**	**-**	**1,3**
	Emericellopsis	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Epicoccum	-	-	-	-	-	5,9	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Gliocladium	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Mortierella	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	**-**	**-**	**1,3**
	Mucor	-	-	-	-	-	-	5,7	-	-	**-**	**-**	**2,6**
	Phoma	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Pythium	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Talaromyces	9,1	-	-	-	-	-	-	-	-	**2,1**	**-**	**-**
Kn	*Acremonium*	-	-	-	-	-	6,7	-	-	-	**-**	**1,7**	**-**
	Acremonium 2-komórkowe	-	-	2,6	-	-	6,7	-	-	-	**1,0**	**1,7**	**-**
	Chaetomium	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Cladosporium	-	-	7,9	-	-	-	-	-	-	**2,9**	**-**	**-**
	Gliocladium	-	-	-	-	-	6,7	5,3	-	-	**-**	**1,7**	**3,0**
	ciemnopigmentujący	-	-	5,3	-	-	-	-	-	-	**1,9**	**-**	**-**
Tn	*Acremonium* 2-komórkowe	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Alternaria	-	-	-	-	-	6,9	-	-	-	**-**	**2,8**	**-**
	Botrytis	4,2	-	-	3,7	-	-	-	-	-	**1,2**	**1,4**	**-**
	Chaetomium	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Coniothyrium	-	7,7	2,8	-	-	3,4	-	-	-	**3,5**	**1,4**	**-**
	Cylindrocarpon	-	3,8	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	Emericellopsis	-	3,8	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	Epicoccum	-	-	-	-	6,3	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Humicola	4,2	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	Mortierella	-	-	2,8	-	-	-	2,9	-	-	**1,2**	**-**	**1,8**
	Mucor	4,2	-	-	7,4	-	3,4	-	-	-	**1,2**	**4,2**	**-**
	Phoma	-	-	5,6	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	Scopulariopsis	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Verticillium	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**1,2**	**-**	**-**

Objaśnienia: **K** – koniczyny nienawożone; **Kn** – koniczyny nawożone; **T** – trawy nienawożone; **Tn** – trawy nawożone; **AI, AII, AIII –** analizy I (19.05.), II (22.07.), III (30.09.); „-" nie notowano; * - klasy frekwencji: sporadycznie; rzadko

Uzyskane współczynniki dominacji gatunkowej (tab. 10 i 11) wskazują, że z 19 gatunków zasiedlających ektoryzosferę koniczyn nienawożonych (K) najliczniejszy był gatunek *T. harzianum* (30,8%, a okresowo nawet 44%). Z kolei wśród 9 gatunków

zasiedlających ektoryzosferę koniczyn nawożonych (Kn) najliczniejszym był *T. koningii* (31,4%, a okresowo nawet 52,2%). Gatunkami współdominującymi w ektoryzosferze tych roślin były odpowiednio: koniczyny nienawożone *T. koningii* (23,4%), koniczyny nawożone *T. harzianum* (27,6%). W ektoryzosferze koniczyn nienawożonych często występował też gatunek *T. viride* (11,2%), natomiast w wariancie nawożonym był rzadki (3,8%). Z rodzaju *Penicillium* w ektoryzosferze koniczyn najczęściej występował *P. nigricans* (D = 9,6% dla nawożonych i 5,6% dla nienawożonych roślin). W kombinacji nawożonej ektoryzosfera koniczyn odznaczała się brakiem przedstawicieli *Fusarium*, notowanych w kombinacji nienawożonej (tab. 10). W obrębie 505 izolatów wyizolowanych z ryzoplany koniczyn (suma izolatów z 3 zmywów) zidentyfikowano 38 gatunków z 16 rodzajów. Jednakże ostatecznie jako grzyby ryzoplany przyjęto materiał szczepowy uzyskany z trzeciego zmywu, w którym nie stwierdzono już cząstek gleby (w przeciwieństwie do 1. i 2. zmywu). Z tej frakcji wyodrębniono 73 izolaty z kombinacji koniczyn nienawożonych oraz 60 z nawożonych, czemu odpowiadało 8 rodzajów i 17 gatunków z K oraz odpowiednio 7 i 13 z Kn (tab. 12 i 13).

Tab. 10. Współczynniki dominacji gatunkowej (D) dla grzybów saprotroficznych z poszczególnych zbiorowisk w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn) – cz. 1.*

Kombinacja	Gatunek	Ektoryzosfera			Ryzoplana			Endoryzosfera			Łącznie dla analiz		
		A I	A II	A III	A I	A II	A III	A I	A II	A III	Ek	Rp	Ed
K	*Coniothyrium* sp.	-	-	3,1	-	-	11,1	-	-	-	**0,9**	**4,1**	**-**
	Fusarium oxysporum	8,0	-	9,4	3,8	-	-	7,7	26,5	76,9	**4,7**	**1,4**	**25,6**
	Mucor hiemalis	-	-	-	-	-	18,5	2,6	-	7,7	**-**	**6,8**	**2,3**
	Penicillium nigricans	-	8,0	6,3	15,4	-	-	-	2,9	-	**5,6**	**5,5**	**1,2**
	Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	12,5	-	10,0	29,6	-	-	-	**3,7**	**13,7**	**-**
	Pseudeurotium zonatum	-	-	12,5	-	-	-	-	-	-	**3,7**	**-**	**-**
	Trichoderma harzianum	20,0	44,0	18,8	30,8	25,0	7,4	7,7	14,7	7,7	**30,8**	**20,5**	**10,5**
	Trichoderma koningii	12,0	40,0	6,3	26,9	35,0	-	35,9	52,9	-	**23,4**	**19,2**	**37,2**
	Trichoderma viride	48,0	-	-	15,4	15,0	11,1	28,2	2,9	-	**11,2**	**13,7**	**14,0**
T	*Acremonium* sp.	-	-	-	-	16,7	-	-	-	-	**-**	**5,6**	**-**
	Fusarium avenaceum	-	-	4,0	-	20,8	-	-	-	-	**1,0**	**6,9**	**-**
	Fusarium oxysporum	-	-	4,0	-	-	-	5,7	-	-	**1,0**	**-**	**2,6**
	Penicillium nigricans	13,6	-	12,0	3,2	-	-	-	-	-	**6,2**	**1,4**	**-**
	Penicillium sp.	4,5	-	-	-	-	-	8,6	-	-	**1,0**	**-**	**3,8**
	Penicillium thomii	-	2,0	12,0	-	-	-	-	-	-	**4,1**	**-**	**-**
	Thielavia sp.	-	-	-	-	-	11,8	-	-	-	**-**	**2,8**	**-**
	Trichoderma harzianum	4,5	-	4,0	35,5	16,7	11,8	8,6	9,3	-	**2,1**	**23,6**	**9,0**
	Trichoderma koningii	54,5	98,0	28,0	48,4	16,7	58,8	62,9	88,4	-	**70,1**	**40,3**	**76,9**
	Trichoderma viride	-	-	-	12,9	-	-	-	-	-	**-**	**5,6**	**-**
	ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**

Kn	*Coniothyrium* sp.	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	**-**	**-**
	Fusarium oxysporum	-	-	-	16,7	33,3	-	7,9	61,5	-	**-**	**13,3**	**16,7**
	Penicillium chrysogenum	13,0	-	-	4,8	-	-	-	-	-	**2,9**	**3,3**	**-**
	Penicillium nigricans	4,3	18,2	2,6	-	-	-	-	-	-	**9,5**	**-**	**-**
	Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	15,8	4,8	-	13,3	-	7,7	-	**5,7**	**6,7**	**1,5**
	Pseudeurotium zonatum	4,3	-	13,2	-	-	-	-	-	-	**5,7**	**-**	**-**
	Trichoderma harzianum	21,7	38,6	18,4	28,6	66,7	13,3	15,8	-	26,7	**27,6**	**26,7**	**15,2**
	Trichoderma koningii	52,2	34,1	15,8	16,7	-	33,3	34,2	15,4	66,7	**31,4**	**20,0**	**37,9**
	Trichoderma viride	-	2,3	7,9	16,7	-	-	13,2	-	-	**3,8**	**11,7**	**7,6**
	Verticillium lecanii	-	-	-	-	-	13,3	-	-	-	**-**	**3,3**	**-**
Tn	*Fusarium avenaceum*	-	-	5,6	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	Fusarium equiseti	-	-	-	-	12,5	-	-	-	-	**-**	**2,8**	**-**
	Fusarium oxysporum	-	7,7	2,8	-	12,5	-	11,8	52,4	-	**3,5**	**2,8**	**27,3**
	Penicillium nigricans	8,3	11,5	-	3,7	12,5	-	5,9	-	-	**5,8**	**4,2**	**3,6**
	Penicillium sp.	4,2	7,7	2,8	-	18,8	-	2,9	-	-	**4,7**	**4,2**	**1,8**
	Trichoderma harzianum	4,2	3,8	-	33,3	6,3	24,1	5,9	4,8	-	**2,3**	**23,6**	**5,5**
	Trichoderma koningii	33,3	26,9	36,1	51,9	18,8	3,4	47,1	42,9	-	**32,6**	**25,0**	**45,5**
	Trichoderma viride	4,2	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	**-**	**-**
	ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	-	-	24,1	-	-	-	**-**	**9,7**	**-**

Objaśnienia: **K** – koniczyny nienawożone; **Kn** – koniczyny nawożone; **T** – trawy nienawożone ; **Tn** – trawy nawożone; **AI, AII, AIII –** analizy I (19.05.), II (22.07.), III (30.09.); „-" – nie notowano; ***** – klasy frekwencji: często, licznie, bardzo licznie

Tab. 11. Współczynniki dominacji gatunkowej (D) dla grzybów saprotroficznych z poszczególnych zbiorowisk w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn) – cz. 2.*

Kombi-nacja	Gatunek	Ektoryzosfera			Ryzoplana			Endoryzosfera			Łącznie dla analiz		
		A I	A II	A III	A I	A II	A III	A I	A II	A III	Ek	Rp	Ed
K	*Acremonium murorum*	-	-	3,1	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Acremonium strictum	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Acremonium 2-komórkowe	-	-	9,4	-	-	3,7	-	-	-	**2,8**	**1,4**	**-**
	Chaetomium globosum	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Chaetomium sp.	-	-	-	-	5,0	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Cladosporium cladosporioides	-	-	3,1	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Cladosporium herbarum	-	-	3,1	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Drechslera sp.	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Fusarium avenaceum	-	-	-	-	-	-	5,1	-	-	**-**	**-**	**2,3**
	Gliocladium catenulatum	-	-	3,1	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Gliocladium virens	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	**-**	**-**	**1,2**
	Mortierella sp.	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Mucor mucedo	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	**0,9**	**-**	**-**
	Mucor sp.	4,0	-	-	-	-	3,7	7,7	-	-	**0,9**	**1,4**	**3,5**
	Penicillium frequentans	-	-	-	-	5,0	-	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Penicillium restrictum	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	**-**	**1,4**	**-**
	Penicillium sp.	-	-	-	3,8	5,0	-	-	-	-	**-**	**2,7**	**-**
	Penicillium verrucosum	-	4,0	-	-	-	-	-	-	-	**1,9**	**-**	**-**

	Talaromyces emersonii	-	-	-	-	-	-	2,6	-	7,7	-	-	**2,3**
	Trichoderma aureoviride	-	-	-	3,8	-	-	-	-	-	-	**1,4**	-
	ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	-	-	3,7	-	-	-	-	**1,4**	-
T	*Acremonium murorum*	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Ascomycetes	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	**1,3**
	Aspergillus versicolor	-	-	4,0	-	8,3	-	-	-	-	**1,0**	**2,8**	-
	Chaetomium sp.	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	-	**1,4**	-
	Cladosporium cladosporioides	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Coniothyrium sp.	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Cunninghamella elegans	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Cylindrocarpon destructans	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Drechslera dematioidea	-	-	-	-	-	-	-	2,3	-	-	-	**1,3**
	Emericellopsis minima	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Epicoccum purpurascens	-	-	-	-	-	5,9	-	-	-	-	**1,4**	-
	Fusarium culmorum	-	-	-	-	8,3	-	-	-	-	-	**2,8**	-
	Fusarium sporotrichioides	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	**1,3**
	Gliocladium virens	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Mortierella ramanniana	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	**1,3**
	Mucor sp.	-	-	-	-	-	-	5,7	-	-	-	-	**2,6**
	Paecilomyces carneus	-	-	-	-	-	5,9	-	-	-	-	**1,4**	-
	Paecilomyces lilacinus	-	-	-	-	-	5,9	-	-	-	-	**1,4**	-
	Penicillium chrysogenum	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Penicillium frequentans	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Penicillium janthinellum	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Pythium sp.	-	-	-	-	4,2	-	-	-	-	-	**1,4**	-
	Talaromyces sp.	9,1	-	-	-	-	-	-	-	-	**2,1**	-	-
Kn	*Acremonium strictum*	-	-	-	-	-	6,7	-	-	-	-	**1,7**	-
	Acremonium 2-komórkowe	-	-	2,6	-	-	6,7	-	-	-	**1,0**	**1,7**	-
	Chaetomium globosum	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Cladosporium cladosporioides	-	-	7,9	-	-	-	-	-	-	**2,9**	-	-
	Fusarium avenaceum	-	-	-	-	-	-	10,5	7,7	-	-	-	**7,6**
	Fusarium lateritium	-	-	-	2,4	-	-	-	-	-	-	**1,7**	-
	Fusarium sacchari	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	**1,5**
	Fusarium semitectum	-	-	-	-	-	-	5,3	-	-	-	-	**3,0**
	Gliocladium catenulatum	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	**1,5**
	Gliocladium roseum	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	**1,5**
	Gliocladium virens	-	-	-	-	-	6,7	-	-	-	-	**1,7**	-
	Mucor plumbeus	-	4,5	-	-	-	-	-	-	-	**1,9**	-	-
	Mucor sp.	-	-	-	-	-	6,7	-	-	6,7	-	**1,7**	**1,5**
	Penicillium janthinellum	-	-	-	4,8	-	-	-	-	-	-	**3,3**	-
	Penicillium purpurogenum	-	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	**1,5**
	Penicillium purpurrescens	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Penicillium restrictum	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	Penicillium sp.	-	2,3	-	-	-	-	-	7,7	-	**1,0**	-	**1,5**
	Trichoderma aureoviride	-	-	-	4,8	-	-	2,6	-	-	-	**3,3**	**1,5**

	Trichoderma hamatum	4,3	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,0**	-	-
	ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	5,3	-	-	-	-	-	-	**1,9**	-	-
Tn	*Acremonium* 2-komórkowe	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	-	**1,4**	-
	Alternaria alternata	-	-	-	-	-	6,9	-	-	-	-	**2,8**	-
	Botrytis cinerea	4,2	-	-	3,7	-	-	-	-	-	**1,2**	**1,4**	-
	Chaetomium sp.	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	-	**1,4**	-
	Coniothyrium sp.	-	7,7	2,8	-	-	3,4	-	-	-	**3,5**	**1,4**	-
	Cylindrocarpon didymum	-	3,8	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Emericellopsis minima	-	3,8	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Epicoccum purpurascens	-	-	-	-	6,3	-	-	-	-	-	**1,4**	-
	Fusarium culmorum	-	3,8	-	-	-	6,9	2,9	-	-	**1,2**	**2,8**	**1,8**
	Fusarium sacchari	-	3,8	-	-	6,3	-	-	-	-	**1,2**	**1,4**	-
	Fusarium sporotrichioides	-	-	-	-	-	-	5,9	-	-	-	-	**3,6**
	Humicola fuscoatra	4,2	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Mortierella alpina	-	-	-	-	-	-	2,9	-	-	-	-	**1,8**
	Mortierella hyalina	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**1,2**	-	-
	Mucor hiemalis	-	-	-	7,4	-	3,4	-	-	-	-	**4,2**	-
	Mucor sp.	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,2**	-	-
	Paecilomyces carneus	4,2	7,7	-	-	-	3,4	-	-	-	**3,5**	**1,4**	-
	Paecilomyces marquandii	4,2	-	-	-	-	6,9	-	-	-	**1,2**	**2,8**	-
	Paecilomyces variotii	-	3,8	5,6	-	-	-	-	-	-	**3,5**	-	-
	Penicillium chrysogenum	4,2	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Penicillium citrinum	-	-	2,8	-	-	-	5,9	-	-	**1,2**	-	**3,6**
	Penicillium corylophilum	4,2	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Penicillium fellutanum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Penicillium frequentans	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,2**	-	-
	Penicillium janthinellum	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	**1,2**	-	-
	Penicillium lanosum	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Penicillium purpurogenum	-	-	-	-	-	-	8,8	-	-	-	-	**5,5**
	Penicillium restrictum	-	-	5,6	-	-	3,4	-	-	-	**2,3**	**1,4**	-
	Penicillium verrucosum	-	7,7	-	-	6,3	-	-	-	-	**2,3**	**1,4**	-
	Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	5,6	-	-	-	-	-	-	**2,3**	-	-
	Phoma sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Scopulariopsis sp.	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	-	**1,4**	-
	Thielavia terricola	-	-	8,3	-	-	-	-	-	-	**3,5**	-	-
	Trichoderma hamatum	-	-	-	-	-	3,4	-	-	-	-	**1,4**	-
	Verticillium psalliotae	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	**1,2**	-	-

Objaśnienia: K, Kn, T, Tn, AI, AII, AIII, - – jak do tab. 10, * – klasy frekwencji: sporadycznie, rzadko

Tab. 12. Skład gatunkowy grzybów saprotroficznych ogółem zasiedlających powierzchnię korzeni (ryzoplanę) koniczyn nienawożonych (K1, K2, K3) łąki trwałej

Gatunek grzyba	Nienawożone												
	Analiza I			*Suma*	Analiza II			*Suma*	Analiza III			*Suma*	*Łącznie*
	K1	K2	K3		K1	K2	K3		K1	K2	K3		
Acremonium strictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***1***
Acremonium 2-komórkowe	-	-	-	-	-	4	-	***4***	4	2	1	***7***	***11***
Aspergillus versicolor	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Chaetomium sp.	-	-	-	-	-	-	1	***1***	-	-	-	-	***1***
Cladosporium cladosporioides	-	-	-	-	-	1	-	***1***	2	-	-	***2***	***3***
Cladosporium macrocarpum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coniothyrium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	***4***	***4***
Cylindrocarpon didymum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Drechslera sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***1***
Emericella rugulosa	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Fusarium avenaceum	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	***3***	***3***
Fusarium culmorum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fusarium graminearum	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	***2***	***2***
Fusarium lateritium	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	***3***	***3***
Fusarium oxysporum	-	-	1	***1***	-	-	-	-	1	2	-	***3***	***4***
Fusarium sambucinum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Gliocladium roseum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Gliocladium virens	-	1	-	***1***	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***3***
Mortierella sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mucor circinelloides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Mucor hiemalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	***5***	***5***
Mucor sp.	-	-	-	-	1	-	-	***1***	-	-	1	***1***	***2***
Myrothecium verrucaria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Paecilomyces carneus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paecilomyces marquandii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paecilomyces variotii	-	-	-	-	-	2	-	***2***	-	1	-	***1***	***3***
Penicillium chrysogenum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium corylophilum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium daleae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium frequentans	-	-	-	-	-	-	1	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium janthinellum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium lanosum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium nigricans	1	1	4	***6***	2	-	-	***2***	3	2	-	***5***	***13***
Penicillium restrictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***1***
Penicillium rubrum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium simplicissimum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium sp.	-	-	1	***1***	2	-	1	***3***	-	7	-	***7***	***11***
Penicillium verrucosum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	-	1	-	***1***	***2***

Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	-	-	-	-	2	***2***	2	2	8	***12***	***14***
Sclerotium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Talaromyces sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoderma aureoviride	3	-	1	***4***	-	-	-	-	-	-	-	-	***4***
Trichoderma hamatum	-	1	-	***1***	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***2***
Trichoderma harzianum	16	10	8	***34***	10	25	5	***40***	1	3	2	***6***	***80***
Trichoderma koningii	16	15	7	***38***	4	6	7	***17***	-	1	-	***1***	***56***
Trichoderma viride	5	7	4	***16***	1	-	3	***4***	-	1	3	***4***	***24***
Verticillium lecanii	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	***2***	***2***
Verticillium psalliotae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	***2***	***2***
Suma	**41**	**35**	**26**	***102***	**23**	**39**	**20**	***82***	**22**	**34**	**27**	***83***	***267***

Objaśnienia: **K1** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 1); **K2** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 2); **K3** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 3); **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Tab. 13. Skład gatunkowy grzybów saprotroficznych ogółem zasiedlających powierzchnię korzeni (ryzoplanę) koniczyn nawożonych (Kn_1, Kn_2, Kn_3)

Gatunek grzyba	**Nawożone**												
	Analiza I			***Suma***	**Analiza II**			***Suma***	**Analiza III**			***Suma***	***Łącznie***
	Kn 1	**Kn 2**	**Kn 3**		**Kn 1**	**Kn 2**	**Kn 3**		**Kn 1**	**Kn 2**	**Kn 3**		
Acremonium strictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	***2***	***2***
Acremonium 2-komórkowe	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	***2***	***2***
Aspergillus versicolor	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Chaetomium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cladosporium cladosporioides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cladosporium macrocarpum	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	***2***	***2***
Coniothyrium sp.	-	-	-	-	2	1	-	***3***	1	-	-	***1***	***4***
Cylindrocarpon didymum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Drechslera sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Emericella rugulosa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fusarium avenaceum	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Fusarium culmorum	-	5	-	***5***	-	-	-	-	-	-	-	-	***5***
Fusarium graminearum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fusarium lateritium	-	-	1	***1***	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***3***
Fusarium oxysporum	-	1	7	***8***	2	4	1	***7***	3	-	-	***3***	***18***
Fusarium sambucinum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gliocladium roseum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gliocladium virens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	***2***	***2***
Mortierella sp.	1	-	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Mucor circinelloides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mucor hiemalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Mucor sp.	-	1	-	***1***	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***2***
Myrothecium verrucaria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paecilomyces carneus	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***2***
Paecilomyces marquandii	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Paecilomyces variotii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium chrysogenum	-	-	2	***2***	-	-	-	-	-	-	-	-	***2***
Penicillium corylophilum	1	-	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Penicillium daleae	2	1	-	***3***	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***4***
Penicillium frequentans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium janthinellum	-	-	2	***2***	-	-	-	-	-	-	-	-	***2***
Penicillium lanosum	-	1	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Penicillium nigricans	-	3	-	***3***	4	3	-	***7***	-	-	-	-	***10***
Penicillium restrictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium rubrum	-	1	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Penicillium simplicissimum	-	-	-	-	4	-	-	***4***	-	-	-	-	***4***
Penicillium sp.	-	-	-	-	-	3	-	***3***	-	1	-	***1***	***4***
Penicillium verrucosum	-	-	-	-	6	-	-	***6***	-	-	-	-	***6***
Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	2	***2***	-	-	-	-	4	4	2	***10***	***12***
Sclerotium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Talaromyces sp.	1	-	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Trichoderma aureoviride	1	1	2	***4***	-	-	-	-	-	-	-	-	***4***
Trichoderma hamatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoderma harzianum	5	11	12	***28***	3	1	2	***6***	5	3	2	***10***	***44***
Trichoderma koningii	21	11	7	***39***	3	4	-	***7***	2	10	5	***17***	***63***
Trichoderma viride	9	13	7	***29***	-	-	-	-	-	-	-	-	***29***
Verticillium lecanii	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	***2***	***2***
Verticillium psalliotae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	1	-	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Suma	**42**	**49**	**42**	***133***	**24**	**19**	**3**	***46***	**22**	**22**	**15**	***59***	***238***

Objaśnienia: **Kn1** – ryzoplana koniczyn nawożonych (zmyw 1); **Kn2** – ryzoplana koniczyn nawożonych (zmyw 2); **Kn3** – ryzoplana koniczyn nawożonych (zmyw 3); **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Na podstawie przyjętych klas frekwencji stwierdzono, że rodzajem dominującym na powierzchni korzeni koniczyn, podobnie jak w glebie ryzosferowej tych roślin, był rodzaj *Trichoderma*. Jego frekwencja na powierzchni korzeni roślin nienawożonych wynosiła 54,8% z współwystępowaniem 3 gatunków: *T. harzianum* (20,5%), *T. koningii* (19,2%) oraz *T. viride* (13,7%). Obok ww. dość często notowano *Phoma medicaginis var. pinodella* (13,7%, tab. 10). W przypadku ryzoplany koniczyn nawożonych frekwencja *Trichoderma* sięgała 61,7%, a gatunkiem powszechnie izolowanym był *T. harzianum* (26,7%), który okresowo (lipiec) był gatunkiem o najwyższej frekwencji (66,7%). Mikrozbiorowisko grzybów powierzchni roślin nawożonych odznaczało się także częstym występowaniem populacji *T. koningii* (20%)

i *T. viride* (11,7%). Nawożenie przyczyniało się ponadto, odmiennie niż w przypadku ektoryzosfery, do zwiększenia frekwencji *Fusarium* (15%) z monokulturą *F. oxysporum*, a także frekwencji *Phoma* (ok. 7%) (tab. 10).

Z wnętrza korzeni (endoryzosfera) koniczyn nawożonych i nienawożonych wyizolowano odpowiednio 66 izolatów z 6 rodzajów i 4 gatunków oraz 86 izolatów z 6 rodzajów i 10 gatunków grzybów saprotroficznych (tab. 14). Analogicznie jak w przypadku ektoryzosfery i ryzoplany tych roślin, taksonem dominującym był rodzaj *Trichoderma*. Udział populacji tego grzyba w obrębie mykobioty endotroficznej obydwu wariantów nawożeniowych koniczyn był podobny i wynosił ok. 62%. Zbliżone wyniki pomiędzy kombinacjami koniczyn uzyskano także dla składu gatunkowego. Wyrażało się to 37,1% oraz 37,9% udziału *T. koningii,* odpowiednio w endoryzosferze roślin nienawożonych i nawożonych. Ponadto do częstych w zbiorowisku grzybów zasiedlających endoryzosferę koniczyn łąkowych należały: *T. viride* (14%) – obiekt nienawożony i *T. harzianum* (15,2%) – obiekt nawożony (tab. 10) oraz *Fusarium oxysporum*: odpowiednio 25,6 i 16,7%. Frekwencja tego ostatniego gatunku była zwłaszcza wysoka (61,5% udziału) w obiekcie nawożonym w okresie letnim (lipiec) – tab.10.

Tab. 14. Skład gatunkowy grzybów saprotroficznych ogółem w endoryzosferze koniczyn nienawożonych (K4) i nawożonych (Kn4) łąki trwałej

Gatunek grzyba	**Nienawożone**				**Nawożone**				***Łącznie***
	AI	**AII**	**AIII**	***Suma***	**AI**	**AII**	**AIII**	***Suma***	
	K4	**K4**	**K4**		**Kn4**	**Kn4**	**Kn4**		
Fusarium avenaceum	2	-	-	***2***	4	1	-	***5***	***7***
Fusarium oxysporum	3	9	10	***22***	3	8	-	***11***	***33***
Fusarium sacchari	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Fusarium semitectum	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***2***
Gliocladium catenulatum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Gliocladium roseum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Gliocladium virens	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Mucor hiemalis	1	-	1	***2***	-	-	-	-	***2***
Mucor sp.	3	-	-	***3***	-	-	1	***1***	***4***
Penicillium nigricans	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium purpurogenum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Penicillium sp.	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Talaromyces emersonii	1	-	1	***2***	-	-	-	-	***2***
Trichoderma aureoviride	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Trichoderma harzianum	3	5	1	***9***	6	-	4	***10***	***19***
Trichoderma koningii	14	18	-	***32***	13	2	10	***25***	***57***
Trichoderma viride	11	1	-	***12***	5	-	-	***5***	***17***
Suma	**39**	**34**	**13**	***86***	**38**	**13**	**15**	***66***	***152***

Objaśnienia: **K4** – endoryzosfera koniczyn nienawożonych; **Kn4** – endoryzosfera koniczyn nawożonych; **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Skład oraz frekwencja rodzajów i gatunków grzybów zasiedlających poszczególne mikrośrodowiska strefy korzeniowej traw

Z gleby ryzosferycznej traw wyizolowano 183 izolaty grzybów z 38 gatunków i 20 rodzajów (tab. 15), z czego z roślin nienawożonych pochodziło 97 izolatów z 20 gatunków i 15 rodzajów, a z nawożonych 86 izolatów z 30 gatunków i 12 rodzajów (tab. 8). Dane te wskazywały na większą różnorodność gatunkową mykobioty w korzeniach traw nawożonych. W obu obiektach dominował rodzaj *Trichoderma*. Jednak w przypadku roślin nawożonych współczynnik dominacji był prawie 2 razy niższy w porównaniu z roślinami nienawożonymi (odpowiednio 37,2 i 72%). W obu wariantach doświadczalnych jako gatunek dominujący w ektoryzosferze traw występował *T. koningii*. Udział tego gatunku w kombinacji nienawożonej wynosił średnio 70,1% (w lipcu nawet 98%), a w nawożonej ponad 2 razy mniej – ~33% (tab. 10, 11). Do stosunkowo częstych grzybów saprotroficznych w ektoryzosferze traw należał rodzaj *Penicillium*, reprezentowany najczęściej przez *P. nigricans*. Jego udział, odwrotnie niż w przypadku *Trichoderma*, był większy w obiekcie nawożonym niż nienawożonym (odpowiednio 25,6 oraz 14,4%) (tab. 10, 11).

Tab. 15. Skład gatunkowy grzybów saprotroficznych ogółem w ektoryzosferze traw nienawożonych (T) i nawożonych (Tn) łąki trwałej

Gatunek grzyba	Nienawożone				Nawożone				*Łącznie*
	AI	AII	AIII	*Suma*	AI	AII	AIII	*Suma*	
	T	T	T		Tn	Tn	Tn		
Acremonium murorum	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Aspergillus versicolor	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Botrytis cinerea	-	-	-	**-**	1	-	-	***1***	***1***
Cladosporium cladosporioides	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Coniothyrium sp.	-	-	1	***1***	-	2	1	***3***	***4***
Cunninghamella elegans	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Cylindrocarpon destructans	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Cylindrocarpon didymum	-	-	-	**-**	-	1	1	***2***	***2***
Emericellopsis minima	-	-	1	***1***	-	1	1	***2***	***3***
Fusarium avenaceum	-	-	1	***1***	-	-	2	***2***	***3***
Fusarium culmorum	-	-	-	**-**	-	1	-	***1***	***1***
Fusarium oxysporum	-	-	1	***1***	-	2	1	***3***	***4***
Fusarium sacchari	-	-	-	**-**	-	1	-	***1***	***1***
Gliocladium virens	-	-	1	***1***	-	-	-	**-**	***1***
Humicola fuscoatra	-	-	-	**-**	1	-	1	***2***	***2***
Mortierella hyalina	-	-	-	**-**	-	-	1	***1***	***1***
Mucor sp.	-	-	-	**-**	1	-	-	***1***	***1***
Paecilomyces carneus	-	-	-	**-**	1	2	-	***3***	***3***
Paecilomyces marquandii	-	-	-	**-**	1	-	-	***1***	***1***

Paecilomyces variotii	-	-	-	-	-	1	2	***3***	***3***
Penicillium chrysogenum	1	-	-	***1***	1	-	1	***2***	***3***
Penicillium citrinum	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***1***
Penicillium corylophilum	-	-	-	-	1	-	1	***2***	***2***
Penicillium frequentans	1	-	-	***1***	1	-	-	***1***	***2***
Penicillium janthinellum	1	-	-	***1***	1	-	-	***1***	***2***
Penicillium lanosum	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***2***
Penicillium nigricans	3	-	3	***6***	2	3	-	***5***	***11***
Penicillium restrictum	-	-	-	-	-	-	2	***2***	***2***
Penicillium sp.	1	-	-	***1***	1	2	1	***4***	***5***
Penicillium thomii	-	1	3	***4***	-	-	-	-	***4***
Penicillium verrucosum	-	-	-	-	-	2	-	***2***	***2***
Phoma medicaginis var. *pinodella*	-	-	1	***1***	-	-	2	***2***	***3***
Talaromyces sp.	2	-	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Thielavia terricola	-	-	-	-	-	-	3	***3***	***3***
Trichoderma harzianum	1	-	1	***2***	1	1	-	***2***	***4***
Trichoderma koningii	12	49	7	***68***	8	7	13	***28***	***96***
Trichoderma viride	-	-	-	-	1	-	1	***2***	***2***
Verticillium psalliotae	-	-	-	-	-	-	1	***1***	***1***
Suma	**22**	**50**	**25**	***97***	**24**	**26**	**36**	***86***	***183***

Objaśnienia: **T** – ektoryzosfera traw nienawożonych; **Tn** – ektoryzosfera traw nawożonych; **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Z trzech frakcji (zmywy 1, 2, 3) odpowiadających ryzoplanie traw wyizolowano łącznie 516 szczepów z 16 rodzajów i 40 gatunków (tab. 16). Podobnie jak w odniesieniu do roślin koniczyny, przedmiotem dalszych analiz była trzecia frakcja, odpowiadająca *stricte* powierzchni korzeni. Obejmowała ona 72 szczepy z 6 rodzajów i 13 gatunków wyizolowanych z traw nienawożonych (tab. 16), wśród których prawie 70% (69,4%) stanowił rodzaj *Trichoderma* z 40,3% udziału *T. koningii* i 23,6% udziału *T. harzianum* (tab. 8, 10). Podobną pod względem frekwencji izolatów mykobiotę wyizolowano z ryzoplany traw nawożonych (trzecia frakcja): 72 izolaty z 10 rodzajów i 19 gatunków. Była ona również reprezentowana głównie przez rodzaj *Trichoderma* (50% udziału) z 25 i 24% udziału odpowiednio *T. koningii* i *T. harzianum* (tab. 10).

Z endoryzosfery traw wyodrębniono 133 izolaty grzybów: 78 z obiektów nienawożonych i 55 z nawożonych, obejmujących odpowiednio 8 gatunków z 6 rodzajów oraz 10 gatunków z 4 rodzajów (tab. 17). Dominantami traw nienawożonych były grzyby z rodzaju *Trichoderma* stanowiące 86% ogółu endofitów korzeniowych tych roślin, w tym *T. koningii* o częstości zasiedlenia sięgającej 77%, a okresowo (analiza II) nawet ponad 88% oraz rzadziej – (średnio 9%) *T. harzianum* (tab. 10). Wewnątrz korzeni traw nawożonych zdominowanych przez *Trichoderma* (51%) wysoki udział miały także grzyby z rodzaju *Fusarium* (ok. 33%). Gatunkowo grzyby te reprezentowane były głównie przez *T. koningii* (45,5%) oraz *F. oxysporum* (27%) (tab. 10).

Tab. 16. Skład gatunkowy grzybów ogółem (podłoże Martina) zasiedlających powierzchnię korzeni (ryzoplanę) traw nienawożonych (T1, T2, T3) łąki trwałej

Gatunek grzyba	Nienawożone												
	Analiza I			*Suma*	Analiza II			*Suma*	Analiza III			*Suma*	*Łącznie*
	T1	T2	T_3		T1	T2	T3		T1	T2	T3		
Acremonium kiliense	-	-	-	-	2	-	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Acremonium sp.	-	-	-	-	1	9	4	***14***	-	-	-	-	***14***
Acremonium strictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acremonium 2-komórkowe	-	-	-	-	1	-	-	***1***	1	1	-	***2***	***3***
Alternaria alternata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ascomycetes – Penicillium	3	-	-	***3***	-	-	-	-	-	-	-	-	***3***
Aspergillus versicolor	-	-	-	-	-	-	2	***2***	-	1	-	***1***	***3***
Botrytis cinerea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetomium sp.	-	-	-	-	-	2	1	***3***	-	-	-	-	***3***
Cladosporium cladosporioides	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	***4***	***4***
Cladosporium herbarum	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Coniothyrium sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cylindrocarpon destructans	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	***1***	***1***
Epicoccum purpurascens	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	***2***	***2***
Fusarium avenaceum	-	-	-	-	2	3	5	***10***	-	1	-	***1***	***11***
Fusarium culmorum	-	-	-	-	-	8	2	***10***	-	-	-	-	***10***
Fusarium equiseti	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Fusarium graminearum	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Fusarium oxysporum	2	-	-	***2***	4	12	-	***16***	-	-	-	-	***18***
Fusarium sacchari	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fusarium sambucinum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Fusarium sporotrichioides	-	-	-	-	-	2	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Gliocladium catenulatum	-	-	-	-	1	2	-	***3***	-	-	-	-	***3***
Gliocladium roseum	-	-	-	-	3	-	-	***3***	-	-	-	-	***3***
Gliocladium virens	7	-	-	***7***	-	-	-	-	-	-	-	-	***7***
Mortierella humilis	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Mortierella hyalina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mucor hiemalis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mucor plumbeus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paecilomyces carneus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	***2***	***2***
Paecilomyces farinosus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paecilomyces lilacinus	-	-	-	-	2	-	-	***2***	-	3	1	***4***	***6***
Paecilomyces marquandii	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Paecilomyces variotii	-	-	-	-	1	1	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Penicillium chrysogenum	1	-	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Penicillium citrinum	4	-	-	***4***	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***5***
Penicillium decumbens	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium fellutanum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium frequentans	-	-	-	-	2	-	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Penicillium janthinellum	-	-	-	-	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Penicillium lanosum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Penicillium meleagrinum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium nigricans	3	2	1	***6***	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***7***
Penicillium restrictum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penicillium sp.	-	2	-	***2***	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***3***
Penicillium verrucosum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phoma sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Pythium sp.	-	-	-	-	-	-	1	***1***	-	-	-	-	***1***
Scopulariopsis sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thielavia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	***3***	***3***
Trichoderma hamatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoderma harzianum	11	15	11	***37***	8	3	4	***15***	1	2	2	***5***	***57***
Trichoderma koningii	8	10	15	***33***	1	1	4	***6***	2	8	10	***20***	***59***
Trichoderma viride	7	1	4	***12***	7	-	-	***7***	-	-	-	-	***19***
Verticillium nigrescens	-	1	-	***1***	-	-	-	-	-	-	-	-	***1***
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	-	-	-	-	1	-	1	***2***	-	-	-	-	***2***
Suma	**46**	**31**	**31**	***108***	**39**	**51**	**24**	***114***	**10**	**20**	**17**	***47***	***269***

Objaśnienia: **T1** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 1); **T2** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 2); **T3** – ryzoplana koniczyn nienawożonych (zmyw 3)

Tab. 17. Skład gatunkowy grzybów saprotroficznych ogółem w endoryzosferze traw nienawożonych (T4) i nawożonych (Tn4) łąki trwałej

Gatunek grzyba	**Nienawożone**				**Nawożone**				***Łącznie***
	AI	**AII**	**AIII**	***Suma***	**AI**	**AII**	**AIII**	***Suma***	
	T4	**T4**	**T4**		**Tn4**	**Tn4**	**Tn4**		
Ascomycetes	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Drechslera dematioidea	-	1	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Fusarium culmorum	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Fusarium oxysporum	2	-	-	***2***	4	11	-	***15***	***17***
Fusarium sporotrichioides	1	-	-	***1***	2	-	-	***2***	***3***
Mortierella alpina	-	-	-	-	1	-	-	***1***	***1***
Mortierella ramanniana	1	-	-	***1***	-	-	-	-	***1***
Mucor sp.	2	-	-	***2***	-	-	-	-	***2***
Penicillium citrinum	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***2***
Penicillium nigricans	-	-	-	-	2	-	-	***2***	***2***
Penicillium purpurogenum	-	-	-	-	3	-	-	***3***	***3***
Penicillium sp.	3	-	-	***3***	1	-	-	***1***	***4***
Trichoderma harzianum	3	4	-	***7***	2	1	-	***3***	***10***
Trichoderma koningii	22	38	-	***60***	16	9	-	***25***	***85***
Suma	**35**	**43**	**0**	***78***	**34**	**21**	**0**	***55***	***133***

Objaśnienia: **T4** – endoryzosfera traw nienawożonych; **Tn4** – endoryzosfera traw nawożonych; **AI, AII, AIII** – analizy I, II, III

Ocena podobieństwa oraz różnorodności gatunkowej grzybów w strefie korzeniowej badanych roślin

Stopień podobieństw badanych zbiorowisk grzybów w oparciu o ich skład gatunkowy, podany jako średnia z trzech analiz dla rozpatrywanych środowisk (ekto- i endoryzosfera oraz ryzoplana), określano stosując wzór Marczewskiego-Steinhausa na podobieństwo zbiorów. Otrzymane wartości współczynników podobieństwa były stosunkowo niskie (S = 13-32%), co wskazywało na duże różnice w składzie gatunkowym grzybów w odniesieniu do wszystkich czterech wariantów roślinnych (tab. 18).

Tab. 18. Wartości współczynników podobieństwa (S – wyrażone w %) zespołów grzybów w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn)

Kombinacja	Porównywane zbiorowiska	Analizy			Łącznie dla analiz	Średnia dla analiz
		I	II	III		
K	Ek - Rp	40,0	18,2	20,0	32,1	26,1
	Rp - Ed	33,3	33,3	15,4	33,3	27,4
	Ek - Ed	45,5	37,5	13,3	26,1	32,1
T	Ek - Rp	33,3	10,0	10,5	16,7	18,0
	Rp - Ed	20,0	20,0	0,0	9,1	13,3
	Ek - Ed	23,1	25,0	0,0	16,0	16,0
Kn	Ek - Rp	25,0	14,3	23,5	24,0	20,9
	Rp - Ed	33,3	16,7	37,5	33,3	29,2
	Ek - Ed	13,3	22,2	14,3	19,2	16,6
Tn	Ek - Rp	25,0	46,7	10,3	33,3	27,3
	Rp - Ed	25,0	33,3	0,0	23,1	19,4
	Ek - Ed	19,0	23,1	0,0	21,2	14,0

Objaśnienia:

K – koniczyny nienawożone
Kn – koniczyny nawożone
T – trawy nienawożone
Tn – trawy nawożone

Ek – ektoryzosfera
Rp – ryzoplana
Ed – endoryzosfera

W przypadku koniczyn nienawożonych największe podobieństwo (najwyższe wartości S) notowano wiosną (analiza I), a najmniejsze (najniższe wartości S) jesienią (analiza III). Dla zbiorowisk grzybów strefy korzeniowej koniczyn nawożonych podobieństwo było najmniejsze latem (analiza II), z wyjątkiem składu gatunkowego grzybów ekto- i endoryzosfery (tab. 18). W strefie korzeniowej traw podobieństwo składu gatunkowego grzybów w badanych mikrosiedliskach również było niewielkie. Najniższe, także w stosunku do pozostałych kombinacji roślin, odnotowano w obrębie zbiorowisk grzybów traw nienawożonych, w szczególności dla grzybów ryzoplany i endoryzosfery (S = 9,1%). Podobnie jak w przypadku koniczyn nienawożonych, najmniejsze podobieństwo (lub jego brak) odnotowano jesienią,

a największe wiosną. W obiekcie nawożonym najwyższe współczynniki S notowano latem, a najniższe lub brak podobieństwa (S = 0) jesienią, co było zbieżne z obserwacjami dotyczącymi traw nienawożonych (tab. 18).

Ocena różnorodności gatunkowej grzybów saprotroficznych analizowanych mikrośrodowisk przeprowadzona na podstawie współczynników Simpsona (D) wykazała, że wszystkie trzy zbiorowiska grzybów zasiedlających strefę korzeniową obu kombinacji koniczyn cechowały się bardzo dużym zróżnicowaniem populacji (wysokie współczynniki sumaryczne). Stosunkowo najmniejszą różnorodność gatunkową (przy dużych wahaniach współczynnika w obrębie analiz) stwierdzono w endosferze koniczyn nienawożonych, a największą na powierzchni korzeni w obu kombinacjach tych roślin (tab. 19).

Tab. 19. Współczynniki różnorodności gatunkowej Simpsona (D) dla grzybów saprotroficznych w poszczególnych strefach oddziaływania koniczyn i traw nawożonych (Kn, Tn) i nienawożonych (K, T)

Kombinacja roślin	Terminy analiz	Ekto-ryzosfera	Ryzoplana	Endo-ryzosfera	Łącznie dla analiz		
					ekto-ryzosfera	ryzoplana	endo-ryzosfera
K	I	0,704	0,781	0,769	0,826	0,871	0,763
	II	0,638	0,775	0,626			
	III	0,895	0,840	0,391			
T	I	0,665	0,622	0,581	0,501	0,767	0,397
	II	0,039	0,854	0,210			
	III	0,874	0,616	-			
Kn	I	0,658	0,825	0,817	0,805	0,847	0,792
	II	0,698	0,444	0,580			
	III	0,880	0,818	0,480			
Tn	I	0,854	0,612	0,740	0,875	0,861	0,708
	II	0,876	0,867	0,540			
	III	0,841	0,859	-			

Objaśnienia: **K** – koniczyny nienawożone, **T** – trawy nienawożone
Kn – koniczyny nawożone **Tn** – trawy nawożone
„ - ” – brak oznaczeń

W strefie korzeniowej traw nawożenie przyczyniło się do zwiększenia bioróżnorodności grzybów. Wyrażało się to wyższym sumarycznym współczynnikiem D w porównaniu z roślinami nienawożonymi. Różnorodność gatunkowa była niższa w ekto- i endoryzosferze, a wyższa w ryzoplanie, zarówno traw nawożonych, jak i nienawożonych. Generalnie trawy nienawożone odznaczały się najniższą różnorodnością gatunkową zbiorowisk grzybów ekto- i endoryzosferycznych w obrębie analizowanych wszystkich czterech kombinacji roślinnych.

Korelacja między częstością występowania wybranych rodzajów i gatunków grzybów saprotroficznych a zasiedlanych mikrośrodowiskiem

Przeprowadzona analiza statystyczna z wykorzystaniem trzech testów niezależności chi-kwadrat (χ^2) oraz wyliczonych trzech różnych współczynników zależności wskazała na istotną zależność między częstością występowania gatunków grzybów a zajmowanymi przez nie biotopami. Dowodzą tego wartości prawdopodobieństwa (p) obliczonego dla testu χ^2 Pearsona i testu χ^2, największej wiarygodności (NW), w obu przypadkach mniejsze od przyjętego poziomu istności $\alpha = 0,05$. O silnej korelacji między zmiennymi świadczą natomiast wysokie współczynniki: ϕ-Yule'a ($\phi = 0,69$) i c-Pearsona ($c = 0,57$). Z analizy danych w tabeli kontyngencji (tab. 20) wynika, że w każdym rozpatrywanym mikrosiedlisku (ektoryzosfera, ryzoplana, enoryzosfera) największą frekwencją odznaczały się grzyby z rodzaju *Trichoderma* w szczególności *T. koningii* (odpowiednio 16,1; 7,6 i 14,8%, a w sumie 38,3%) oraz *T. harzianum* (6,9; 6,8 i 3%). W odniesieniu do endoryzosfery stwierdzono również dość znaczną frekwencję (5,2%) *Fusarium oxysporum*.

Tab. 20. Tabela kontyngencji dla testu χ^2 oraz zależność i siła związku pomiędzy częstością występowania gatunków grzybów saprotroficznych a zasiedlanym biotopem

Gatunek grzyba	Mikrośrodowisko						Razem	
	ektoryzosfera		ryzoplana		endoryzosfera			
	liczba	%	liczba	%	liczba	%	liczba	%
Acremonium 2-komórkowe	4*	0,4	3	0,3	0	0,0	**7**	**0,7**
Acremonium murorum	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Acremonium sp.	0	0,0	4	0,4	0	0,0	**4**	**0,4**
Acremonium strictum	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**
Alternaria alternata	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**
Ascomycetes	0	0,0	0	0,0	1	0,1	**1**	**0,1**
Aspergillus versicolor	1	0,1	2	0,2	0	0,0	**3**	**0,3**
Botrytis cinerea	1	0,1	1	0,1	0	0,0	**2**	**0,2**
Chaetomium globosum	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Chaetomium sp.	0	0,0	3	0,3	0	0,0	**3**	**0,3**
Cladosporium cladosporioides	5	0,5	0	0,0	0	0,0	**5**	**0,5**
Cladosporium herbarum	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Coniothyrium sp.	6	0,6	4	0,4	0	0,0	**10**	**1,0**
Cunninghamella elegans	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Cylindrocarpon destructans	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Cylindrocarpon didymum	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Drechslera dematioidea	0	0,0	0	0,0	1	0,1	**1**	**0,1**
Drechslera sp.	0	0,0	1	0,1	0	0,0	**1**	**0,1**
Emericellopsis minima	3	0,3	0	0,0	0	0,0	**3**	**0,3**
Epicoccum purpurascens	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**

Fusarium avenaceum	3	0,3	5	0,5	7	0,7	**15**	**1,6**
Fusarium culmorum	1	0,1	4	0,4	1	0,1	**6**	**0,6**
Fusarium equiseti	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**
Fusarium lateritium	0	0,0	1	0,1	0	0,0	**1**	**0,1**
Fusarium oxysporum	9	0,9	11	1,1	50	5,2	**70**	**7,3**
Fusarium sacchari	1	0,1	1	0,1	1	0,1	**3**	**0,3**
Fusarium semitectum	0	0,0	0	0,0	2	0,2	**2**	**0,2**
Fusarium sporotrichioides	0	0,0	0	0,0	3	0,3	**3**	**0,3**
Gliocladium catenulatum	1	0,1	0	0,0	1	0,1	**2**	**0,2**
Gliocladium roseum	0	0,0	0	0,0	1	0,1	**1**	**0,1**
Gliocladium virens	1	0,1	1	0,1	1	0,1	**3**	**0,3**
Humicola fuscoatra	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Mortierella alpina	0	0,0	0	0,0	1	0,1	**1**	**0,1**
Mortierella hyalina	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Mortierella ramanniana	0	0,0	0	0,0	1	0,1	**1**	**0,1**
Mortierella sp.	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Mucor hiemalis	0	0,0	8	0,8	2	0,2	**10**	**1,0**
Mucor mucedo	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Mucor plumbeus	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Mucor sp.	2	0,2	2	0,2	6	0,6	**10**	**1,0**
Paecilomyces carneus	3	0,3	2	0,2	0	0,0	**5**	**0,5**
Paecilomyces lilacinus	0	0,0	1	0,1	0	0,0	**1**	**0,1**
Paecilomyces marquandii	1	0,1	2	0,2	0	0,0	**3**	**0,3**
Paecilomyces variotii	3	0,3	0	0,0	0	0,0	**3**	**0,3**
Penicillium chrysogenum	6	0,6	2	0,2	0	0,0	**8**	**0,8**
Penicillium citrinum	1	0,1	0	0,0	2	0,2	**3**	**0,3**
Penicillium corylophilum	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Penicillium frequentans	2	0,2	1	0,1	0	0,0	**3**	**0,3**
Penicillium janthinellum	2	0,2	2	0,2	0	0,0	**4**	**0,4**
Penicillium lanosum	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**
Penicillium meleagrinum	4	0,4	0	0,0	0	0,0	**4**	**0,4**
Penicillium nigricans	27	2,8	8	0,8	3	0,3	**38**	**4,0**
Penicillium purpurogenum	0	0,0	0	0,0	4	0,4	**4**	**0,4**
Penicillium purpurrescens	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Penicillium restrictum	3	0,3	2	0,2	0	0,0	**5**	**0,5**
Penicillium sp.	6	0,6	5	0,5	5	0,5	**16**	**1,7**
Penicillium thomii	4	0,4	0	0,0	0	0,0	**4**	**0,4**
Penicillium verrucosum	4	0,4	1	0,1	0	0,0	**5**	**0,5**
Phoma medicaginis var. *pinodella*	13	1,4	14	1,5	1	0,1	**28**	**2,9**
Pseudeurotium zonatum	10	1,0	0	0,0	0	0,0	**10**	**1,0**
Pythium sp.	0	0,0	1	0,1	0	0,0	**1**	**0,1**
Scopulariopsis sp.	0	0,0	1	0,1	0	0,0	**1**	**0,1**
Talaromyces emersonii	0	0,0	0	0,0	2	0,2	**2**	**0,2**
Talaromyces sp.	2	0,2	0	0,0	0	0,0	**2**	**0,2**

Thielavia sp.	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**
Thielavia terricola	3	0,3	0	0,0	0	0,0	**3**	**0,3**
Trichoderma aureoviride	0	0,0	3	0,3	1	0,1	**4**	**0,4**
Trichoderma hamatum	1	0,1	1	0,1	0	0,0	**2**	**0,2**
Trichoderma harzianum	66	6,9	65	6,8	29	3,0	**160**	**16,7**
Trichoderma koningii	154	16,1	73	7,6	142	14,8	**369**	**38,6**
Trichoderma viride	18	1,9	21	2,2	17	1,8	**56**	**5,9**
Verticillium lecanii	0	0,0	2	0,2	0	0,0	**2**	**0,2**
Verticillium psalliotae	1	0,1	0	0,0	0	0,0	**1**	**0,1**
Ciemnopigmentujący niezarodnikujący	2	0,2	9	0,9	0	0,0	**11**	**1,1**
Suma	**395**	**41,3**	**277**	**28,9**	**285**	**29,8**	**957**	**100**

***** liczba wyosobnień

Statystyka	Wartość	Prawdopodobieństwo
Chi-kwadrat Pearsona	800,44	< 0,0001
Chi-kwadrat ilorazu wiarygodności	773,57	< 0,0001
Chi-kwadrat Mantela-Haenszela	6,18	0,0129
Współczynnik Φ-Yule'a	0,69	
Współczynnik kontyngencji C-Pearsona	0,57	
Współczynnik V-Cramera	0,34	

Wzajemne relacje między populacjami grzybów antagonistycznych i potencjalnie fitopatogennych

W obrębie grzybów potencjalnie fitopatogennych, wyizolowanych z obu wariantów nawożeniowych koniczyn łąkowych, występowało 14 gatunków (tab. 21), wśród których do najczęściej notowanych zaliczono *Fusarium oxysporum* i *Phoma medicaginis* var. *pinodella* (tab. 12-14). W odniesieniu do grzybów antagonistycznych stwierdzono natomiast 22 gatunki, z czego najwyższą frekwencją cechowały się populacje: *Trichoderma harzianum*, *T. koningii* i *T. viride* (w obrębie strefy korzeniowej koniczyn nawożonych udział *T. koningii* był większy niż *T. harzianum* (tab. 12-14). Stosunek grzybów antagonistycznych (A) do potencjalnie fitopatogennych (P) w strefie korzeniowej koniczyn (tab. 21) w obu wariantach nawożeniowych był korzystny i wynosił jak 5:1 (koniczyny nienawożone) i 4:1 (nawożone). Najbardziej korzystne relacje w wariancie nienawożonym wystąpiły w ektoryzosferze (9:1). W pozostałych 2 mikrośrodowiskach ulegały pogorszeniu: ryzoplana 6:1, endoryzosfera 2:1. W runi nawożonej relacje A:P w strefie korzeniowej koniczyn ulegały polepszeniu w ektoryzosferze (15:1), natomiast w ryzoplanie i endoryzosferze były podobne (odpowiednio 4:1 i 2:1).

Tab. 21. Wzajemne relacje pomiędzy populacjami grzybów potencjalnie fitopatogennych i antagonistycznych w strefie korzeniowej koniczyn i traw nienawożonych (K, T) i nawożonych (Kn, Tn)

Populacje grzybów	Strefa korzeniowa	Liczba izolatów						
		K	Kn	**K + Kn**	T	Tn	**T + Tn**	**Łącznie**
Potencjalnie fitopatogenne (P)	Ek	9	6	15	4	12	16	**31**
	Rp1	6	12	18	9	2	11	**29**
	Rp2	12	18	30	30	8	38	**68**
	Rp3	12	14	26	7	10	17	**43**
	Rp łącznie	30	44	74	46	20	66	**140**
	Ed	24	19	43	4	21	25	**68**
	Łącznie	**63**	**69**	**132**	**54**	**53**	**107**	**239**
Potencjalnie antagonistyczne (A)	Ek	82	88	170	82	52	134	**304**
	Rp1	65	57	122	69	87	156	**278**
	Rp2	75	63	138	52	58	110	**248**
	Rp3	46	42	88	55	43	98	**186**
	Rp łącznie	186	162	348	176	188	364	**712**
	Ed	57	43	100	67	32	99	**199**
	Łącznie	**325**	**293**	**618**	**325**	**272**	**597**	**1215**

Objaśnienia: **K** – koniczyny nienawożone; **Kn** – koniczyny nawożone; **T** – trawy nienawożone; **Tn** – trawy nawożone; **Ek** – ektoryzosfera; **Rp1, Rp2, Rp3** – ryzoplana (zmyw 1, 2, 3); **Ed** – endoryzosfera

W odniesieniu do strefy korzeniowej traw z obu wariantów nawożeniowych wyizolowano 17 gatunków potencjalnie fitopatogennych oraz 20 antagonistycznych. Do najczęściej notowanych potencjalnych fitopatogenów należały: *F. oxysporum*, rzadziej *F. avenaceum* i *F. culmorum* (trawy nienawożone). Wśród antagonistów największą frekwencją odznaczały się *T. koningii*, *T. harzianum* i *T. viride* (przeważające w kombinacji nienawożonej) oraz *P. nigricans*, częściej notowany w kombinacji nawożonej. Relacje grzybów antagonistycznych do potencjalnie fitopatogennych wynosiły jak 6:1 dla traw nienawożonych i 5:1 dla nawożonych. W odniesieniu do poszczególnych mikrośrodowisk kształtowały się najkorzystniej w ekto- i endoryzosferze roślin nienawożonych (odpowiednio 20:1 i 17:1). W ryzoplanie tych roślin były mniej korzystne i wynosiły jak 4:1. Nawożenie pogorszyło stosunek A:P w strefie korzeniowej traw zwłaszcza w ekto- i endoryzosferze (odpowiednio 4:1 i 1:1). Z kolei w ryzoplanie traw nawożonych stosunek A:P był wyższy niż w ryzoplanie roślin nienawożonych i wynosił 9:1 (tab. 21).

6.2.2.5. Dyskusja

Ogólna liczebność grzybów saprotroficznych

Badane w pracy zbiorowiska grzybów strefy korzeniowej roślin łąki trwałej na glebie torfowo-murszowej ukształtowały się w warunkach dużego uwilgotnienia (gleby

hydrogeniczne) i zakwaszenia (pH 4,4) przy wysokiej zawartości substancji organicznej (powyżej 50%) uwarunkowanej zwartym pokryciem darni. Wymienione właściwości stwarzają preferencyjne warunki dla wzrostu i rozwoju grzybów w glebach łąkowych [Denef i in.2008; Shurkho i in. 2008; De Vries i in. 2006; Kutateladze i in. 2016; Yu i in. 2019]. Znalazło to odzwierciedlenie w wysokiej liczebności grzybów saprotroficznych z górną granicą średnich liczebności na poziomie $8{,}0 \cdot 10^9$ jtk $\cdot$ kg^{-1} s.m. korzeni. Są to wyższe wartości od notowanych przez Wyczółkowskiego i in. [2002] w warstwie powierzchniowej gleb torfowo-murszowych, zalegających wokół kanału Wieprz-Krzyna przepływającego przez Sosnowicę. W glebach tych również użytkowanych jako łąki stwierdzili oni $1{,}55 \cdot 10^8 – 3{,}06 \cdot 10^8$ jtk $\cdot$ kg^{-1} s.m. gleby. Cytowani autorzy nie badali wszakże gleby ryzosferowej jako odrębnego środowiska tylko analizowali glebę całościowo. Zgodnie z przewidywaniem, największą liczebność grzybów saprotroficznych odnotowano w glebie ryzosferycznej (ektoryzosfera), a najmniejszą wewnątrz korzeni (endoryzosfera). Uwarunkowane jest to z jednej strony większą możliwością kolonizacji przez grzybowe saprotrofy strefy okołokorzeniowej niż korzeni, a z drugiej większą dostępnością źródeł węgla i energii w pobliżu korzenia niż w samym korzeniu. Wyliczono, że frakcja dostępnej dla drobnoustrojów puli substratów może stanowić nawet 40% asymilatów zlokalizowanych w korzeniu [Lynch, Whippis 1990], a w składzie ryzodepozytów może się znajdować nawet 90% uorganizowanej materii organicznej [Wichern i in. 2008] Stwarza to bardzo dobre warunki dla wzrostu grzybów saprotroficznych w ryzosferze trwałych użytków zielonych [Denef i in. 2009; Shurkhno i in. 2008]. Bills i in. [2004] podają, że grzyby stanowią 78-90% destruentów biomasy w glebach łąkowych. Zasiedlenie przez grzyby saprotroficzne (niemykoryzowe) wewnętrznych struktur korzenia wymaga natomiast zdolności do wniknięcia i wzrostu w tym środowisku [Yuan i in. 2010]. Zdolność ta jest cechą szczepową [Hoyas-Carvajal i in. 2009] i dotyczy tylko części populacji określonych gatunków.

Z badań przeprowadzonych w niniejszej pracy wynika, że w sezonie wegetacyjnym liczebność grzybów saprotroficznych w strefie korzeniowej koniczyn i traw ulegała wahaniom. Maksimum rozwoju micromycetes we wszystkich trzech mikrobiotopach obu grup roślin (koniczyny, trawy) miało miejsce przede wszystkim jesienią, rzadziej latem, a minimum wiosną. Odpowiada to sezonowej dynamice zmian liczebności grzybów saprotroficznych w glebie, gdzie większe liczebności populacji notowane są pod koniec sezonu wegetacyjnego [Twinning i in. 2004]. Efekt ten jest uwarunkowany silniejszym dopływem resztek roślinnych, jak również na ogół korzystniejszymi warunkami wilgotnościowymi, które silnie determinują rozwój grzybów [Kutataladze i in. 2016].

Stwierdzono, że nawożenie mineralne ($N_{40}P_{80}K_{80}$ kg · ha^{-1} · rok^{-1}) łąki przyczyniało się do stymulacji liczebności grzybów saprotroficznych w badanych mikrośrodowiskach strefy korzeniowej traw, najwyraźniej w ektoryzosferze, bez wyraźnego wpływu na liczebność tych grzybów w strefie korzeniowej koniczyn. Koniczyny uwalniają bowiem przede wszystkim substraty bogate w azot, tj. N-NH_4^+ i aminokwasy, co ma związek ze współżyciem z *Rhizobium* [de Vries i in. 2006; Wichern i in. 2008] i co kształtuje mniejszy stosunek C:N ich wydzielin korzeniowych, który jest mniej korzystny dla grzybów. Z kolei trawy wydzielają więcej rozpuszczalnych związków C organicznego [de Vries i in. 2006], co w warunkach wzbogacenia gleby w mineralny azot i fosfor przyczynia się do intensywniejszego rozwoju grzybów ektoryzosferycznych. Odnotowano ponadto, że nawożenie mineralne łąki zmniejszało wahania liczebności grzybów „korzeniowych", oceniane na podstawie współczynnika zmienności CV w porównaniu z łąką nienawożoną. Można przypuszczać, że było to spowodowane słabszym współzawodnictwem o źródła C, N i energii, a tym samym większą stabilnością frekwencji populacji grzybów w ryzosferze roślin nawożonych, wynikającą z większego bezpieczeństwa pokarmowego w porównaniu z roślinami nienawożonymi. W strefie korzeniowej roślin nienawożonych pula dostępnych substratów jest mniejsza, a więc i konkurencja o źródła C i energii jest silniejsza. W konsekwencji większe są wahania liczebności populacji grzybów. Sugestię tą podtrzymują rezultaty badań Benizriego i Amiauda [2005], którzy analizując zależności między zbiorowiskami ryzobakterii dwóch łąk: nawożonej i nienawożonej, stwierdzili większą różnorodność metaboliczną bakterii obiektów nienawożonych, co było sprzężone z mniejszą zawartością ryzodepozytów.

Ocena bogactwa oraz frekwencji rodzajów i gatunków badanych zbiorowisk grzybów

Z analizy 1700 izolatów grzybów, które wyodrębniono ze strefy korzeniowej koniczyn i traw badanej łąki trwałej, wynika, że ponad 80% (82,2%) mykobioty tego środowiska reprezentowały trzy rodzaje: *Trichoderma*, *Penicillium* oraz *Fusarium*, z czego aż 60,5% przypadało na populacje *Trichoderma*. Pozostałe 30 rodzajów i 90 gatunków reprezentowało mniej niż 20% mykobiomu koniczyn i traw łąkowych. Dane te wskazują na brak zależności między bogactwem rodzajowym mykobioty strefy korzeniowej roślin łąkowych na glebie torfowo-murszowej a liczbą notowań (= liczba izolatów), czyli frekwencją poszczególnych rodzajów. Na zjawisko to (w odniesieniu do gatunków) jako pierwszy zwrócił uwagę Mułenko [1998] w badaniach mikroskopijnych grzybów pasożytniczych nadziemnych organów roślin. Wydaje się, że o wyselekcjonowaniu populacji trzech ww. rodzajów grzybów saprotroficznych w badanych organicznych glebach łąkowych zdecydowały przede wszystkim specyficzne

właściwości tych gleb, w szczególności niskie pH i wilgotność. Sugestię tę podtrzymują wyniki badań Li i in. [2016], którzy wykazali, że różnorodność grzybów glebowych jest ściśle skorelowana z właściwościami fizyko-chemicznymi gleb, oraz Yu i in. [2019], którzy dowiedli, że wraz ze wzrostem wilgotności, zawartości substancji organicznej i azotu organicznego oraz spadkiem pH (co charakteryzuje również gleby analizowane w niniejszej pracy) różnorodność bioty grzybów w glebie ulega redukcji.

W niniejszej pracy stwierdzono, że z wyjątkiem przedstawicieli *Mucorales* (15%) i kilku stadiów doskonałych workowców strefę korzeniową koniczyn i traw łąkowych w badanym siedlisku pobagiennym zasiedlały anamorficzne workowce reprezentujące ponad 92% ogółu grzybów, głównie z rzędów Hypocreales (52%), Eurotiales (26%) oraz Pleosporales (~9%). Na wysoki udział grzybów anamorficznych w strefie korzeniowej fitocenoz łąkowych wskazują, prowadzone jeszcze w latach 80. XX wieku (Polska), badania Dorendy [1982, 1986], która wykazała, że ekto-, endoryzosferę i ryzoplanę koniczyny czerwonej i kupkówki w siewie mieszanym na kwaśnej „glebie mineralnej" zasiedlały głównie grzyby anamorficzne (86% ogółu wszystkich grzybów). O dominacji anamorficznych workowców w strefie korzeniowej (ryzosfera i ryzoplana) dziko rosnących zespołów traw na kwaśnych „glebach mineralnych" w Indiach donosili Shivanna i Vasanthakumari [2011]. Także z badań dotyczących gleby pozakorzeniowej zbiorowisk trawiastych (gleby torfowo-murszowe) prowadzonych przez Bogacz i in. [2004] oraz Tyszkiewicz [2002] wynika, że do najliczniejszych należą grzyby anamorficzne.

Przyjmuje się, że liczebność populacji grzybów odzwierciedla ich znaczenie w środowisku. Populacje liczne mają większe znaczenie niż populacje nieliczne [Tyszkiewicz, 2010]. W tym kontekście odnotowana w niniejszej pracy, bardzo wysoka frekwencja populacji *Trichoderma* we wszystkich 3 analizowanych mikrobiotach strefy korzeniowej (współczynnik dominacji z jednym wyjątkiem ≥ 50%) wskazuje na ważną rolę tego rodzaju w utrwalonych zbiorowiskach roślinności trawiastej i koniczyn na glebach organicznych w siedlisku pobagiennym. O rozpowszechnieniu (choć w nie tak wysokim stopniu) *Trichoderma* w glebach łąkowych („gleby mineralne") donosiło wcześniej wielu autorów, polskich i zagranicznych [Dorenda 1982, 1985, 1986; Kutrzeba 1983, Kowalik 1997; Cwalina-Ambroziak, Wojnowska 1999; Cwalina-Ambroziak, Majchrzak 2000; Cwalina-Ambroziak, Sienkiewicz 2008; Shivanna, Vasanthakumari 2011; Vasanthakumari, Shivanna 2011]. Rodzaj ten, zwłaszcza gatunki *T. harzianum* i *T. koningii* (dominujące w strefie korzeniowej roślin badanych w niniejszej pracy), ze względu na wysokie uzdolnienia do kolonizacji ryzosfery, uważany jest za typowo ryzosferyczny [Hartman i in. 2004]. *Trichoderma* jest także grzybem wchodzącym

w asocjacje symbiotyczne z korzeniami roślin i wykazuje uzdolnienia jako endofit kolonizując komórki korzeni [Cummings i in. 2016]. Hartman i in. [2004] podają, że endofityczne szczepy *Trichoderma* uczestniczą także w odżywianiu roślin oraz ich ochronie przed patogenami. Niewątpliwie istotne znaczenie w kolonizacji ryzosfery odgrywają silne uzdolnienia tych grzybów do saprotroficznego współzawodnictwa z innymi drobnoustrojami o źródła C, N i inne składniki wchodzące w skład ryzodepozytów. Uwarunkowane są one bogactwem enzymów, w tym enzymów degradacyjnych tych grzybów, oraz szybką kolonizacją ryzosfery i ryzoplany, sprzężoną z silnymi właściwościami antagonistycznymi. Te ostatnie obejmują mykopasożytnictwo (w tym hyperpasożytnictwo), antybiozę (z produkcją lotnych antybiotyków włącznie), konkurencję o źródła pokarmu, O_2 i przestrzeń [Korniłłowicz-Kowalska 2000; Pietr 1997]. Z drugiej strony, wysokiej frekwencji tych grzybów, jak podkreślono wyżej, w glebach torfowo-murszowych w siedlisku pobagiennym sprzyjały właściwości fizykochemiczne tych gleb, takie jak wysoka wilgotność, niskie pH oraz zasobność w substancję organiczną i wiele składników mineralnych, tj. azot czy fosfor. Grzyby z rodzaju *Trichoderma* należą bowiem do grzybów hydrofilnych o współczynniku aktywności wodnej (aw) wynoszącym ≥ 0,90, preferujących środowisko kwaśne, ż dużą zawartością materii organicznej i pierwiastków biogennych [Domsch i in. 2007; Hung i in. 2005]. Sprzyja temu zwłaszcza proces murszenia, który dostarcza łatwiej dostępnej frakcji ligninocelulozy [Bogacz i in. 2004], która jest dobrym podłożem do wzrostu tych grzybów ze względu na ich uzdolnienia celulo-ksylano- czy ligninolityczne [Domsch i in. 2007]. Grzyby z rodzaju *Trichoderma* są także odporne na okresowy deficyt O_2 i podwyższone stężenie CO_2, spotykane w glebach torfowo-murszowych [Domsch i in. 2007]. Wydaje się, że czynnikiem selekcjonującym zbiorowiska micromycetes w strefie korzeniowej badanych roślin w kierunku dominacji *Trichoderma* była zwłaszcza wysoka wilgotność tych gleb. Sugestię tą podtrzymują inne wyniki badań własnych [Korniłłowicz-Kowalska i in. 2018], dotyczące mykobioty gniazd ptaków wodno-błotnych, z których wynika, że frekwencja populacji *Trichoderma* była skorelowana z poziomem wilgotności i była najwyższa w gniazdach, w których wilgotność wynosiła 80 i 90%. Do ważnych cech, spotykanych w obrębie populacji *Trichoderma*, należy także zdolność niepatologicznego zasiedlania kory pierwotnej, bez wnikania do walca osiowego korzenia, co klasyfikuje także te grzyby jako endofity. Wiąże się z tym możliwość indukcji odporności roślin na patogeny, podobnie jak ma to miejsce w przypadku grzybów endomykoryzowych [Korniłłowicz-Kowalska 2000].

Obok *Trichoderma* do często notowanych, chociaż mniej licznych, kolonizatorów strefy korzeniowej koniczyn i traw łąkowych w siedlisku pobagiennym należały rodzaje *Penicilium*

i *Fusarium* reprezentowane najliczniej przez odpowiednio *P. nigricans* oraz *F. oxysporum*. O współdominacji tych trzech rodzajów (*Trichoderma*, *Penicilium* i *Fusarium*) w strefie korzeniowej roślin donosili wcześniej Dorenda [1982, 1985, 1986] w badaniach koniczyn i traw łąkowych oraz Kurek i Jaroszuk [1994a, b] i Kurek i in. [1994] w badaniach zbóż. Na wysoką frekwencję w glebach łąkowych *Fusarium* i *Penicillium* wskazywali także Kutateladze i in. [2016]. Z naszych badań wynika, że o ile *Trichoderma* była zdecydowanym dominatem we wszystkich trzech mykobiomach, to rodzaj *Penicillium* był współdominantem *Trichoderma* tylko w ektoryzosferze, a rodzaj *Fusarium* jedynie w endoryzosferze. Podobne tendencje dotyczące rozmieszczenia populacji *Penicilium* i *Fusariu*m w strefie korzeniowej roślinności łąkowej (koniczyny i trawy) odnotowała wcześniej Dorenda [1982, 1985, 1986]. Największą frekwencję *Penicilium* stwierdziła ona w ektoryzosferze, a najmniejszą w endoryzosferze i odwrotnie, największą frekwencję *Fusarium* stwierdziła w endoryzforze a najmniejszą w ektoryzosferze tych roślin. Różnice w rozmieszczeniu *Penicilium* i *Fusarium* w strefie korzeniowej obu grup roślin łąkowych, badanych w niniejszej pracy, należy wiązać z odmiennymi preferencjami substratowymi tych grzybów. Grzyby z rodzaju *Penicilium* to typowe saprotrofy, związane z obumarłą materią organiczną, zasiedlające w glebie resztki roślinne i zwierzęce, a także koloidy organiczne i mineralne w tym środowisku [Domsch i in. 2007]. Uzasadnia to ich wyższą frekwencję w glebie okołokorzeniowej (ektoryzosfera) aniżeli w korzeniu. *Fusarium* to rodzaj obejmujący grzyby potencjalnie fitopatogenne i patogenne dla roślin, w tym tzw. patogeny odglebowe, co tłumaczy ich preferencję w stosunku do korzeni roślin [Kwaśna i in. 1991]. Należy przy tym podkreślić, że w obrębie *Fusarium* obok szczepów fitopatogennych występują szczepy saprotroficzne, które mogą tworzyć układ asocjacyjny z korzeniami roślin o charakterze endofitycznym [Korniłłowicz-Kowalska 2000]. Efektem tego może być ochrona roślin przed infekcją przez szczepy patogenne, także z tego samego gatunku. Zjawisko takie odnotowano m.in. w obrębie *Fusarium oxysporum*, gdzie endofityczne szczepy saprotroficzne hamowały infekcje korzeni przez szczepy fitopatogenne z tego gatunku [Korniłłowicz-Kowalska 2000]. Mechanizm odporności, indukowanej przez endofity grzybowe, może być podobny do mechanizmu odporności roślin wywołanej przez grzyby endomykoryzowe. Obejmuje on m.in. syntezę fitoaleksyn, wytwarzanie enzymów mykolitycznych czy lignifikację ścian komórkowych w korzeniu rośliny, utrudniających penetrację strzępek grzybów fitopatogennych [Korniłłowicz-Kowalska 2000].

Badania własne ujawniły także większe „powinowactwo" *Fusarium* do korzeni koniczyn niż korzeni traw, co już wcześniej odnotowali Dorenda [1982, 1985, 1986], a także Cwalina-Ambroziak i Sienkiewicz [2008] podczas analizy zbiorowisk grzybów w strefie

korzeniowej innych bobowatych (rutwica wschodnia). W przypadku *Penicillium* również odnotowano silniejszą interakcję z koniczynami niż trawami, co także było obserwowane wcześniej w zbiorowiskach roślinności łąkowej na „glebie mineralnej" [Dorenda 1985]. O ile jednak grzyby z rodzaju *Penicilium* preferują podłoża o węższym stosunku C:N, co uzasadniałoby ich wyższą frekwencję w glebie ryzosferycznej koniczyn niż traw, to grzyby z rodzaju *Fusarium* cechują się większymi wymaganiami co do zawartości organicznych źródeł węgla jako substratów pokarmowych [Domsch i in. 2007]. Przyczyny efektywniejszego wzrostu *Fusarium* (zdominowanego przez *F. oxysporum*) w strefie korzeniowej, zwłaszcza endoryzosferze koniczyn, co dowiedziono testem chi-kwadrat, należy przede wszystkim upatrywać w słabszym wzroście w tych mikrośrodowiskach antagonisty tego grzyba, jakim jest *Trichoderma*. Liu i in. [2019] wykazali, że *F. oxysporum* wyizolowany ze strefy korzeniowej traw wykazuje największą wrażliwość na oddziaływanie *Trichoderma*.

Ocena podobieństwa oraz różnorodności gatunkowej badanych zbiorowisk grzybów

Niskie współczynniki Marczewskiego-Steinhausa (S = 13-32%) na podobieństwo zbiorów, dotyczące składu gatunkowego grzybów saprotroficznych zasiedlających poszczególne środowiska strefy korzeniowej koniczyn i traw łąkowych w obydwu wariantach nawożeniowych, dowodzą niewielkiego podobieństwa gatunkowego pomiędzy tymi zbiorowiskami (ekto-, endoryzosfera, ryzoplana). Niski współczynnik podobieństwa zbiorowisk grzybów i strefy pozakorzeniowej w glebach łąkowych (S = 3,1-30,8%) torfowo-murszowych otrzymała także Tyszkiewicz [2004a, b; 2010]. W niniejszej pracy wykazano, że odmienność składu gatunkowego grzybów była największa w przypadku ekto- i endoryzosfery, co wiąże się z odmiennością warunków siedliskowych (gleba okołokorzeniowa i wnętrze korzenia). Na duże różnice w strukturze gatunkowej zbiorowisk grzybów wewnątrz- i zewnątrzkorzeniowych roślin motylkowatych (bobowatych) i traw łąkowych wskazywali wcześniej liczni autorzy [Dorenda 1982, 1986; Kutrzeba 1983; Cwalina-Ambroziak, Majchrzak 2000; Cwalina-Ambroziak, Sienkiewicz 2008]. W przypadku badań własnych najmniejsze różnice składu gatunkowego uwidoczniły się między mykobiotą ektoryzosfery oraz ryzoplany, co również było obserwowane wcześniej w fitocenozach łąkowych przez innych autorów [Dorenda 1982, 1986, 1985; Kutrzeba 1983]. Czynnikiem, który determinował zbliżenie składu gatunkowego grzybów w glebie ryzosferycznej oraz na powierzchni korzeni, był skład gatunkowy grzybów w glebie pozakorzeniowej [Dorenda 1985]. Wyniki badań własnych świadczą także o podobieństwie składu gatunkowego grzybów ektoryzosferowych

i planosferowych koniczyn i traw (zbliżone wartości sumarycznych współczynników podobieństwa S), co potwierdza przypuszczenie o roli mykobioty środowiska pozakorzeniowego w kształtowaniu mykobioty w glebie okołokorzeniowej i na powierzchni korzeni w zbiorowiskach badanej runi koniczynowo-trawiastej.

Obok wskaźników podobieństwa składu gatunkowego (S) w prezentowanej pracy przedstawiono współczynniki różnorodości gatunkowej Simpsona (D), uwzględniające także frekwencję gatunków oraz przykładające większą wagę do gatunków o dużym udziale w zbiorowisku [Krebs 1997]. Otrzymane wartości sumaryczne współczynników Simpsona dla badanych zbiorowisk grzybów (ekto-, endoryzosfera, ryzoplana) obu rodzajów roślin przy uwzględnieniu kombinacji nawożeniowej były wysokie (z wyjątkiem endoryzosfery traw nienawożonych) i wynosiły (sumaryczna wartość) od 0,708 do 0,875. Świadczy to o dużym zróżnicowaniu populacji grzybów badanych mykocenoz. Największe zróżnicowanie gatunkowe stwierdzono w ektoryzosferze, najmniejsze w endoryzosferze, w szczególności traw nienawożonych (sumaryczna wartość D = 0,397). Mniejsze zróżnicowanie gatunkowe grzybów endoryzosferowych niż ektoryzosferowych i planosferowych było spowodowane wyselekcjonowaniem populacji *Fusarium,* a w niektórych kombinacjach również *Trichoderm*a. W dotychczasowym piśmiennictwie informacje dotyczące oceny różnorodności gatunkowej grzybów zasiedlających strefę korzeniową roślin łąkowych, przeprowadzone na podstawie współczynnika Simpsona, pochodzą jedynie z prac Shivanna i Vasanthakumari [2011] i Vasathakumari i Shivanna [2011], którzy analizowali biotę grzybów dziko rosnących traw (10 gatunków) ekosystemów leśnych na glebach „mineralnych". Wynika z nich, że zbiorowiska grzybów ektoryzosferowych i planosferowych w zbiorowiskach trawiastych cechują się wysoką różnorodnością gatunkową. Cytowani autorzy efekt ten wiążą z selekcjonującym oddziaływaniem ryzodepozytów, które obok wydzielin korzeniowych bogatych w proste związki organiczne, tj. kwasy i cukry, zawierają duże ilości obumarłych korzeni wnoszących ligninocelulozę i związki pektynowe. Sprzyja to niewątpliwie zasiedleniu i rozwojowi w ryzosferze, zwłaszcza wieloletnich roślin łąkowych jak trawy i koniczyny, grzybów ubikwistycznych (polifagi), takich jak *Trichoderma, Penicilium, Fusarium, Acremonium*. Populacje tych grzybów należały do częstych, a nawet bardzo licznych w strefie korzeniowej roślin badanych w niniejszej pracy. Wśród nich do istotnie skorelowanych (test chi-kwadrat) z ektoryzosferą oraz ryzoplaną należały *Trichoderma koningii* i *T. harzianum*.

Ocena oddziaływania nawożenia mineralnego na skład oraz frekwencję gatunków grzybów saprotroficznych

Nawożenie mineralne oddziałuje na drobnoustroje ryzosferyczne pośrednio poprzez zmiany w wydzielaniu korzeniowym, co modyfikuje warunki pokarmowe, przede wszystkim stosunek C:N, a także pH [Denef i in. 2009; de Vries i in. 2006]. Ponadto, nawożenie mineralne wpływa na strukturę zbiorowisk roślinności łąkowej, a w konsekwencji także prowadzi do zmian wydzielin korzeniowych, indukując zmiany w rozwoju drobnoustrojów [Nicol i in. 2003; Benizri, Amiazid 2005].

Badania przeprowadzone w niniejszej pracy wskazują, że nawożenie mineralne na poziomie N_{40} P_{80} K_{80} $kg^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ nie wpłynęło istotnie na bogactwo gatunków grzybów sparotroficznych (liczba gatunków), natomiast wywoływało zmiany w podobieństwie oraz różnorodności gatunkowej zbiorowisk tych grzybów. Szczególnie wyraźne zmiany dotyczyły podobieństwa gatunkowego między ektoryzosferą i ryzoplaną (S = 16,67% obiekty nienawożone, 33,33% – nawożone) oraz ryzoplaną i endoryzosferą (9,09 i 23,08%). Wcześniej o modyfikującym wpływie nawożenia mineralnego ($P_{33}K_{133}$ $kg^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) na strukturę gatunkową zbiorowisk grzybów w ryzosferze i na powierzchni korzeni na podstawie badań rutwicy wschodniej wskazywali Cwalina-Ambroziak i Sienkiewicz [2008]. Zmiany w różnorodności gatunkowej pod wpływem NPK w obrębie analizowanych przez nas zbiorowisk grzybów zasiedlających strefę korzeniową koniczyn i traw łąkowych charakteryzowały się przede wszystkim jej zwiększeniem. Wyrażało się to wzrostem współczynnika Simpsona (D) w stosunku do mykobioty roślin nienawożonych NPK. Najwyraźniej uwidoczniło się to w endoryzosferze (odpowiednio D = 0,708 i D = 0,397). Ponadto, przeprowadzone badania wykazały, że nawożenie NPK silniej oddziaływało na bioróżnorodność mykobioty traw niż koniczyn. Efekt ten należy tłumaczyć zmianą w proporcjach wydzielin korzeniowych bogatych w C organiczny i azot. Wiadomo bowiem, że trawy uwalniają do ryzosfery dużo węgla organicznego [de Vries i in. 2006], którego ilość zmniejsza się pod wpływem nawożenia NPK na korzyść „uwalniania" związków azotowych. Obniża to stosunek C:N w ryzosferze i korzeniach oraz podnosi pH [Benizri i Amiaud 2005; de Vries i in. 2006], co w efekcie musi prowadzić do zmian w różnorodności gatunkowej. Zmiany te polegają na aktywizacji populacji o odmiennych preferencjach pokarmowych i środowiskowych (pH), co wykazali cytowani autorzy analizując zależności pomiędzy różnorodnością gatunkową drobnoustrojów zasiedlających ryzosferę roślin łąkowych, ich wydzielaniem korzeniowym oraz oddziaływaniem nawożenia.

Z badań własnych wynika, że do najsilniej reagujących na nawożenie NPK należały populacje *Penicillium, Fusarium* i *Trichoderma,* w tym *P. nigricans, P. thomi, F. oxysporum, T. koningii,* a także populacje *Acremonium* spp. i *Phoma* sp. W odniesieniu do populacji *Penicilium* oraz *Fusarium* objawiało się to stymulacją wzrostu, odpowiednio w ekto- oraz endoryzosferze. Aktywizację *Penicillium* pod wpływem NPK tłumaczy wspomniana już wcześniej preferencja podłoży o węższym stosunku C:N. Z kolei nasilenie wzrostu *Fusarium* (*F. oxysporium*) w endoryzosferze roślin nawożonych, zwłaszcza traw, mogło wynikać, o czym również wspomniano wyżej, ze zmniejszenia udziału *Trichoderma* (frekwencja tego grzyba spadała we wszystkich trzech mikrośrodowiskach w wariancie nawożonym NPK). Ten antagonistyczny wobec *Fusarium* rodzaj grzyba lepiej rośnie w podłożu o szerokim stosunku C:N i niższym pH [Domsch i in. 2007], co miało miejsce w strefie korzeniowej traw nienawożonych. W strefie korzeniowej obu wariantów nawożeniowych koniczyn oraz strefie korzeniowej traw nawożonych NPK występowała odwrotna tendencja: mniejszej częstości występowania *Trichoderma* towarzyszyła wyższa frekwencja *Fusarium*. O stymulacji rozwoju *Fusarium* oraz hamowaniu wzrostu *Trichoderma* pod wpływem nawożenia mineralnego w szczególności azotowego, donoszono w innych, wcześniejszych badaniach własnych Korniłłowicz [1989, 1996].

Ocena wzajemnych relacji grzybów antagonistycznych i potencjalnie fitopatogennych

Występowanie drobnoustrojów antagonistycznych w strefie korzeniowej oraz ich relacje ilościowe w stosunku do drobnoustrojów potencjalnie fitopatogennych odzwierciedlają stan fitosanitarny tych środowisk [Wojdyło-Kotwica, Korniłłowicz-Kowalska 2012]. W niniejszej pracy ustalono, że spośród ogółu zidentyfikowanych gatunków 23 (tj. 26%) reprezentowały grzyby zdecydowanie antagonistyczne, a 22 (25%) potencjalnie fitopatogenne, czyli takie, wśród których spotykane są szczepy chorobotwórcze dla roślin (tab. 4). W grupie antagonistów grzybowych zasiedlających strefę korzeniową koniczyn i traw badanej runi łąkowej stwierdzono przede wszystkim grzyby reprezentujące rodzaje: *Coniothyrium, Gliocaldium, Paeciliomyces, Penicillium* i *Trichoderma*. W grupie potencjalnych fitopatogenów znalazły się głównie rodzaje: *Acremonium, Alternaria, Cylindrocarpon, Drechslera, Fusarium, Phoma* i *Verticillium*. Pod względem frekwencji występowania do najbardziej rozpowszechnionych antagonistów należały rodzaje *Penicillium* i *Trichoderma,* z potencjalnych fitopatogenów rodzaj *Fusarium*. Z fitosanitarnego punktu widzenia poczynione obserwacje są zbieżne ze spostrzeżeniami innych autorów analizujących

zbiorowiska grzybów w strefie korzeniowej koniczyn i traw łąkowych na glebach mineralnych [Dorenda 1982, 1983, 1985, 1986; Kutrzeba 1983; Liu i in. 2019].

Wyniki badań własnych wskazują ponadto, że stan fitosanitarny systemu korzeniowego runi koniczynowo-trawiastej był ogólnie dobry, ponieważ charakteryzował się przewagą grzybów antagonistycznych. Efekt ten zaznaczył się w największym stopniu w strefie korzeniowej traw nienawożonych, a środowiskiem, w którym było to najbardziej widoczne, była ektoryzosfera. Najmniej korzystne relacje A:P odnotowano w endoryzosferze, co było związane ze zwiększonym występowaniem *Fusarium*, w szczególności *F. oxysporum*. Nawożenie mineralne zmieniło proporcje A:P na korzyść grzybów antagonistycznych. Na aktywizujący wpływ nawożenia mineralnego na rozwój antagonistów grzybowych, głównie *Trichoderma* i *Penicillium*, zwracali uwagę Cwalina-Ambroziak i Majchrzak [2000] oraz Cwalina-Ambrozak i Sienkiewicz [2008].

Kształtowanie się korzystnych warunków fitosanitarnych systemu korzeniowego badanych roślin łąkowych było wywołane przede wszystkim wzmożonym rozwojem populacji *T. koningii* i *T. harzianum*, a także (choć w mniejszym stopniu) niektórych gatunków *Penicillium*, tj. *P. nigricans* oraz *P. thomii*. Rodzaj *Penicillium*, jakkolwiek reprezentujący grzyby o właściwościach antagonistycznych, w naturalnych biotach grzybów z dużym udziałem *Trichoderma* wykazuje słabsze oddziaływania antagonistyczne [Werner i in. 2001]. Wynika to z wolnego tempa wzrostu tych grzybów, a w konsekwencji słabszej konkurencji o przestrzeń z szybko rosnącymi szczepami *Trichoderma* [Werner i in. 2001]. Fakt ten może częściowo tłumaczyć zmniejszenie frekwencji *Penicillium* w tych mikrosiedliskach strefy korzeniowej badanych roślin, w których dominowały populacje *Trichoderma*, i odwrotnie: ich wyższą frekwencję tam, gdzie występowanie *Trichoderma* było słabsze. Większa skuteczność *Trichoderma* wynika także z szerszego spektrum uzdolnień antagonistycznych [Korniłłowicz-Kowalska 2000].

W świetle wyników badań własnych do grzybów potencjalnie chorobotwórczych dla badanych roślin, które często notowano w strefie korzeniowej, obok ww. *F. oxysporum* należał gatunek *Phoma medicaginis* var. *pinodella*. Gatunek ten, podobnie jak *F. oxysporum*, zasiedlał głównie strefę korzeniową koniczyn łąkowych, zwłaszcza powierzchnię korzeni, gdzie jego udział wynosił średnio 14% mykobioty. W przypadku korzeni traw łąkowych był to głównie kompleks grzybów z rodzaju *Fusarium*, w tym *F. oxysporum*, *F. sprotrichioides*, *F. culmorum* i *F. avenaceum*, zaliczanych do często zasiedlających korzenie traw [Kwaśna i in. 1991].

6.2.2.6. Wnioski

1. Strefa korzeniowa koniczyn i traw łąki trwałej założonej na glebie torfowo-murszowej w siedlisku pobagiennym, położonym w obrębie Polesia zachodniego (Sosnowica, Polska), jest skolonizowana przez wysoko liczebne populacje grzybów saprotroficznych, największe w glebie ryzosferycznej, osiągające maksimum liczebności jesienią.
2. Pod względem taksonomicznym wszystkie trzy mikrośrodowiska strefy korzeniowej (ekto-ryzosfera, endoryzosfera i ryzoplana) były zdominowane przez anamorficzne workowce z *Hypocreales* i *Eurotiales* z przewagą trzech rodzajów: *Trichoderma* (dominant) oraz *Penicillium* i *Fusarium* (współdominanty).
3. Rozmieszczenie wysokofrekwencyjnych populacji grzybów wyrażało się nagromadzeniem *Trichoderma* spp. we wszystkich trzech mikrobiotopach, *Penicillium* głównie w glebie ryzosferycznej i na powierzchni korzeni, a *Fusarium* wewnątrz korzeni.
4. Największe różnice w bogactwie gatunkowym (liczba gatunków) oraz różnorodności gatunkowej (z uwzględnieniem frekwencji gatunków) zbiorowisk grzybów strefy korzeniowej wystąpiły między ekto- i endoryzosferą, najmniejsze między ektoryzosferą i powierzchnią korzeni.
5. Występowanie *Trichoderma koningii* i *T. harzianum* było skorelowane z glebą ryzosferyczną i powierzchnią korzeni, natomiast *Fusarium oxysporum* z wnętrzem korzeni.
6. Stwierdzono, że 25% składu gatunkowego zbiorowisk grzybów zasiedlających strefę korzeniową koniczyn i traw łąkowych należało do grzybów zdecydowanie antagonistycznych a 25% do potencjalnie fitopatogennych oraz że strefa korzeniowa tych roślin cechuje się dobrym stanem fitosanitarnym, uwarunkowanym przewagą populacji grzybów antagonistycznych, głównie z rodzajów *Trichoderma* i *Penicillium* w stosunku do potencjalnie fitopatogennych, tj. *Fusarium*.
7. Największe zagrożenie zdrowotne dla fitocenoz łąkowych w siedlisku pobagiennym stanowi *F. oxysporum* oraz *Phoma medicaginis* var. *pinodella*, co dotyczy przede wszystkim koniczyn.
8. Nawożenie mineralne (NPK) runi koniczynowo-trawiastej na glebie torfowo-murszowej przyczynia się do stymulacji i stabilizacji liczebności oraz zwiększania bioróżnorodności grzybów saprotroficznych w strefie korzeniowej, przede wszystkim traw, w mniejszym stopniu koniczyn.

Piśmiennictwo

1. Baryła R., Kulik M. 2006. Ocena przydatności gatunków traw i roślin motylkowatych do podsiewu zdegradowanych zbiorowisk trawiastych w siedliskach pobagiennych. Zesz. Nauk. UP we Wrocławiu, Rolnictwo, 88, 545, 13-19.
2. Benizri E., Amiaud B. 2005. Relationship between plants and soil microbial communities in fertilized grasslands. Soil Biology & Biochemistry, 37, 2055-2064.
3. Bills G.F., Christensen M., Powell M., Horn G. 2004. Saprobic soil fungi. [W:] red. Mueller G.M., Bills G.F., Foster M.S., Biodiversity of Fungi. Inventory and Monitoring Methods. Elsevier Acad. Press, Amsterdam, 271-302.
4. Bissett J. 1991. A revision of the genus *Trichoderma*. III. Section *Pachybasium*. Can. J. Bot., 69, 2373-2417.
5. Bloem J., Schouten T., Didden W., Akkerhuis G., Keidel H., Rutgers M., Breure T. 2004. Measuring soil biodiversity: experiences, impediments and research needs. [W:] red. Francaviglia R., OECD expert meeting on soil erosion and soil biodiversity indicators. Italy, Rome, 109-129.
6. Bogacz A., Szulc A., Bober A., Pląskowska E., Matkowski K. 2004. Wpływ stopnia zmurszenia torfu na skład i liczebność grzybów glebowych obiektu Przedmoście. Rocz. Gleb., 55, 3, 39-51.
7. Cummings N.J., Ambrose A., Braitwaite M., Bissett J., Roslan H.A., Abdullah J., Stewart A., Agbayani F.V., Steyaert J., Hill R.A. 2016. Diversity of root-endophytic *Trichoderma* from Malaysian Borneo. Mycol. Prog., 15, 1-14.
8. Cwalina-Ambroziak B., Majchrzak B. 2000. The structure of fungal population from *Galega orientalis* root system formed as the result of fertilization. Acta Mycol., 35, 2, 311-321.
9. Cwalina-Ambroziak B., Sienkiewicz S. 2008. Effects of mineral fertilization on soil fungal communities of oriental goat's rue *Galega orientalis* Lam. Pol. J. Natur. Sc., 23, 2, 269-283.
10. Cwalina-Ambroziak B., Wojnowska T. 1999. Zbiorowisko grzybów wyizolowanych spod rutwicy wschodniej (*Galega orientalis* Lam.). Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 468, 109-115.
11. de Vries F.T., Hoffland E., van Eekeren N., Brussaard L., Bloem J. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. Soil Biology & Biochemistry, 38, 2092-2103.
12. Denef K., Roobroeck D., Manimel Wadu M.C.W., Lootens P., Boeckx P. 2009. Microbial community composition and rhizodeposit-carbon assimilation in differently managed temperate grassland soils. Soil Biology & Biochemistry, 41, 144-153.

13. Dobosz M. 2001. Wspomagana komputerowo statystyczna analiza wyników badań. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 452.
14. Domsch K.H., Gams W., Anderson T.H. 2007. Compendium of Soil Fungi, 2nd Edition, Taxonomically received by Walter Gams. IHW-Verlag, Eching.
15. Dorenda M. 1982. Kształtowanie się zbiorowisk grzybów z górskiego środowiska uprawnego *Trifolium pratense* L. i *Dactylis glomerata* L. Acta Mycologica, 18, 2, 243-280.
16. Dorenda M. 1983. Oddziaływanie zbiorowisk grzybów ze środowiska uprawnego *Trifolium pratense* L. i *Dactylis glomerata* L. na grzyby patogeniczne dla koniczyny. Acta Mycologica, 19, 1, 47-53.
17. Dorenda M. 1985. Mikroflora jako czynnik ograniczający występowanie grzybów patogenicznych w uprawach koniczyny czerwonej w czystym siewie z kupkówką. Zesz. Nauk. AR Wrocław, Ser. Rozpr., 5-26.
18. Dorenda M. 1986. Badania mikroflory środowiska uprawnego koniczyny czerwonej i kupkówki pospolitej w aspekcie fitopatologicznym. Acta Mycologica, XXII, 1, 15-34.
19. Ellis H.B. 1971. *Demateiaceous, Hyphomycetes*. Commonwealth Mycological Institute. Kew, Surrey, England, 608.
20. Falkowski M. (red.) 1983. Łąkarstwo i gospodarka łąkowa. PWRiL, Warszawa.
21. Frątczak E., Pęczkowski M., Sienkiewicz K., Skaskiewicz K. 2005. Statystyka od podstaw z systemem SAS. Wersja 9.1. SGH, Warszawa, 253.
22. Gawlik J., Guz T. 1995. Zróżnicowanie stanu wtórnych przeobrażeń gleb torfowo-murszowych w rejonie kanału Wieprz-Krzna. [W:] red. Kołodziej J., Turski R., Gleby i klimat Lubelszczyzny. Materiały z konferencji naukowej, Lublin, 25.04.1994. LTN, Lublin, 72-76.
23. Harman G.E., Howell C.R., Viterbo A., Chet I., Lorito M. 2004. *Trichoderma* species opportunistic, avirulent plant symbionts. Nature Reviews Microbiology, 2, 43-56.
24. Hoyos-Carvajal L., Orduz S., Bissett J. 2009. Growth stimulation in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) by *Trichoderma*. Biological Control, 51, 409-416.
25. Hung L-L., Miller J.D., Villon H.K. 2005. Ecology of fungi fund In building environments. [W:] red. Hung L-L., Miller J.D., Villon H.K., Field guide the determination of biological contaminants in environmental samples, 2nd Edition. Biosafety & Environmental Microbiology Committee, American Industrial Higiene Association, Fairfax, VA, 32-33.

26. Kaszewski B.M., Mrugała S., Warakomski W. 1995. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne na obszarze Lubelszczyzny (1951-1990). Klimat 1. Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, Lublin, 68.
27. Kaszewski B.M. 2008. Warunki klimatyczne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 49.
28. Kirk P.M., Cannon P.F., David J.C., Stalpers J.A. 2001. [W:] red. P.M., Cannon P.F., David J.C., Stalpers J.A., Ainsforth and Bisby's Dictionary of the Fungi. 9th Edition. CABI Bioscience, CAB, 655.
29. Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 441.
30. Korniłłowicz T. 1989. Wpływ intensywnego nawożenia obornikiem oraz granulatem keratyno-koro-mocznikowym na wybrane zespoły mykoflory glebowej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 370, 85-96.
31. Korniłłowicz T. 1996. Wpływ nawożenia granulatem keratyno-koro-mocznikowym na mikroflorę gleby pod uprawą porzeczki czerwonej. Ann. UMCS, Sec. E, 41, 22, 171-181.
32. Korniłłowicz-Kowalska T. 2000. Oddziaływanie grzybów glebowych (*Micromycetes*) na patogeny oraz szkodniki roślin i jego praktyczny aspekt. Fragmenta Agronomica, 17, 2, 66, 135-155.
33. Korniłłowicz-Kowalska T., Kitowski J., Bohacz J., Kwiatkowska E. 2018. Fungal frequency and diversity In the nests of wetland birds from Poland: relationships between birds, nest properties and inhabiting fungi. Avian Biol. Res., 11, 245-262.
34. Kowalik M. 1997. Grzyby z rodzaju *Trichoderma* i *Gliocladium* jako czynnik ograniczający występowanie grzybów patogenicznych w uprawie mieszanki z trawami. Postępy w Ochronie Roślin, 37, 2, 390-393.
35. Krebs C.J. 1997. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
36. Król M., Kobus J. 1992. Utlenianie siarki elementarnej i organicznej (z cysteiny) przez drobnoustroje ryzosfery jęczmienia. Pamiętnik Puławski – Prace IUNG, 101, 109-122.
37. Kurek E., Jaroszuk J. 1994a. Occurrence of beneficial and deleterious for plant growth *Fusarium* strains in rye (*Secale cereale* L.) rhizosphere. Acta Microbiol. Polon., 43, 181-187.
38. Kurek E., Jaroszuk J. 1994b. Treatment of rye (*Secale cereale* L.) seedlings with a growth promoting *Pseudomonas* strains: Plant, growth responsem and survival of bacteria in the rhizosphere. Acta Microbiol. Polon., 32, 189-198.
39. Kurek E., Machowicz Z., Kulpa D., Słomka A. 1994. The microorganisms of rye (*Secale cereale* L.) rhizosphere. Acta Microbiol. Polon., 43, 251-255.

40. Kutateladze L.Y., Zakariashvili N.G., Jobava M.D., Burdeli T.A., Sadunishvili T.A. 2016. Microscopic fungi spread in different types of soils in Western Georgia. Ann. Agrar. Sci., 14, 227-232.
41. Kutrzeba M. 1983. Mikroflora gleby jako czynnik ograniczający występowanie grzybów patogenicznych dla trzech odmian kupkówki pospolitej (*Dactylis glomerata* L.). Acta Mycologica, 19, 2, 245-281.
42. Kwaśna H., Chełkowski J., Zajkowski P. 1991. Flora polska. Grzyby (*Mycota*). (*Deuteromycetes*), (*Hyphomycetales*), (*Fusarium*). PWN, Warszawa-Kraków, 22.
43. Li Y., Wang S., Jiang L., Zhang L., Cui S., Meng F., Wang Q., Li X., Zhou Y. 2016. Changes of soil microbial community under different degraded gradients of alpine meadow. Agricult. Ecosyst. Environ., 222, 213-222.
44. Liu T., Li J., Zhang J. 2019. Rootzone mixture affects the population of root-invading fungi in zoysiagrass. Urban Fores. & Urban Green., 37, 168-172.
45. Lynch J.M., Whipps J.M. 1990. Substrate flow in the rhizosphere. Plant and Soil, 129, 1-10.
46. Martin J.P. 1950. Acid rose bengal and streptomycin in the plate method of estimating of fungi. Soil Sci., 19, 215-233.
47. Michiels K. van der Leyden J., van Gool A. 1989. *Azospiryllum*-plant root associations: A review. Biol. Fertil. Soils, 8, 356-368.
48. Mułenko W. 1997. A review of the methods used for studies on parasitic fungi in natural plant communities. Acta Mycol., 32, 2, 321-344.
49. Mułenko W. 1998. Mikroskopowe grzyby fitopatogeniczne w strukturze naturalnych zbiorowisk leśnych. Rozprawy habilitacyjne, UMCS, Lublin, 62.
50. Nicol G.W., Glover A., Prosser J.I. 2003. The impact of grassland management on archaeal community structure in upland pasture rhizosphere. Environmental Microbiology, 5, 152-162.
51. Okruszko H. 1994. System klasyfikacji gleb hydrogenicznych w Polsce. Taksonomia gleb i siedlisk hydrogenicznych stosowana w Polsce. Bibl. Wiad. IMUZ, 84, 5-27.
52. Pietr S.J. 1990. Wpływ saprofitycznej mikroflory ryzosfery na wzrost roślin. Post. Nauk. Roln., 3, 19-38.
53. Pietr S.J. 1997. The mode of action *Trichoderma*: short Sumary. [W:] red. Orlikowski L.B., Skrzypczak Cz., Proceedings of VIII Conference of the Polish Phytopathology Society, Section for Bioogical Control of Plant Diseases. Skierniewice, 7-14.

54. Pinton R., Varanini Z., Nannipieri P. 2001. The rhizosphere as a site of biochemical interactions among soil components, plants and microorganisms. [W:] red. Pinton R., Varanini Z., Nannipieri P., The Rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface. Marcel Dekker, New York, 1-17.
55. Ramon L.C., Stroup W.W., Freund R.J. 2009. SAS for Linear Models, Fourth Edition. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
56. Romaniszyn W. 1972. Uwagi krytyczne o definicji Soerensena i metodzie Renkonena obliczania współczynnika podobieństwa zbiorów. Wiad. Ekol., 18, 4, 375-380.
57. Shivanna M.B., Vasanthakumari M.M. 2011. Temporal and spatial variability of rhizosphere and rhizoplane fungal communities in grasses of the subfamily *Chloridoideae* in the Lakkavalli region of the Western Ghats in India. Mycosphere, 2, 3, 255-271.
58. Shurkhno R.A., Norina O.S., Tagirov M.Sh., Naumova R.P. 2008. Activity of the rhizosphere of perennial leguminous grasses under conditions of biological agriculture. Russian Agricultural Sciences, 34, 6, 389-392.
59. Skirgiełło A., Zadra M., Ławrynowicz M. 1979. Grzyby t. X, Glonowce (*Phycomycetes*), Pleśniakowe (*Mucorales*), Kłębiakowe (*Endogonales*). Warszawa-Kraków.
60. Stanisz A. (red.) 2005. Biostatystyka. Wyd. UJ, Kraków, 410.
61. Szewczyk W. 2007. Soil fungi communities from young Scots pine plantations affected with root rot. Acta Mycol. 42, 2, 239-244.
62. Thom C., Raper K.B. 1945. Annual of the *Aspergilli*. Whilliams & Whilliams C., Baltimore, 32.
63. Trojan P. 1975. Ekologia ogólna. PWN, Warszawa.
64. Twinning J.R., Zaw M., Russell R., Wilde K. 2004. Seasonal changes of redox potential and microbial activity in two agricultural soils of tropical Australia: some implications for soil-to-plant transfer of radionuclides. Journal of Environmental Radioactivity, 76, 1-2, 265-272.
65. Tyszkiewicz Z. 2002. Struktury ilościowo-jakościowe zbiorowisk grzybów w profilach trzech gleb torfowo-murszowych. Acta Agrobotanica, 55, 1, 335-345.
66. Tyszkiewicz Z. 2004a. Grzyby w wybranych glebach torfowych i torfowo-murszowych. [W:] red. Banaszuk H., Przyroda Podlasia. Narwiański Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 185-192.
67. Tyszkiewicz Z. 2004b. Zbiorowiska grzybów w wybranych profilach gleb torfowo-murszowych. [W:] red. Banaszuk H., Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska. Monografia przyrodnicza. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 317-323.

68. Tyszkiewicz Z. 2010. Grzyby wybranych gleb torfowo-murszowych słabo zmurszałych północnej części Narwiańskiego Parku Narodowego. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 10, 1, 29, 211-218.
69. Uren N.C. 2001. Types, amounts, and possible functions of compounds released into the rhizosphere by soil-grown plants. [W:] red. Pinton R., Varanini Z., Nannipieri P., The Rhizosphere. Biochemistry and organic substances at the soil-plant interface. Marcel Dekker, New York, 19-40.
70. Vasanthakumari M.M., Shivanna M.B. 2011. Fungal assemblages in rhizosphere and rhizoplane of the grasses of the subfamily *Panicoideae* in the Lakkavalli region of Karnataka, India. Microbes Environ., 26, 3, 228-236.
71. Werner A., Werner M., Kwaśna H. 2001. Grzyby wybranych środowisk gleb użytkowanych rolniczo i ugorów. [W:] red. Dahm H., Pokojska-Burdziej A., Drobnoustroje środowiska glebowego, aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne. Adam Marszałek, Toruń, 287-295.
72. Wichern F., Eberhardt E., Mayer J., Joergensen R.G., Müller T. 2008. Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: methods, estimates and future prospects. Soil Biology & Biochemistry, 40, 30-48.
73. Wojdyło-Kotwica B., Korniłłowicz-Kowalska T. 2012. Grzyby w ryzosferze koniczyn i traw. [W:] red. Kowalczyk K. Środowiskowe aspekty produkcji roślinnej i zwierzęcej. Wyd. UP w Lublinie, Lublin, 53-67.
74. Wyczółkowski A., Bieganowski A., Malicki J. 2002. Określenie liczebności mikroorganizmów w glebie torfowo-murszowej o różnym stopniu zmurszenia. Ann. UMCS, Sec. E, 57, 93-98.
75. Yu Ch., Han F., Fu G. 2019. Effects of 7 years experimental warrning on soil bacterial and fungal community structure in the Northern Tibet alpine meadow at three elevations. Sci. Tot. Environ., 655, 814-822.
76. Yuan Z., Zhang C., Lin F., Kubicek C.P. 2010. Identity, diversity and molecular phylogeny of the endophytic mycobiota in the roots of rare wild rice (*Oryza granulate*) from a nature reserve in Yunnan, China. Applied and Environmental Microbiology, 76, 5, 1642-1652.

6.3. Ekosystemy leśne i zaroślowe

Marek Kamola, Mirosław Waniewski

6.3.1. Gospodarka leśna

6.3.1.1. Początki gospodarki leśnej

Polesie Lubelskie znajduje się w strefie, w której dominującą formacją roślinną są lasy, charakteryzowało się więc dawniej koniecznością przystosowania zasiedlającej go ludności do życia leśnego. Z czasem las był karczowany i na najprzydatniejszych fragmentach prowadzono gospodarkę rolną i hodowlę zwierząt. Las jednak pozostawał nadal na znacznych obszarach i był wykorzystywany jako źródło zaopatrzenia w podstawowy budulec, miejsce wypasu zwierząt hodowlanych, pozyskania żywności i paszy dla zwierząt, a czasem jako miejsce schronienia w razie zagrożeń wojennych. Zagospodarowanie i zaludnianie tych terenów z różnym nasileniem odbywało się w zmiennych uwarunkowaniach historycznych w określonym kontekście etnicznym i geograficznym. Polesie ze względu na położenie na styku istnienia różnych narodów i wynikających stąd napięć było przez długie wieki strefą wojen. Było strefą najazdów Litwinów, Jaćwingów, Rusinów, Prusów, a nawet trzykrotnie Mongołów [Sado, Zubkowicz 2019]. Nie sprzyjało to rozwojowi licznego osadnictwa. Zaznaczyć też należy, że dominujące gleby, raczej ubogie i niezbyt atrakcyjne dla rolnictwa, również nie sprzyjały licznemu osadnictwu. Ponadto, tereny były na znacznych obszarach bagniste lub podmokłe. Ludność zamieszkująca nielicznie te tereny koegzystowała z przyrodą, w tym z lasami, w sposób nieistotnie wpływający na zmiany w otoczeniu. Z biegiem wieków, a szczególnie po zawarciu pod koniec XIV wieku unii przez Polskę i Litwę, obszary, których częścią było Polesie Lubelskie, zyskały względną stabilność i zaczęły być miejscem osiedlania się i podlegały naturalnym procesom cywilizacyjnym. Od tego momentu następowało nasilające się oddziaływanie człowieka na otaczające środowisko, w tym na lasy. Przy zwiększającym się areale uprawnych pól i łąk kosztem lasów i powstawaniu osad wzrastało też zapotrzebowanie na produkty z lasu, a szczególnie na drewno. Stopniowo pojawiała się wymiana handlowa, w której uczestniczyły produkty leśne, takie jak: smoła, potaż, węgiel drzewny, drewno budowlane i opałowe. Tereny leśne były głównie miejscem polowań i pozyskiwania użytków z gospodarki bartnej i pasiecznej, miejscem wypasu bydła i trzody. Las stawał się wymierną wartością majątkową, która stopniowo obejmowana była nadzorem ze strony państwa, czy też uosabiających to państwo suwerenów. Tak można w przybliżeniu scharakteryzować zagospodarowanie lasów w okresie I Rzeczpospolitej.

Zmienne koleje historii Polski sprawiły, że wkrótce Polesie dostało się pod panowanie obcych państw, jak Cesarstwo Austriackie po III rozbiorze Polski (okres 1795-1809), a następnie Cesarstwo Rosyjskie z krótkim okresem przypadającym na zaistnienie Księstwa Warszawskiego (okres 1809-1815).

Pierwotne dobra królewskie w pewnych częściach zmieniały właścicieli, podlegały obrotowi handlowemu. Jednak zasadnicze obszary pozostawały jako dobra skarbowe zarządzane przez leśne administracje państwowe. Austriacy po objęciu we władanie tych terenów zinwentaryzowali zasoby leśne i powołali pierwsze nadleśnictwa.

W okresie Księstwa Warszawskiego działała dobrze zorganizowana administracja leśna w postaci Państwowych Urzędów Leśnych. W następnym okresie, tj. w Królestwie Polskim (1815-1867), w 1816 r. utworzono Dyrekcję Generalną Lasów Narodowych i Koronnych. Nastąpiło dalsze porządkowanie gospodarki leśnej, m.in. poddawano planom wyręby i ponowne obsadzanie poręb. W 1819 r. powołano służbę leśną w postaci Królewskiego Korpusu Leśnego. W okresie powstania styczniowego lasy Polesia były miejscem koncentracji oddziałów powstańczych i areną walk powstańców z wojskami rosyjskimi (m.in. bitwa pod Urszulinem – 7 lipca 1863 r.). W ramach dążenia do pacyfikacji powstania, dla poprawy bezpieczeństwa przemieszczających się wojsk, rosyjscy dowódcy nakazywali wycinkę lasów wzdłuż głównych dróg na szerokość 100 sążni. Wyręby mogli prowadzić włościanie, którzy ponadto dokonywali rabunków drewna w całych lasach, a rozbrojona służba leśna była wobec tego procederu bezradna.

Po powstaniu styczniowym lasy zostały podporządkowane Okręgowym Urzędom Leśnym (1867), a następnie Zarządom Dóbr Państwowych. Właściciele lasów prywatnych mogli korzystać z lasu tylko pod warunkiem prowadzenia prawidłowego gospodarstwa leśnego. W tym celu w 1875 r. wprowadzono zasady takiego użytkowania lasu, które miały na celu utrzymanie go w takim stanie, „aby cała jego przestrzeń stanowiła nieprzerwany ciąg drzew, podzielonych według lat na kolejne poręby, odpowiednio do przyjętego następstwa po sobie cięć i znajdujących się w miarę możliwości w najlepszym stanie gęstości i zwartości” [Hucz 2005]. Zasady te zasadniczo obowiązywały aż do I wojny światowej. W trakcie wojny doszło do wycofywania się wojsk rosyjskich również z terenów Polesia i realizacji taktyki spalonej ziemi, w której jednym z elementów były masowe wysiedlenia ludności z opuszczanych terenów określanych jako „bezpieczeństwo”. Zajmujący te tereny Niemcy poddawali lasy intensywnej eksploatacji, można określić, że plądrowniczej. Powstawały w tym okresie liczne tartaki i kolejki leśne służące do eksploatacji lasów.

Powstająca II Rzeczpospolita objęła w posiadanie lasy niejednokrotnie zdewastowane. Wraz z powołaniem instytucji Lasów Państwowych (1924) na ziemiach Polski, w tym również Polesia, następowało planowe i celowe zagospodarowanie w lasach. W latach trzydziestych sporządzane były plany urządzenia lasów regulujące ściśle gospodarkę leśną na tych terenach.

Wojna 1939 r. przerwała na pewien czas racjonalną gospodarkę leśną. Służba leśna była niejednokrotnie poddana konieczności ryzyka stania na straży zachowania majątku lasów. Okupant wkrótce zaprowadził swoje porządki poprzez zorganizowanie struktur nadzoru lasów, poddanych Wydziałowi Lasów w Krakowie, Inspekcji Lasów i nadleśniczym. Nadzorem objęte zostały również lasy prywatne. Lasy ponownie poddano intensywnej eksploatacji wojennej.

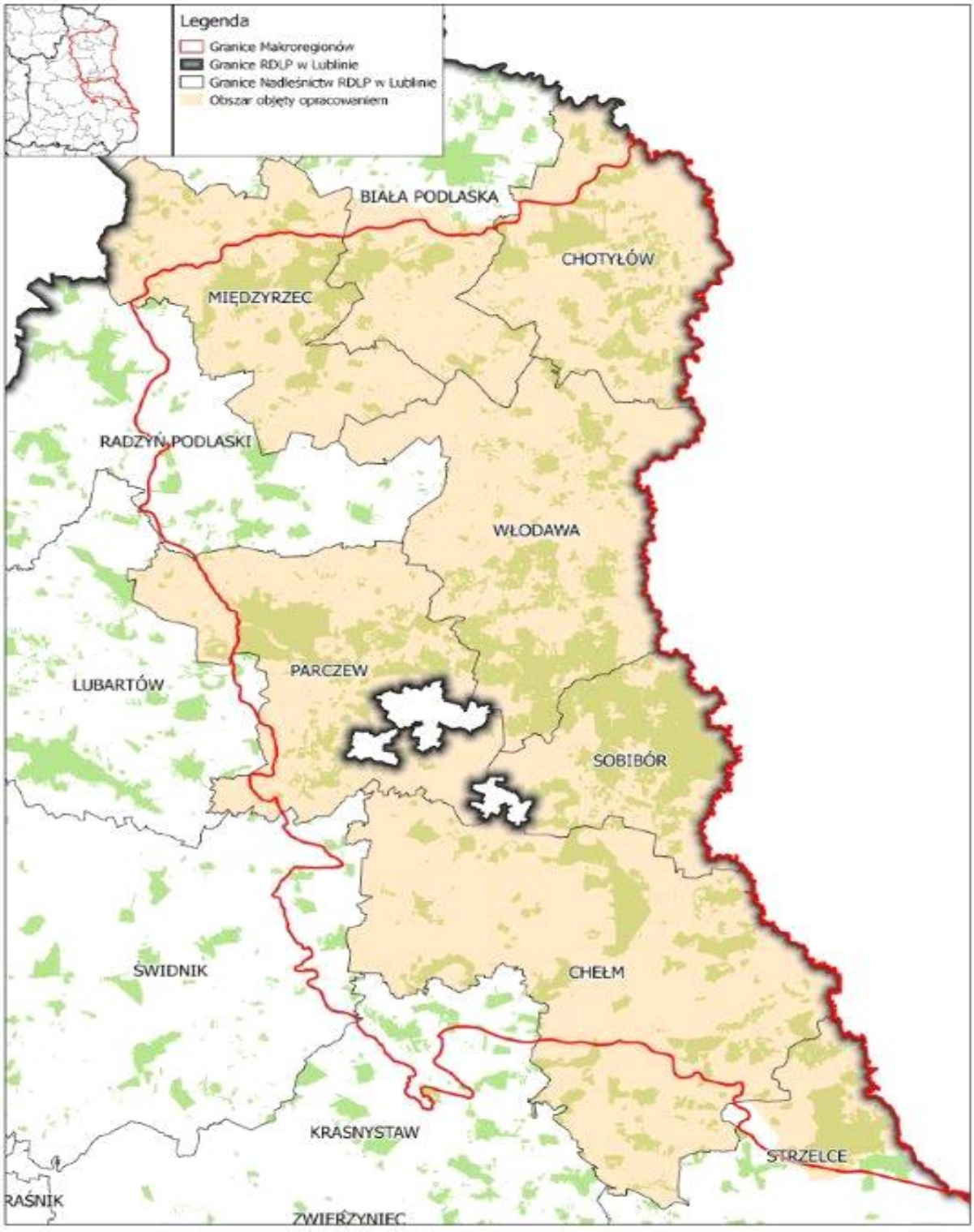
Po II wojnie światowej powołano dyrekcje okręgowe Lasów Państwowych a między nimi jedną z pierwszych Dyrekcja Lubelska (1944). Lasy Polesia znalazły się w strukturach tej właśnie dyrekcji.

6.3.1.2. Gospodarka leśna współcześnie

Lasy w krajobrazie Polesia, podobnie jak to było w przeszłości, stanowią jeden z jego podstawowych komponentów. Są też naturalnym elementem przestrzeni, na którym odbywa się gospodarcza działalność zamieszkującej ją ludności. Przestrzeń ta wskutek realizowanych przez człowieka zamierzeń ulegała mniej lub bardziej istotnym zmianom.

Historyczna i geograficzna kraina Polesia obejmuje swym zasięgiem w przybliżeniu obszary leśne podzielone terytorialnie pomiędzy następujące nadleśnictwa: Chotyłów, Chełm, Włodawa, Sobibór, Parczew, Miedzyrzec oraz części nadleśnictw: Radzyń Podlaski, Biała Podlaska obręb leśny Biała i Strzelce obręb Strzelce (ryc. 1).

Zmiany powierzchni i rozlokowania lasów, podobnie jak w czasach odleglejszych, z różną intensywnością następowały również po II wojnie światowej. Był to okres przełomowy ze względu na zdarzenia historyczne, które doprowadziły do przesiedleń ludności zamieszkującej te tereny. Wiele miejscowości zostało całkowicie bądź w części wykreślonych z map. W miejsce dotychczasowych pól uprawnych w sposób sztuczny bądź w wyniku sukcesji powstały zalesienia. Spowodowało to znaczący przyrost powierzchni leśnej na tych terenach. W późniejszych latach dokonywał się też proces wycofywania się z gospodarki rolnej na terenach o niekorzystnych warunkach glebowych. Apogeum zalesień, podobnie jak w innych regionach kraju, przypada na lata 1961-1965. Wiele ugorów przeobraziło się w lasy. W sumie w nadleśnictwach Polesia Lubelskiego zalesiono 36 717 ha gruntów porolnych (tab. 1). Najwięcej zalesień nastąpiło w Nadleśnictwie Sobibór (10 750 ha). Znaczące powierzchnie zalesień wystąpiły też w Nadleśnictwach Parczew (8016 ha) i Włodawa (6813 ha).



Ryc. 1. Zasięgi terytorialne nadleśnictw w krainie Zachodniego Polesia

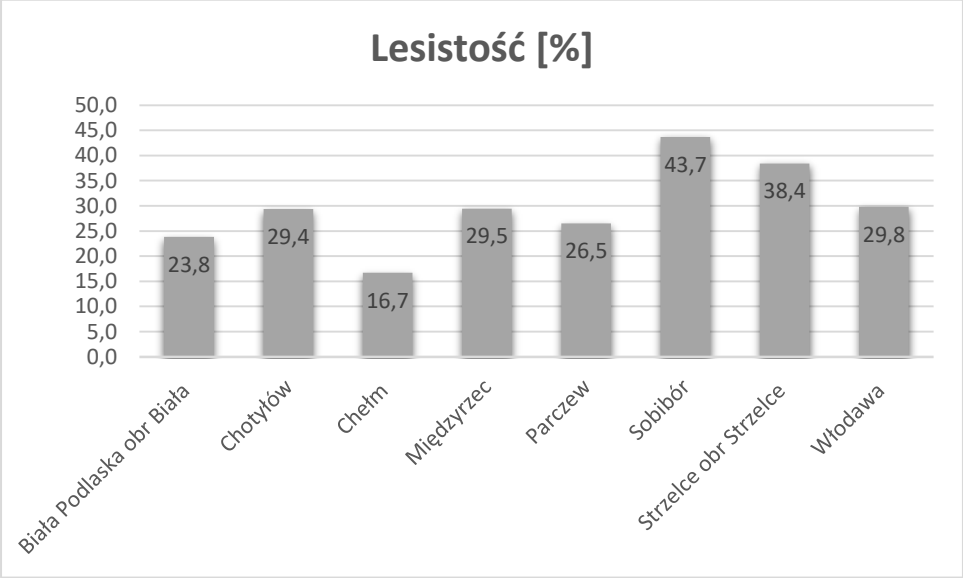
Proces ten z różną intensywnością zachodzi również obecnie. Dotyczy on zarówno gruntów prywatnych, ale też gruntów Skarbu Państwa w zarządzie Lasów Państwowych. Lesistość wyrażona udziałem powierzchni leśnej w ogólnej powierzchni obszaru Polesia

wynosi 25,6% i jest nieco większa od średniej lesistości dla całego województwa lubelskiego (23,3%) [BDL (Bank danych o lasach) 1.01.2018].

Tab.1. Powierzchnia zalesień gruntów porolnych w nadleśnictwach Polesia Lubelskiego

Nadleśnictwo	Zalesianie gruntów porolnych [ha]
Biała Podlaska obręb Biała	530
Chełm	4 381
Chotyłów	5 030
Międzyrzec	315
Parczew	8 016
Sobibór	10 750
Strzelce obręb Strzelce	882
Włodawa	6 813
Nadleśnictwa Polesia ogółem	**36 717**

Największą lesistością spośród nadleśnictw Polesia charakteryzuje się powierzchnia zasięgu terytorialnego Nadleśnictwa Sobibór (43,70%), a najmniejszą lesistość ma Nadleśnictwo Chełm, bo zaledwie 16,70% (ryc. 2).



Ryc. 2. Lesistość w zasięgach terytorialnych nadleśnictw Polesia Lubelskiego

Lasy na Polesiu Lubelskim obecnie występują w dwu podstawowych formach własności – jako lasy prywatne i lasy państwowe. Po II wojnie światowej znaczna część areału

lasów prywatnych uległa nacjonalizacji na podstawie dekretu nacjonalizacyjnego PKWN z dnia 12.12.1944 r. [Dziennik Urzędowy Nr 15 z dnia 27.11.1944 r., poz. 82]. Część lasów (12 178,20 ha) weszła w skład utworzonego 1 maja 1990 r. Poleskiego Parku Narodowego. Obecnie proporcje udziałów w strukturze własnościowej lasów Polesia kształtują się odpowiednio: lasy państwowe – 66,5%, lasy prywatne – 30,5%, park narodowy – 2,3%, lasy innych własności – 0,7% [BDL 1.01.2018].

Gospodarka leśna w lasach państwowych od czasów po II wojnie światowej prowadzona jest na bazie wykonanych inwentaryzacji (tzw. rewizji urządzeniowych) i sporządzanych na każde 10-lecie planów urządzania lasu. Dla lasów innych niż państwowe sporządzane są uproszczone plany urządzeniowe. Sposób gospodarowania w lasach państwowych na Polesiu podlega jednolitym, podobnie jak i w całej Polsce, regułom. Sprowadzają się one do zrównoważonego gospodarowania zasobami według przyjętych zasad, które opierają się na wypracowanych przez leśników, niekiedy wielopokoleniowych doświadczeniach i wskazaniach nauki. Założeniem głównym jest zachowanie trwałości lasów, ale też powiększanie istniejących zasobów. Dotyczy to zarówno wymiaru powierzchniowego, jak i innych parametrów, np. podwyższania przeciętnego wieku drzewostanów, zwiększania przyrostu zapasu (miąższości drewna w drzewostanach). W poszczególnych okresach ostatnich dziesięcioleci z różną intensywnością były te założenia wykonywane, jednak charakterystyczne dla tego okresu jest powiększanie się zasobów leśnych Polesia.

Kolejne rewizje urządzania lasu dla nadleśnictw Polesia wskazują na zmiany, jakie następowały w ciągu ostatnich dziesięcioleci w gospodarce leśnej tego obszaru. Rewizje urządzeniowe wykonywane były kolejno w latach: definitywne urządzanie lasu – 1956-1966, I rewizja – 1967-1977, II rewizja – 1978-1988, III rewizja – 1989-1999, IV rewizja – 2000-2010, V rewizja – zapoczątkowana w 2011 r.

6.3.1.3. Powierzchnia leśna

Powierzchnia zajmowana na Polesiu Lubelskim przez lasy, podlegając wahaniom w ciągu wieków [Maruszczak 1950], w ostatnich dziesięcioleciach stanowiła znaczący odsetek wśród innych kategorii użytkowych ziemi. Powierzchnię przypadającą na poszczególne nadleśnictwa wchodzące w skład obszaru Polesia Lubelskiego przedstawiono w tabeli 2 [Plany urządzenia lasów… (poz. 4-11)]. Niektóre z nadleśnictw, jak już zaznaczono, tylko częściowo leżą na Polesiu.

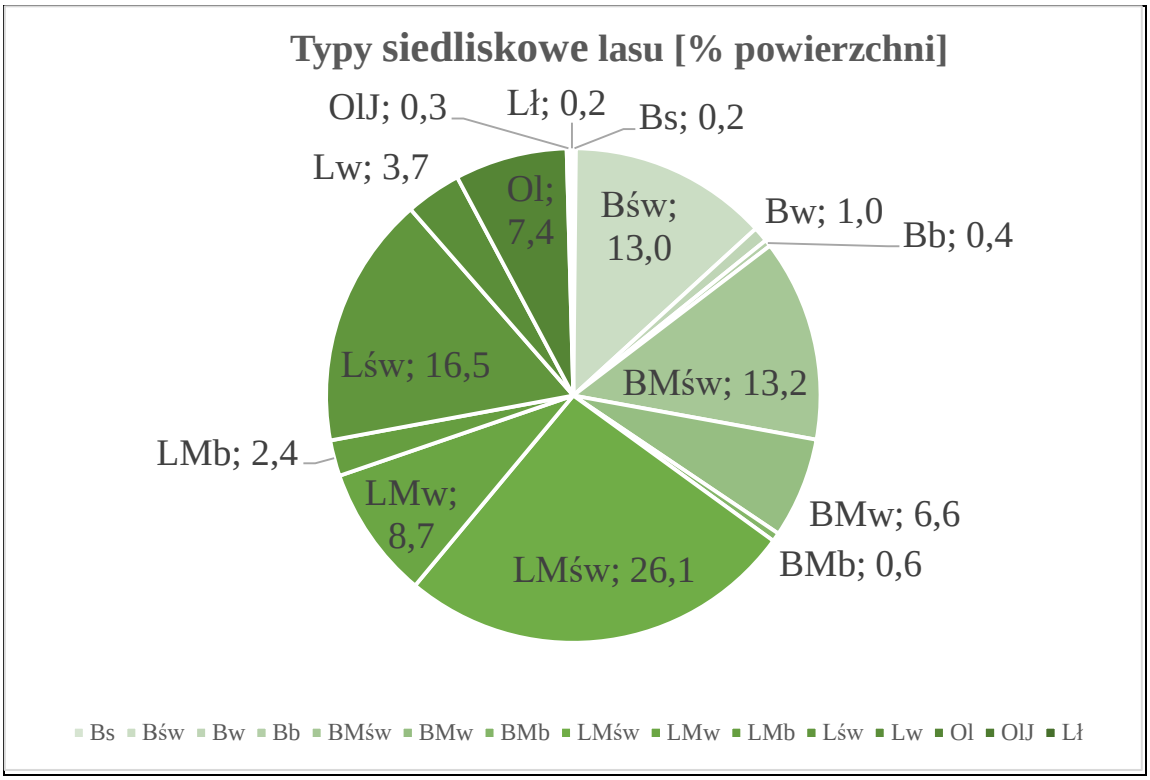
Tab. 2. Powierzchnia nadleśnictw w obszarze Polesia

Nadleśnictwo	Powierzchnia [ha]
Biała Podlaska obręb Biała	4 320
Chełm	23 575
Chotyłów	12 970
Międzyrzec	13 325
Parczew	17 448
Sobibór	22 470
Strzelce obręb Strzelce	7 953
Włodawa	23 298
Nadleśnictwa Polesia ogółem	**125 359**

6.3.1.4. Zróżnicowanie siedliskowe lasów Polesia

Podstawowym elementem charakteryzującym produkcyjność lasów są siedliska leśne, określane zespołem czynników glebowych (z wyłączeniem edafonu) i klimatycznych stanowiących nieożywioną (abiotyczną) część środowiska lub ekosystemu leśnego [Puchalski, Prusinkiewicz 1990]. W praktyce gospodarki leśnej identyfikowane są na podstawie cech takich jak: zasobność gleby, jej wilgotność, rodzaj wód, skład roślinności runa, położenie względem wysokości nad poziom morza. W ujęciu systematycznym dla opisu warunków hodowli lasu jednostką zasadniczą jest typ siedliskowy lasu – podstawowa jednostka w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych, obejmująca powierzchnie leśne o zbliżonych warunkach siedliskowych wynikających z żyzności i wilgotności gleb, podobieństwa cech klimatu oraz ukształtowania terenu i jego budowy geologicznej. Obszary należące do tego samego typu siedliskowego lasu wykazują podobne zdolności leśno-produkcyjne i przydatność dla hodowli lasu [Siedliskowe podstawy hodowli lasu].

Największy udział pośród typów siedliskowych na Polesiu stanowią lasy mieszane świeże (LMśw), które zajmują 26,5% powierzchni ogółem. Znaczące udziały zajmują siedliska lasu świeżego (Lśw) – 16,5%, boru mieszanego świeżego (BMśw) – 13,2% i wreszcie boru świeżego (Bśw) – 13,0%. Z pozostałych siedlisk wymienić należy: lasy mieszane wilgotne (LMw) – 8,7%, olsy (Ol) – 7,4%, bory mieszane wilgotne (BMw) – 6,6%, lasy wilgotne (Lw) – 3,7%, lasy mieszane bagienne (LMb) – 2,4%. Pozostałe typy siedliskowe, jak: olsy jesionowe (OlJ), lasy łęgowe, bory mieszane bagienne (BMb), bory bagienne (Bb), bory wilgotne (Bw) i bory suche (Bs) reprezentowane są w udziałach poniżej 1% powierzchni ogółem (ryc. 3).



Ryc. 3. Udział typów siedliskowych lasu

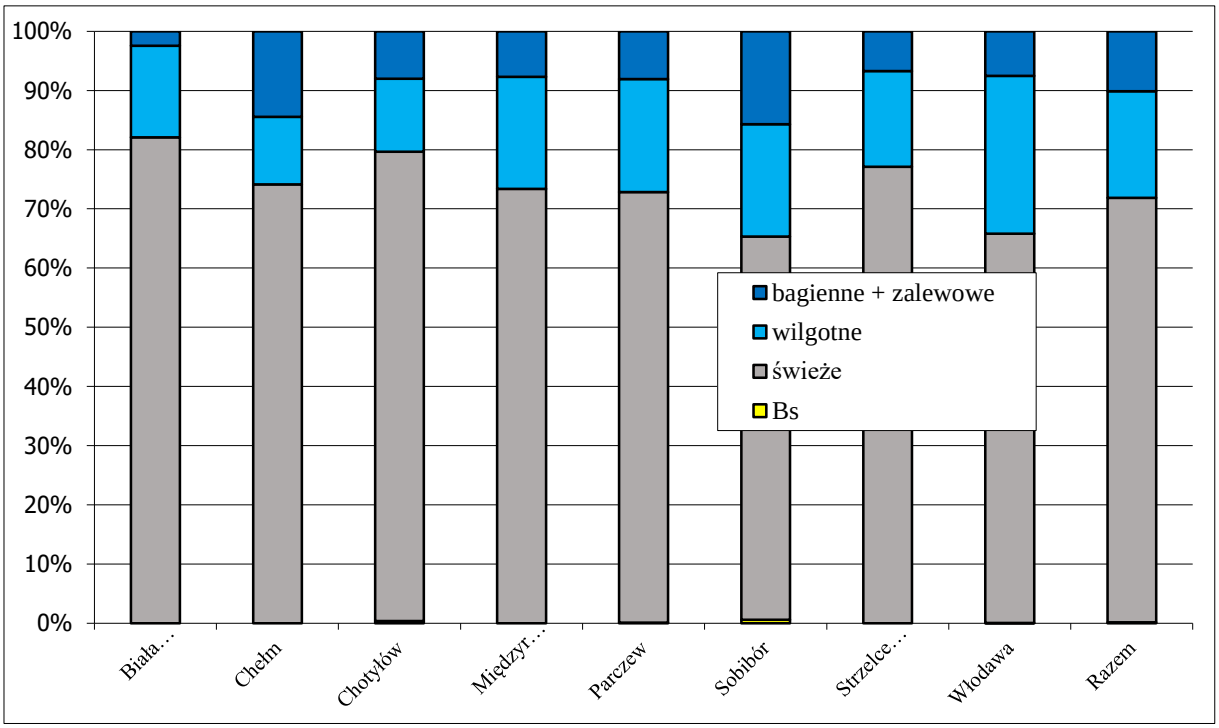
Pod względem troficzności siedlisk można stwierdzić, że na Polesiu dominują siedliska średnio żyzne: bogatsze – lasy mieszane stanowiące 33,6% powierzchni ogółem i średnio żyzne uboższe – bory mieszane stanowiące 27,5% powierzchni. Stosunkowo znaczną część stanowią siedliska żyzne – lasowe zajmujące 25,2% powierzchni i stosunkowo niewiele (13,7%) stanowią siedliska uboższe – borowe.

Spośród rodzajów siedlisk ze względu na uwilgotnienie dominujące na Polesiu są siedliska świeże zajmujące łącznie 71,7% powierzchni ogółem. Siedliska suche stanowią znikomy udział powierzchni (tab. 3). Siedliska wilgotne zajmują łącznie 18,0% powierzchni, siedliska bagienne – 9,7% powierzchni, a siedliska suche oraz zalewowe stanowią poniżej 1% powierzchni.

Tab. 3. Zestawienie wilgotnościowo-troficzne udziału powierzchni siedlisk

Grupy żyznościowe siedlisk	Grupy wilgotnościowe siedlisk					Razem [%]
	suche	świeże	wilgotne	bagienne	zalewowe	
	powierzchnia [%]					
Bory	0,2	12,2	0,9	0,4	0,0	13,7
Bory mieszane	-	21,0	6,0	0,5	0,0	27,5
Lasy mieszane	-	23,5	7,9	2,2	0,0	33,6
Lasy	-	15,0	3,2	6,6	0,4	25,2
Razem [%]	**0,2**	**71,7**	**18,0**	**9,7**	**0,4**	**100,00**

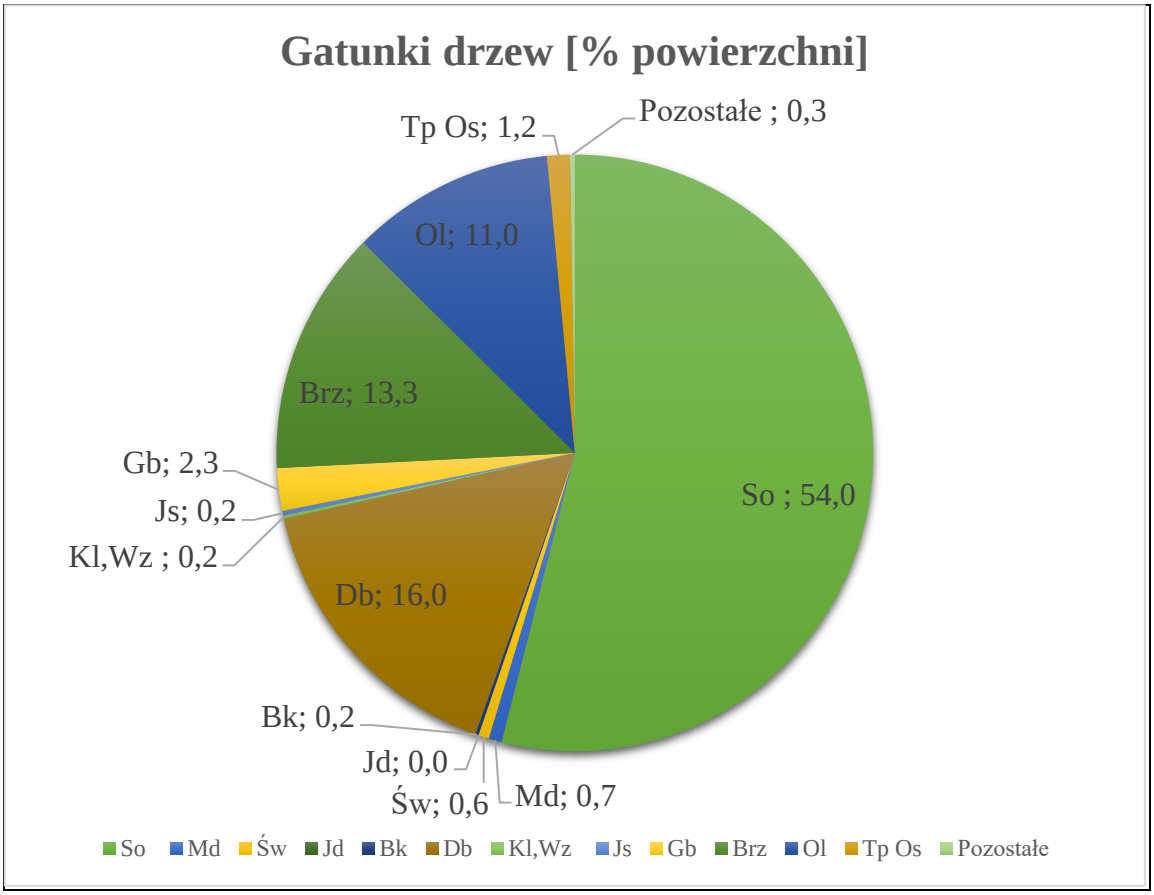
Największy udział siedlisk bagiennych i wilgotnych mają nadleśnictwa Sobibór oraz Włodawa. Najmniej wilgotnych i bagiennych siedlisk jest w nadleśnictwach Biała Podlaska i Chotyłów (ryc. 4).



Ryc. 4. Udziały rodzajów siedlisk w nadleśnictwach Polesia Lubelskiego

6.3.1.5. Charakterystyka i podstawowe dane taksacyjne drzewostanów nadleśnictw

Dominującym gatunkiem drzewa w leśnym krajobrazie Polesia jest sosna pospolita *Pinus sylvestris* zajmująca siedliska uboższe, ale też występująca w różnym udziale na pozostałych siedliskach (ryc. 5). Kolejnymi gatunkami charakterystycznymi dla poleskich lasów, a w szczególności ich żyźniejszych fragmentów, są dęby – szypułkowy *Quercus robur* i bezszypułkowy *Q. petraea* z łącznym udziałem 16,0% oraz brzozy – brodawkowata *Betula pendula* i omszona *B. pubescens* z łącznym udziałem 13,3%. Siedliska wilgotne, głównie olsy, zajmuje olsza czarna *Alnus glutinosa* z udziałem 11,0%. Grab zwyczajny *Carpinus betulus* występuje w drzewostanach Polesia z udziałem 2,3%. Topole (w tym głównie osika *Populus tremula*) zajmują 1,2% udziału. Pozostałe gatunki, takie jak: świerk, modrzew, klon, wiąz, jesion, buk i inne, występują w ilościach poniżej 1% każdy.



Ryc. 5. Udział gatunków drzew w składach drzewostanów

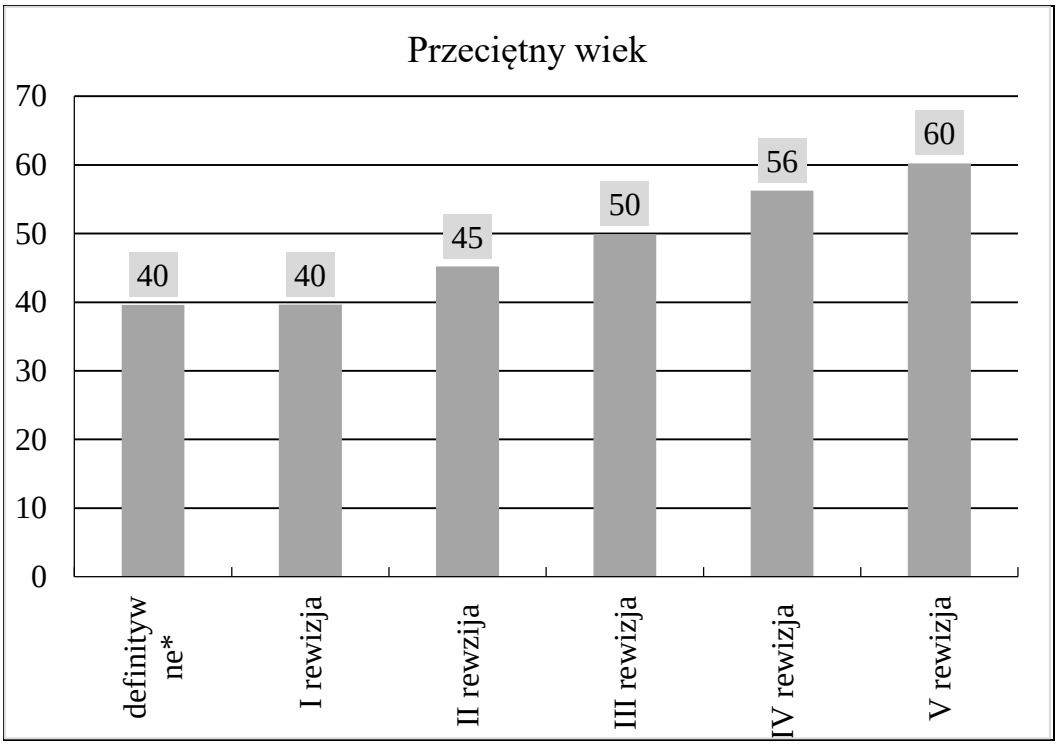
Kolejnym parametrem charakteryzującym zasoby leśne Polesia jest przeciętny wiek drzewostanów obliczony jako średnia wieku drzewostanów ważona ich powierzchnią.

Tab.4. Przeciętny wiek drzewostanów w nadleśnictwach Polesia Lubelskiego

Nadleśnictwo	Przeciętny wiek drzewostanów [lat]
Biała Podlaska obręb Biała	58
Chełm	61
Chotyłów	52
Międzyrzec	63
Parczew	63
Sobibór	58
Strzelce obręb Strzelce	69
Włodawa	60
Nadleśnictwa Polesia przeciętnie	**60**

Przeciętny wiek drzewostanów w nadleśnictwach położonych na terenie Polesia w V rewizji planu urządzenia lasu waha się od 52 lat w Nadleśnictwie Chotyłów, do 69 lat w Nadleśnictwie Strzelce obręb Strzelce (tab. 4).

Przeciętny wiek drzewostanów Polesia Lubelskiego wykazywał tendencję wzrostową, począwszy od 40 lat w latach 50. ubiegłego wieku do 60 lat w okresie V rewizji (od 2011 r.) (ryc. 6).

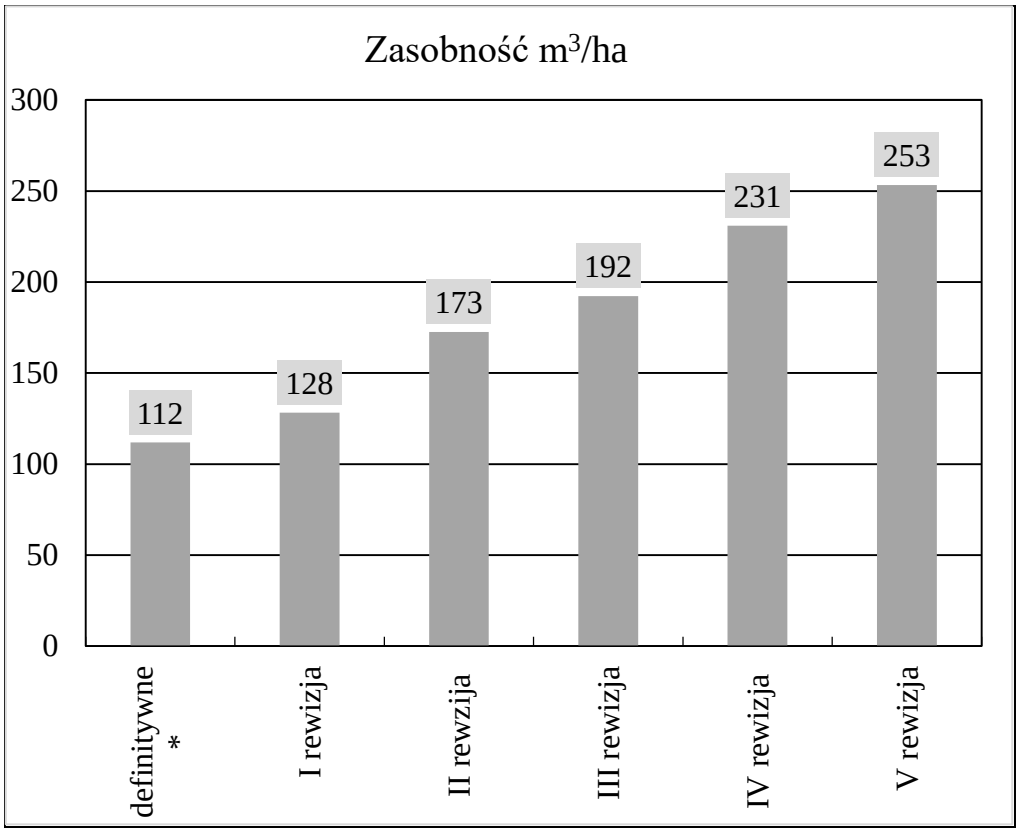


Ryc. 6. Przeciętny wiek drzewostanów Polesia w kolejnych rewizjach urządzenia lasu

Największy wzrost przeciętnego wieku w kolejnych rewizjach wystąpił w drzewostanach nadleśnictw Parczew (z 37 do 63 lat) oraz Sobibór (z 34 do 58 lat). Dla porównania: przeciętny wiek drzewostanów w RDLP w Lublinie wynosi 65 lat, a w całych lasach państwowych 64 lata. Przeciętny wiek niższy od przeciętnego dla całej RDLP w kilku nadleśnictwach Polesia nie wynika z inaczej prowadzonej gospodarki, lecz jest wprost związany z dużym udziałem młodych drzewostanów zakładanych na gruntach porolnych. Przeciętny wiek drzewostanów w lasach prywatnych według stanu na 01.01.2018 r. wynosił 55 lat [BDL 1.01.2018].

Istotną informacją o drzewostanach jest ich zasobność, czyli miąższość drewna głównego składnika drzewostanu, jakim są drzewa [Instrukcja UL 2011]. Rycina 7 przedstawia zmiany zasobności drzewostanów w kolejnych rewizjach urządzenia lasu, czyli w kolejnych

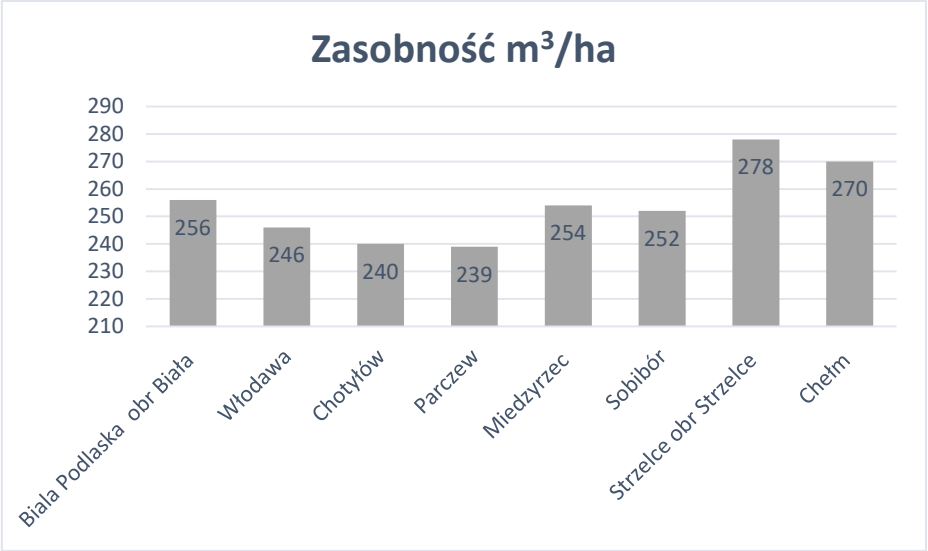
ostatnich dziesięcioleciach. Słupki wykresu wskazują na systematyczny przyrost zasobności drzewostanów: od 112 m^3 na początku pomiarów (koniec lat 50. i początek 60. XX wieku) do 253 m^3 w latach od 2011 r. do czasu obecnego [Wykonawstwo planów UL…]. Jest to więcej niż podwojenie przeciętnej miąższości drewna w drzewostanach Polesia.



Ryc. 7. Przeciętna zasobność drzewostanów w kolejnych rewizjach planu urządzania lasu

W piątej, ostatniej rewizji przeciętna zasobność wynosi od 239 m^3/ha w Nadleśnictwie Parczew i 240 m^3/ha w Nadleśnictwie Chotyłów do 278 m^3/ha w Nadleśnictwie Strzelce obręb leśny Strzelce i tylko nieco mniej, bo 270 m^3/ha, w Nadleśnictwie Chełm (ryc. 8). Największy wzrost przeciętnej zasobności w kolejnych rewizjach wystąpił w Nadleśnictwie Sobibór: z 92 do 252 m^3/ha, przy przeciętnej zasobności w RDLP w Lublinie wynoszącej 272 m^3/ha grubizny.

Przeciętna zasobność drzewostanów w lasach prywatnych według stanu na 01.01.2018 r. wynosiła 191 m^3/ha [BDL 1.01.2018].



Ryc. 8. Zasobność drzewostanów w nadleśnictwach Polesia

Miąższość drewna w drzewostanach określana pojęciem zapasu w poszczególnych nadleśnictwach Polesia i sumarycznie przedstawiono w tabeli 5. Miąższość sumaryczna drewna na pniu nadleśnictw wynosi 29 863 493 m^3. Największe zapasy drewna w drzewostanach posiadają nadleśnictwa Chełm (5 703 157 m^3) i Włodawa (5 465 627 m^3).

Tab. 5. Zapas drewna na pniu w drzewostanach nadleśnictw Polesia

Nadleśnictwo	Zapas [m^3]
Biała Podlaska obręb Biała	1 023 071
Chełm	5 703 157
Chotyłów	2 993 448
Międzyrzec	3 237 941
Parczew	4 350 700
Sobibór	4 971 589
Strzelce obręb Strzelce	2 117 960
Włodawa	5 465 627
Nadleśnictwa Polesia ogółem	**29 863 493**

6.3.1.6. Użytkowanie lasów

Pozyskanie drewna wynikające z operatów urządzenia lasu przedstawiono w tabeli 6. Największy planowany etat pozyskania drewna z użytków rębnych i przedrębnych spośród nadleśnictw Polesia posiada Nadleśnictwo Chełm i wynosi on 1 393 441 m^3. W czołówce są

też Nadleśnictwa: Włodawa (1 300 000 m^3) i Sobibór (1 266 197 m^3). Sumaryczny etat pozyskania drewna dla nadleśnictw Polesia na 10-lecie wynosi 7 508 438 m^3.

Tab. 6. Etaty pozyskania drewna dla nadleśnictw i ogółem

Nadleśnictwo	Etat cięć na 10-lecie [m^3]
Biała Podlaska obręb Biała	271 536
Chełm	1 393 441
Chotyłów	860 420
Międzyrzec	841 800
Parczew	1 064 968
Sobibór	1 266 197
Strzelce obręb Strzelce	510 076
Włodawa	1 300 000
Nadleśnictwa Polesia ogółem	**7 508 438**

6.3.1.7. Podsumowanie

Lasy Polesia Lubelskiego stanowią zagospodarowany obszar w krajobrazie. Wskaźniki taksacyjne i ocenne kondycji lasów, takie jak przeciętny wiek i zasobność, nie odbiegają od średnich dla lasów Lubelszczyzny i są ogólnie dobre. Lasy Polesia Lubelskiego cechują się ogólnie dobrą zdrowotnością, żywotnością i kondycją oraz nadal wzrastającą stopniowo powierzchnią. Są, co prawda, poddawane presjom różnych czynników biotycznych i abiotycznych, z którymi na co dzień zmierzają się leśnicy, ale nie są to jednak czynniki zagrażające ich trwałości. Będą nadal stanowić stabilny element krajobrazu krainy.

Piśmiennictwo

1. Bank danych o lasach https://www.bdl.lasy.gov.pl
2. Dziennik Urzędowy PKWN Nr 15 z dnia 27.11.1944 r.. poz. 82.
3. Hucz A. 2005. Gospodarka leśna w dobrach włodawskich Zamoyskich w latach 1837-1917. Radzyński Rocznik Humanistyczny, t. 8.
4. Instrukcja urządzania lasu PGL 2011.
5. Maruszczak H. 1950. Stan i zmiany lesistości województwa lubelskiego w latach 1830-1930. Ann. UMCS, s. B, 5, 109-178.

6. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Biała Podlaska na lata 2014-2023.
7. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Chełm na lata 2018-2027.
8. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Chotyłów na lata 2014-2023.
9. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Międzyrzec na lata 2014-2023.
10. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Parczew na lata 2018- 2027.
11. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Sobibór na lata 2017-2026.
12. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Strzelce na lata 2015-2024.
13. Plan urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Włodawa na lata 2010-2019.
14. Puchalski T., Prusinkiewicz Z. 1990. Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego. PWRiL, Warszawa.
15. Sado G., Zubkowicz R. 2003.Nadleśnictwo Parczew. Historia gospodarki i administracji. Parczew.
16. Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2003. PGL, Warszawa.
17. Wykonawstwo planów urządzenia lasu dla nadleśnictw w latach 1946-2017. BULiGL, Warszawa 2018.

Danuta Urban, Kastarzyna Masternak, Natalia Korcz

6.3.2. Zbiorowiska leśne i zaroślowe

6.3.2.1. Wstęp

Lasy Polesia Lubelskiego charakteryzują się dużym zróżnicowaniem zarówno pod względem rozmieszczenia, jak i wielkości kompleksów, co wynika z budowy geologicznej, różnorodności gleb i rozwoju osadnictwa. Do większych kompleksów leśnych tego regionu należą Lasy Sobiborskie, Włodawskie, Parczewskie i Strzeleckie. Pod względem przynależności fitosocjologicznej lasy Polesia Lubelskiego należą do czterech klas fitosocjologicznych. Największy udział mają zbiorowiska leśne z klas *Vaccinio-Piceetea* i *Alnetea glutinosae*, mniejszy z klasy *Querco-Fagetea*, mały z klasy *Salicetea purpureae.*

Najlepiej zachowane płaty zbiorowisk leśnych objęto ochroną prawną jako rezerwaty przyrody: Czarny Las, Królowa Droga, Dobryń, Lasy Parczewskie, Liski 1, Liski 2, Omelno i Siedliszcze. Cenne zbiorowiska leśne i zaroślowe występują także na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz parków krajobrazowych: Sobiborskiego, Poleskiego Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, Nadwieprzańskiego, Chełmskiego i Poleskiego Obszarów Chronionego Krajobrazu: Poleskiego i Chełmskiego. Występują również w wielu rezerwatach torfowiskowych, wodno-torfowiskowych i florystycznych przyrody jak: Jezioro Obradowskie, Torfowisko przy Jeziorze Czarne, Jezioro Brzeziczno, Jezioro Świerszczów, Brudzieniec, Trzy Jeziora, Jezioro Orchowe, Magazyn, Żółwiowe Błota, Bagno Serebryskie, Brzeźno, Roskosz.

6.3.2.2. Wykorzystane materiały

Analizę zbiorowisk leśnych i zaroślowych Polesia Lubelskiego przeprowadzono w oparciu o analizę danych literaturowych [Chmielewski, Urban 2008; Fijałkowski 1963, 1965, 1993, 2007; Fijałkowski i in. 1982, 1984, 1993a, b, c, 1994, 1997, 2002; Fijałkowski, Kozak 1970; Fijałkowski, Urban 1997; Izdebski, Fijałkowski 2002; Izdebski, Popiołek 1984; Karczmarz, Sokołowski 1988; Kozak 1966, 1967; Lorens 2009; Lorens, Sugier 2000; Łuczycka-Popiel; Urban 1995a, b; Święs 1987; Urban 2001; Urban i in. 2018; Urban, Wójciak 2002, 2011, 2012, 2013; Wawer, Urban 1999], dokumentacji i ekspertyz [Urban 1992, 2000; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1993a, b, 1994, 1997, 1998] oraz wyników badań własnych prowadzonych w latach 1980-2019 [Urban materiały niepublikowane].

Nazewnictwo fitosocjologiczne i terminologię stosowaną w opracowaniu przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], nomenklaturę roślin naczyniowych według Mirka i in. [2002], a mszaków za Ochyrą i in. [2003].

6.3.2.3. Retrospekcja

Badania zbiorowisk leśnych południowego Polesia (okolice miejscowości Łuniniec, Sarny, Równe) przez II wojną światową prowadził Matuszkiewicz [1947]. Informacje o zbiorowiskach leśnych występujących na torfowiskach Polesia zawarte są także np. w opracowaniach Grodzieńskiej [1932, 1934] i Kulczyńskiego [1940]. Po II wojnie światowej pierwsze badania zbiorowisk leśnych i zaroślowych Polesia Lubelskiego prowadził Fijałkowski [1963]. Bory, bory mieszane, olsy i grądy Nadleśnictwa Parczew szczegółowo scharakteryzował Kozak [1966, 1967]. Olsy występujące w otoczeniu jezior Brudzieniec, Perespa, Koseniec i Spólne oraz w pobliżu miejscowości Osowa opisał Marek [1965]. Zbiorowiska leśne i zaroślowe w zlewni rzeki Tarasinki (Nadleśnictwo Sobibór) omówiły Wawer i Urban [1999], a w dolinie Bugu Urban i Wójciak [2002]. Badania borów chrobotkowych w okolicach Kodnia prowadziły Urban i Wójciak [Urban, Wójciak 2017, Wójciak, Urban 2012]. Zbiorowiska leśne i zaroślowe Poleskiego Parku Narodowego scharakteryzowano w trzech monografiach: „Poleski Park Narodowy" [Radwan red. 2019], „Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego" [Fijałkowski 2007] oraz „Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość" [Chmielewski i in. red. 1999].

Zbiorowiska leśne i zaroślowe występujące w istniejących i projektowanych rezerwatach przyrody, a także w innych cennych obiektach opisano m.in. w publikacjach: [Chmielewski, Urban 2008; Fijałkowski 1960, 1965; Fijałkowski i in. 1970, 1982, 1984, 1993a, b, c, 1994a, b, 1997, 2002; Izdebski, Popiołek 1984; Karczmarz, Sokołowski 1988; Łuczycka-Popiel, Urban1995a, b; Święs 1987; Urban 2000, 2001, 1992; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1993a, b, 1994, 1997, 1998, 2018; Urban, Wójciak 2011, 2013, 2017].

W obszernej monografii „Lasy Lubelszczyzny" [Fijałkowski 1993] zawarta jest charakterystyka zbiorowisk leśnych i zaroślowych występujących nie tylko na terenie Lubelszczyzny, ale również i na Polesiu Lubelskim.

6.3.2.4. Charakterystyka zbiorowisk

Zróżnicowanie warunków fizjograficznych i glebowych w drzewostanach Polesia Lubelskiego znajduje odbicie w różnorodności zbiorowisk leśnych. Systematyka wyróżnionych zespołów leśnych przedstawia się następująco:

Klasa: V*accinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939
Rząd: V*accinio-Piceetalia* Br.-B1. 1939
Związek: *Dicrano-Pinion* Libb. 1933
Zespoły: *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927
Peucedano-Pinetum Mat. (1962) 1973
Leucobryo-Pinetum Mat. (1962) 1973

Molinio-Pinetum prov. Mat. 1982
Vaccinio uliginosi-Pinetum Kleist 1929
Querco-roboris-Pinetum (W. Mat. 1981) J. Mat. 1988
Serratulo-Pinetum (W. Mat. 1981) J. Mat. 1988
Klasa: *Querco-Fagetea* Br.-B1. et Fleg. 1937
Rząd: *Quercetalia pubescenti-petraeae* Klika 1933 corr.
Związek: *Potentillo albae-Quercion peteae* Br.-Bl. 1932 em.
Zespół: *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933
Rząd: *Fagetalia silvaticae* Pawł. 1928
Związek: *Alno-Padion* Knapp 1942
Zespoły: *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952
Ficario-Ulmetum minoris Knapp 1942 em. J.Mat. 1976
Związek: *Carpinion betuli* Oberd. 1953
Zespoły: *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962
Klasa: *Salicetea purpureae* Moor 1958
Rząd: *Salicetalia purpureae* Moor 1958
Związek: *Salicion albae* R. Tx. 1955
Zespoły: *Salicetum triandro-viminalis* Lohm. 1952
Salicetum albo-fragilis
Populetum albae
Klasa: *Alnetea glutinosae* Br.-Bl. at R.Tx.1943
Rząd: *Alnetalia glutinosae* R.Tx. 1937
Związek: *Alnion glutinosae* (Malc. 1929) Maijer Dress 1936
Zespoły: *Salicetum pentandro-cinereae* (Almq. 1929) Pass. 1961
Betulo-Salicetum repentis Oberd. 1964
Ribeso nigri-Alnetum Sol.-Górn. 1975
Sphagno squarrosi-Alnetum So1.-Górn. 1975
Zbiorowisko *Betula pubescens-Betula pendula*

Zbiorowiska borów z klasy *Vaccinio-Piceetea*

Bory należą do dominujących zbiorowisk leśnych na terenie Polesia Lubelskiego (fot. 1). Wykazują duże zróżnicowanie zarówno troficzne, jak i hydrologiczne oraz florystyczne. Odgrywają znaczną rolę w zachowaniu ekosystemów roślinnych siedlisk kwaśnych i hamują rozwój procesów eutrofizacyjnych. Są skuteczną zaporą degradacyjną dla torfowisk przejściowych [Fijałkowski 1993; Wawer, Urban 1999].

Fot. 1. Zbiorowiska borów z klasy *Vaccinio-Piceetea* (fot. D. Urban)

Śródlądowy bór suchy (sosnowy bór chrobotkowy) *Cladonio-Pinetum*

Bory chrobotkowe *Cladonio-Pinetum* występują na terenie prawie całej Polski, a główny obszar występowania tego zespołu to zachodnia i środkowa część Polski. Najliczniej zachowały się tylko w niektórych kompleksach leśnych, np. Borach Tucholskich, w puszczach: Noteckiej, Kozienickiej, Solskiej, Zielonej i Kurpiowskiej [Matuszkiewicz 2001; Sokołowski 1980; Tobolewski 1963]. Śródlądowy bór chrobotkowy charakteryzuje się zmiennością regionalną, skorelowaną z narastającą kontynentalizacją klimatu. W klasyfikacji siedlisk leśnych bory chrobotkowe zaliczane są do typu boru suchego (Bs).

Bory chrobotkowe na terenie Polesia Lubelskiego wykształciły się na najbardziej ubogich i suchych siedliskach leśnych. Zajmują piaszczyste pagóry, rzadziej tereny równinne. Wykształcone są często fragmentarycznie i występują zwykle w mozaikowym układzie wśród borów świeżych [Fijałkowski 1993, 1997, 2007; Urban, Wójciak 2002; Wawer, Urban 1999; Wójciak, Urban 2012]. Najwięcej sosnowych borów chrobotkowych wykazano w Nadleśnictwie Sobibór. Na podstawie wieloletnich obserwacji terenowych oraz analizy mapy rozmieszczenia gleb można stwierdzić, że sosnowe bory chrobotkowe występują głównie na północy i w części środkowej Polesia Lubelskiego (Nadleśnictwa: Chotyłów, Parczew, Sobibór). Bory chrobotkowe traktowane są zwykle jako stadium sukcesji prowadzącej do

rozwoju borów świeżych lub jako zdegenerowana postać ubogich wariantów takich borów. Występujące na terenie Polesia Lubelskiego bory chrobotkowe powstały głównie w wyniku procesu sukcesji wtórnej wspomaganej, rzadko w procesie sukcesji wtórnej spontanicznej. Wykształciły się na gruntach porolnych zarówno w obrębie nasadzeń sosnowych, jak i brzozowych. Ich cechą charakterystyczną jest bardzo dobrze rozwinięta warstwa porostowo-mszysta, w której dominują porosty z rodzajów *Cladonia* i *Cladina* oraz mszaki z rodzajów *Dicranum* i *Pleurozium*. W drzewostanie tych borów dominuje sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, która rośnie na ogół w dość niskim zwarciu (pokrycie 40-60%) i odznacza się najczęściej niską bonitacją (IV-V klasa). Domieszkę stanowi brzoza brodawkowata *Betula pendula*, a niektórych płatach także sosna Banksa *Pinus banksiana* (np. w okolicach Kodnia oraz w północnej części Nadleśnictwa Sobibór). Drzewostan ten jest zróżnicowany pod względem wysokości drzew i zwarcia, co wiąże się z jego wiekiem. W warstwie podszytu występują podrosty drzew – sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* i brzoza brodawkowata *Betula pendula* oraz krzewy jałowca pospolitego *Juniperus communis.* Warstwa roślinności zielnej osiąga małe zwarcie, do 20%. Odnotowano w niej gatunki takie jak: szczotlicha siwa *Corynephorus canescens*, mietlica pospolita *Agrostis capillaris*, jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, kostrzewa owcza *Festuca ovina,* izgrzyca przyziema *Danthonia decumbens* i szczaw polny *Rumex acetosella.* Rzadko występują: wrzos pospolity *Calluna vulgaris*, turzyca wrzosowiskowa *Carex ericetorum*, trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos*, tomka oścista *Anthoxanthum aristatum,* macierzanka piaskowa *Thymus serpyllum*, kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*, nawłoć pospolita *Solidago virgaaurea*, strzęplica sina *Koeleria glauca* i widłak goździsty *Lycopodium clavatum.* W warstwie porostowo-mszystej porosty i mszaki osiągają najczęściej zwarcie od 80 do 100%, a tylko w niektórych płatach od 20 do 50% (fot. 2, 3). W okolicach Kodnia w zespole *Cladonio-Pinetum* odnotowano obecność 40 gatunków porostów naziemnych, np. *Cladonia arbuscula, C. rangiferina, C. furcata, C. squamosa, C. gracilis, C. phyllophora, C. fimbriata, C. subulata* i *C. cervicornis,* a także *Cetraria islandica* i *C. crispa* oraz *Trapeliopsis granulosa* [Urban, Wójciak 2017].

Fot. 2. Bór chrobotkowy *Cladonio-Pinetum* w okolicach Kodnia (fot. D. Urban)

Fot. 3. *Cladonio-Pinetum* w obrębie nasadzenia brzozowego (fot. D. Urban)

Subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum*

Subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum* występuje dość często na terenie Polesia Lubelskiego (fot. 4). Ze względu na skład florystyczny i warunki siedliskowe zbliżony jest do zespołu *Festuco ovinae-Pinetum* wyróżnianego na Lubelszczyźnie przez Fijałkowskiego [1993, 2007]. Warstwę drzew buduje tu głównie sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, a domieszkę stanowią dęby szypułkowy i bezszypułkowy *Quercus robur* i *Q. petraea.* W rzadkim podszyciu nielicznie rosną podrosty gatunków z drzewostanu oraz krzewy: kruszyna pospolita *Frangula alnus*, jałowiec pospolity *Juniperus communis* i jarząb pospolity *Sorbus aucuparia.* Warstwa runa najczęściej jest zwarta, a w jej skład wchodzą: borówki czernica i brusznica *Vaccinium myrtillus* i *V. vitis-idaea,* wrzos pospolity *Calluna vulgaris* oraz trawy kostrzewa owcza *Festuca ovina* i trzcinnik leśny *Calamagrostis arundinacea.* Częste są także nawłoć pospolita *Solidago virgaurea,* gorysz pagórkowy *Peucedanum oreoselinum* i pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense.* Warstwa mszaków jest bardzo dobrze rozwinięta (do 100% pokrycia), a dominują w niej: rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi* i widłozęb kędzierzawy *Dicranum polysetum,* a niekiedy gajnik lśniący *Hylocomium splendens.*

Suboceaniczny bór świeży *Leucobryo-Pinetum*

Zespół *Leucobryo-Pinetum* występuje na terenie Polesia Lubelskiego (głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim) zazwyczaj w sąsiedztwie zespołów *Molinio-Pinetum* i *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (np. w nadleśnictwach Sobibór i Parczew, w Poleskim Parku Narodowym – fot. 5). Drzewostan w tym borze tworzy głównie sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* z częstym udziałem brzozy omszonej *Betula pendula* i dębu szypułkowego *Quercus robur*. W warstwie krzewów najczęściej występują kruszyna pospolita *Frangula alnus* i jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*. W runie dominuje borówka czernica *Vaccinium myrtillus,* rzadziej występują: borówka brusznica *V. vitis-idaea* oraz orlica pospolita *Pteridium aquilinum,* konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* i pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*. Warstwę mszaków budują: bielistka siwa *Leucobryum glaucum,* rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi,* gajnik lśniący *Hylocomium splendens* i widłozęb Bergera *Dicranum undulatum* [Fijałkowski i in. 1993; Wawer, Urban 1999].

Fot. 4. Zespół *Peucedano-Pinetum* w Nadleśnictwie Parczew

Fot. 5. Zespół *Leucobryo-Pinetum* w Poleskim Parku Narodowym

Śródlądowy bór wilgotny *Molinio-Pinetum*

Śródlądowy bór wilgotny *Molinio-Pinetum* na terenie Polesia Lubelskiego występuje w postaci płatów o różnej powierzchni – głównie na obrzeżach torfowisk i towarzyszy zwykle przejściom borów bagiennych w bory świeże i mieszane [Fijałkowski 2002, 2007; Święs 1987; Urban i in. 1997; Wawer, Urban 1999]. Zespół wykształca się na siedlisku boru mieszanego wilgotnego (BMw) i lasu mieszanego wilgotnego (LMw). Charakteryzuje się dużym udziałem w runie trzęślicy modrej *Molinia caerulea*. W warstwie drzew występują głównie brzozy – omszona i brodawkowata *Betula pubescens* i *B. pendula*, rzadziej sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* i osika *Populus tremula* oraz czasem skarlałe dęby – bezszypułkowy i szypułkowy *Quercus robur* i *Q. petraea.* Warstwę krzewów tworzą podrosty drzew oraz krzewy: wierzba szara *Salix cinerea*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia* i kruszyna pospolita *Frangula alnus.* W warstwie roślinności zielnej oprócz dominującej trzęślicy modrej *Molinia caerulea* rosną borówki – czernica i brusznica *Vaccinium myrtillus, V. vitis-idaea*, a także orlica pospolita *Pteridium aquilinum* oraz pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*. W niektórych płatach zaznacza się udział gatunków charakterystycznych zespołu *Vaccinio uliginosi-Pinetum* – borówki bagiennej *Vaccinium uliginosum* i bagna zwyczajnego *Ledum palustre.* W warstwie mchów występują: rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi,* płonnik pospolity *Polytrichum*

commune, gajnik lśniący *Hylocomium splendens*, widłozą kędzierzawy *Dicranum polysetum* i rzadziej bielistka siwa *Leucobryum glaucum* oraz torfowce *Sphagnum* spp. [Fijałkowski 2002, 2007; Święs 1987; Urban i in. 1997; Wawer, Urban 1999].

Sosnowy bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*

Zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum* jest szeroko rozpowszechniony w środkowej i wschodniej Europie, a najczęściej występuje w lasach strefy borealnej kontynentu. W Polsce *Vaccinio uliginosi-Pinetum* występuje bardzo nierównomiernie na niżu. Zespół częsty jest na północy kraju w pasie pojezierzy, a także w środkowo-wschodniej Polsce na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, w Puszczy Solskiej, Niecce Sieradzkiej i Kotlinie Sandomierskiej. Wyspowe stanowiska znajdują się także na Podhalu oraz na kilku silnie wypiętrzonych torfowiskach wysokich w Bieszczadach [Herbichowa i in. 2004; Matuszkiewicz 2001].

Sosnowy bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* na Polesiu Lubelskim (głównie Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim) występuje w miejscach silnie uwilgotnionych, z wysokim poziomem stagnujących wód gruntowych pochodzenia opadowego. Zbiorowiska borów bagiennych zajmują lokalne obniżenia terenu, a także obrzeża niektórych zarastających jezior. Najczęściej występują na glebach torfowych torfowiska wysokiego, rzadziej na glebach bielicowych gruntowo-glejowych lub torfowo-glejowych. Warstwę drzew tworzy głównie sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, a domieszkę stanowi brzoza omszona *Betula pubescens.* W skład słabo rozwiniętej warstwy krzewów wchodzi podrost gatunków będących w składzie drzewostanu, a także kruszyna pospolita *Frangula alnus* i rzadziej inne gatunki. W składzie florystycznym bujnego runa przeważają krzewinki z rodziny *Ericaceae*, a zwłaszcza gatunki charakterystyczne zespołu – borówka bagienna *Vaccinium uliginosum* i bagno zwyczajne *Ledum palustre* (fot. 6), a także wełnianka pochwowata *Eriophorum vaginatum*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris,* modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia.* W niektórych płatach zaznacza się duży udział borówek brusznicy i czernicy *Vaccinium vitis-idaea* i *V. myrtillus.* Spośród gatunków towarzyszących najczęściej rosną: trzęślica modra *Molinia caerulea,* wrzos pospolity *Calluna vulgaris,* turzyca pospolita *Carex nigra.* W warstwie mszystej rosną licznie torfowce (np. torfowiec magellański, nastroszony, ostrolistny i błotny *Sphagnum magellanicum, S. squarrosum, S. capillifolium* i *S. palustre*), a udział innych gatunków mszaków jest znacznie mniejszy [Fijałkowski i in. 1984; Karczmarz, Sokołowski 1988; Kozak 1966, Urban 1992; Urban i in. 1997; Wawer, Urban 1999].

Dużym zagrożeniem dla borów bagiennych jest ich odwadnianie lub osuszanie, które jest wywoływane funkcjonowaniem dawnych, ale wciąż czynnych rowów melioracyjnych,

w wyniku czego następuje ekspansja roślin zielnych. Dodatkowym zagrożeniem jest zbyt mała ilość martwego drewna oraz niewłaściwa struktura pionowa drzewostanu, a więc niedobór starodrzewu przy jednoczesnej niewielkiej ilości odnowienia naturalnego.

Fot. 6. Zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum* w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)

Kontynentalny bór mieszany *Querco roboris-Pinetum*

Zespół *Querco roboris-Pinetum* jest szeroko rozpowszechniony na terenie Polesia Lubelskiego, np. na terenie Nadleśnictwa Parczew zajmował ok. 20% całego kompleksu leśnego [Kozak 1967]. Drzewostan tworzą głównie sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, dąb szypułkowy *Quercus robur* i brzoza omszona *Betula pendula* oraz rzadziej dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*, grab pospolity *Carpinus betulus* i topola osika *Populus tremula.* Warstwę krzewów o dużym pokryciu (do 40-50%) budują podrosty drzew oraz krzewy, głównie kruszyna pospolita *Frangula alnus*, rzadziej jarząb pospolity *Sorbus aucuparia* i leszczyna pospolita *Corylus avellana.* W warstwie zielnej występują trzęślica modra *Molinia caerulea* i borówka czernica *Vaccinium myrtillus*, a także dość licznie – nerecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, siódmaczek leśny *Trientalis europaea*, borówka brusznica *Vaccinium vitis-idaea,* pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*, orlica pospolita *Pteridium aquilinum.* Wśród gatunków towarzyszących dużą stałością wyróżniają się kosmatka owłosiona *Luzula pilosa*, kostrzewa owcza *Festuca ovina* i konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium.*

W warstwie mszystej przeważa rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi*, z udziałem gajnika lśniącego *Hylocomium splendens*, widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum*, złotowłos strojny *Polytrichastrum formosum* oraz płonnik pospolity *Polytrichum commune* [Fijałkowski i in. 1984, 1997; Święs 1987; Wawer, Urban 1999].

Subborealny bór mieszany (bór sierpikowy) *Serratulo-Pinetum*

Bór sierpikowy *Serratulo-Pinetum* występuje rzadko na terenie Polesia Lubelskiego (małe płaty np. w nadleśnictwach Sobibór i Parczew, a także w Poleskim Parku Narodowym). Drzewostan tworzy dąb szypułkowy *Quercus robur* z domieszką sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* oraz rzadziej brzozy brodawkowatej *Betula pendula*, grabu zwyczajnego *Carpinus betulus* i topoli osiki *Populus tremula*. Podszyt tworzą: leszczyna pospolita *Corylus avellana*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia* i kruszyna pospolita *Frangula alnus* oraz w niektórych oddziałach gatunek obcego pochodzenia – czeremcha amerykańska *Padus serotina*. W runie dominują gatunki borowe, jak: borówka czernica *Vaccinium myrtillus*, konwalia majowa *Convallaria majalis*, nawłoć pospolita *Solidago virgaurea*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* i gorysz pagórkowy *Peucedanum oreoselinum*. Mszaki reprezentowane są najczęściej przez rokietnika pospolitego *Pleurozium schreberi* i rzadziej piórosza pierzastego *Ptilium crista-castrensis*. W miejscach żyźniejszych przeważają gatunki charakterystyczne dla lasów liściastych, jak: pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*, konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*, perłówka zwisła *Melica nutans* i niekiedy gajowiec żółty *Galeobdolon luteum*, oraz gatunki spotykane w dąbrowie świetlistej: sierpik barwierski *Serratula tinctoria*, janowiec barwierski *Genista tinctoria*, dzwonek brzoskwiniolistny *Campanula persicifolia* i biedrzeniec mniejszy *Pimpinella saxifraga* [Fijałkowski 1993, 2002, 2007; Wawer, Urban 1999].

Zbiorowiska z klasy *Querco-Fagetea*

Zbiorowiska z klasy *Querco-Fagetea* na Polesiu Lubelskim są reprezentowane przez zespoły ze związków *Potentillo albae-Quercion petraeae*, *Alno-Ulmion* i *Carpinion betuli*.

Świetlista dąbrowa *Potentillo albae-Quercetum* (związek *Potentillo albae-Quercion petraeae*)

Dąbrowa świetlista (świetlista dąbrowa subkontynentalna) *Potentillo albae-Quercetum* na Polesiu Lubelskim występuje obecnie rzadko, zwykle w postaci niewielkich, niekiedy kilkunastoarowych płatów [Fijałkowski 1993, 2007]. Drzewostan tworzą zwykle sosna

zwyczajna *Pinus sylvestris*, dąb szypułkowy i bezszypułkowy *Qurecus robur* i *Q. petraea,* z domieszką brzozy brodawkowatej *Betula pendula,* graba pospolitego *Carpinus betulus*, czereśni *Cerasus avium* oraz osiki *Populus tremula.* W warstwie podszytu nielicznie występują: leszczyna pospolita *Corylus avellana*, dereń świdwa *Cornus sanguinea,* trzmielina brodawkowata *Euonymus europaea*, śliwa tarnina *Prunus spinosa*, a także jałowiec pospolity *Juniperus communis* i kalina koralowa *Viburnum opulus*. W runie najczęściej rosną pięciornik biały *Potentilla alba*, sierpik barwierski *Serratula tinctoria,* miodownik melisowaty *Melittis melissophyllum,* dzwonek brzoskwiniolistny *Campanula persicifolia*, pajęcznica gałęzista *Anthericum ramosum,* bukwica zwyczajna *Betonica officinalis*, klinopodium pospolite *Clinopodium vulgare,* konwalia majowa *Convallaria majalis*, perłówka zwisła *Melica nutans,* wiechlina gajowa *Poa nemoralis*, koniczyna dwukłosa *Trifolium alpestre,* przytulia Schultesa *Galium schultesii* i borówka czernica *Vaccinium myrtillus.* Obecnie wiele płatów zespołu *Potentillo albae-Quercetum* występujących na terenie Polesia Lubelskiego zanika (podobnie jak i w innych regionach Polski) w drodze spontanicznej sukcesji, spowodowanej głównie brakiem wypasu w lasach i eutrofizacją siedlisk oraz preferowaniem w gospodarce leśnej uprawy sosny [Jakubowska-Gabara 2004].

Grąd subkontynentalny *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* (związek *Carpinion betuli*)

Grąd subkontyntalny *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* na terenie Polesia Lubelskiego występuje w rozproszeniu [Fijałkowski i in. 1994; Izdebski, Popiołek 1983; Kozak 1967; Święs 1987; Urban 2000; Urban, Chmiel 1993] i związany jest z siedliskami leśnymi: las mieszany, las mieszany wilgotny, las świeży, las wilgotny. Drzewostan budują przede wszystkim gatunki drzew liściastych jak: dąb szypułkowy *Quercus robur* i grab zwyczajny *Carpinus betulus* (fot. 7). Domieszkę tworzy głównie sosna zwyczajna *Pinus sylvestris,* rzadziej występują: lipa drobnolistna *Tilia cordata,* brzoza brodawkowata *Betula pendula,* osika *Populus tremula,* klon zwyczajny *Acer platanoides* oraz niekiedy olcha czarna *Alnus glutinosa* i świerk pospolity *Picea abies*. Warstwę podszycia najczęściej tworzą: leszczyna pospolita *Corylus avellana* i kruszyna *Frangula alnus*, a także trzmielina brodawkowata *Euonymus verrucosa,* kalina koralowa *Viburnum opulus,* czeremcha pospolita *Padus avium* i rzadko wawrzynek wilczełyko *Daphne mezereum*. W runie rosną: gwiazdnica wielkokwiatowa *Stellaria holostea,* gajowiec żółty *Galeobdolon luteum,* marzanka wonna *Galium odoratum*, prosownica rozpierzchła *Milium effusum,* zawilec gajowy *Anemone nemorosa,* fiołek leśny *Viola reichenbachiana,* kopytnik pospolity *Asarum europaeum,* przytulia Schultesa *Galium schultesii*, turzyca palczasta *Carex digitata*, dąbrówka rozłogowa *Ajuga reptans,* perłówka zwisła *Melica nutans,*

przylaszczka pospolita *Hepatica nobilis*, konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*, starzec leśny *Stachys sylvatica*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* i podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, sałatnik leśny *Mycelis muralis*. Rzadko występują kokorycze – pusta i pełna *Corydalis cava* i *C. solida* oraz żywce gruczołowaty i cebulkowy *Dentaria glandulosa* i *D. bulbifera*, a także miodownik melisowaty *Melittis melisophyllum*, podkolan biały i zielonawy *Polatanthera bifolia* i *P. chlorantha*, listera jajowata *Listera ovata*, gnieźnik leśny *Neottia nidus-avis*, kruszczyk szerokolistny *Epipactis latifolia*, groszel wschodniokarpacki *Lathyrus laevigatus*, szczyr trwały *Mercurialis perennis*, żankiel zwyczajny *Sanicula europaea* i czerniec gronkowy *Actea spicata*. Zwarcie warstwy mchów nie przekracza 20-30%.

Fot. 7. Grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* w rezerwacie Czarny Las (fot. D. Urban)

Zespół *Tilio-Carpinetum* na terenie Polesia Lubelskiego wykazuje zmienność ekologiczną, która uwarunkowana jest przede wszystkim czynnikami edaficznymi. Można tu wyróżnić podzespoły: *Tilio-Carpinetum typicum* – grąd typowy, najbardziej pospolity i zróżnicowany florystycznie podzespół grądu na omawianym terenie, oraz *Tilio-Carpinetum stachyetosum silvaticae* – grąd niski, odznaczający się większym udziałem gatunków ze związku *Alno-Padion*.

Zbiorowiska lasów łęgowych ze związków *Alno-Ulmion*

Łęg wiązowo-jesionowy *Ficario-Ulmetum minoris*

Na wyższych tarasach, zalewanych tylko okresowo, w niektórych dolinach rzecznych Polesia Lubelskiego (a szczególnie w dolinie Bugu), w miejscach zwykle oddalonych od koryta

rzeki, występują łęgi jesionowo-wiązowe *Ficario-Ulmetum*. Są one związane z siedliskami bardzo żyznymi, odznaczającymi się stałym przepływem wód wgłębnych. Na Polesiu Lubelskim zbiorowisko to występuje jeszcze dość często, ale na małych powierzchniach. Drzewostan tych lasów budują: wiąz polny *Ulmus minor*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, dąb szypułkowy *Quercus robur*, olsza czarna *Alnus glutinosa*, klon zwyczajny *Acer platanoides* i niekiedy lipa drobnolistna *Tilia cordata*. W zależności od warunków lokalnych rola dębu, wiązu i jesionu może być różna i zmienna w czasie. Zwykle w dużych dolinach rzecznych rola jesionu jest większa. Warstwę bujnego podszytu tworzą czeremcha zwyczajna *Padus avium*, a także dereń świdwa *Cornus sanguinea*. W runie występują (często dość licznie) śledziennica skrętolistna *Chrysosplenium alternifolium*, ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna* (fot. 8), piżmaczek wiosenny *Adoxa moschatelina*, miodunka ćma *Pulmonaria obscura*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, bodziszek cuchnący *Geranium robertianum*, niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, chmiel *Cumulus lupulus*, a także czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, kulik zwisły *Geum rivale* i in. [Fijałkowski 1993; Urban, Wójciak 2002; Wawer, Urban 1999]. Znaczne obniżenie poziomu wód gruntowych prowadzi do procesu grądowienia tych łęgów. Zdaniem Głowackiego i in. [2002], do tego procesu przyczynia się także protegowanie dębów na siedlisku łęgów wiązowo-jesionowych.

Fot. 8. Fragment łęgu jesionowo-wiązowego *Ficario-Ulmetum* w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum*

Łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* należy do rozpowszechnionych na terenie Polesia Lubelskiego, ale tworzy na ogół małe skupienia, np. w nadleśnictwach Sobibór, Parczew, Chotyłów i w Poleskim Parku Narodowym [Fijałkowski 1993, 2007; Wawer, Urban 1999]. Charakteryzuje się dużym udziałem w warstwie drzew jesionu wyniosłego *Fraxinus excelsior*, olszy czarnej *Alnus glutinosa*, rzadziej brzozy omszonej *Betula pubescens* oraz w podszyciu czeremchy zwyczajnej *Padus avium* i kruszyny pospolitej *Frangula alnus.* Z roślin runa największe zwarcie osiągają: pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, malina właściwa *Rubus idaeus*, kuklik zwisły *Geum rivale*, niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* i śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa*. Rzadziej występują czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, bodziszek cuchnący *Geranium robertianum*, konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, nerecznica samcza *Dropteris filix-mas*.

Zbiorowiska łęgów nadrzecznych z klasy *Salicetea purpureae*

Zbiorowiska łęgów nadrzecznych z klasy *Salicetea purpureae* są charakterystyczne dla naturalnych niżowych dolin rzecznych. Na Polesiu Lubelskim występują głównie w dolinie Bugu (fot. 9). Fragmentarycznie rozwijają się także w dolinach mniejszych rzek, jak np. Krzna, Włodawka. Zbiorowiska z klasy *Salicetea purpureae* wykształcają się w miejscach bezpośrednio przylegających do koryta rzeki, w obrębie zalewów powierzchniowych, które są najważniejszym czynnikiem kształtującym te siedliska. W dolinie Bugu (po stronie polskiej) fragmenty lasów łęgowych występują zwykle w formie płatów o kształcie uwarunkowanym morfologią doliny. Rzadkie są stare, stabilne i dobrze wykształcone płaty tych fitocenoz.

Najniższy taras zalewowy tej doliny zajmują zarośla wierzbowe *Salicetum triandro-viminalis*. Występują one głównie na piaszczysto-ilastych madach rzecznych, niejednokrotnie po wycięciu łęgów wierzbowych *Salicetum albo fragilis* lub topolowych *Populetum albae*. Tworzą zwarty pas o szerokości od kilku do kilkudziesięciu metrów na krawędzi zalewowej, wzdłuż koryta rzeki. Tworzą je krzewiaste wierzby trójpręcikowa i wiciowa, *Salix triandra* i *S. viminalis*, rzadziej wierzby purpurowa i ostrolistna (wiklina) *S. purpurea* oraz *S. acutifolia.* Od strony rzeki wiklinom nadrzecznym towarzyszą często płaty zbiorowisk szuwarowych, np. zespół mozgi trzcinowatej *Phalaridetum arundinaceae*.

Wyżej położone poziomy tarasu zalewowego stanowią siedlisko drzewiastych łęgów wierzbowych *Salicetum albo-fragilis* (fot. 10) oraz topolowych *Populetum albae*. Łęgi

wierzbowe zachowały się w dolinie Bugu tylko fragmentarycznie. Drzewostan w tym zespole tworzą głównie wierzby – biała i krucha *Salix alba* i *S. fragilis*, rzadziej wierzba pięciopręcikowa *S. pentandra*. Runo jest bardzo bujne, a dominują w nim gatunki charakterystyczne dla łęgów: jeżyna popielica *Rubus caesius*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, przytulia czepna *Galium aparine*, mozga trzcinowata *Phalaris arundinacea*, starzec błotny *Stachys palustris*, a także pnącza – kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium* i chmiel zwyczajny *Humulus lupulus.* Występują także gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i inne. W niektórych płatach *Salicetum albo-fragilis* zaznacza się udział gatunków ze związku *Ulmenion minoris*, takich jak: wiąz pospolity *Ulmus minor* i jabłoń domowa *Malus domestica* oraz grusza pospolita *Pyrus communis*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*, dereń świdwa *Cornus sanginea*, kalina koralowa *Viburnum opulus*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, a także podrosty olszy czarnej *Alnus glutinosa*, wierzby pięciopręcikowej *Salix pentandra* i jesiona wyniosłego *Fraxinus excelsior* (np. okolice Zbereża) [Urban, Wójciak 2002].

Fot. 9. Zbiorowiska łęgów nadrzecznych z klasy *Salicetea purpureae* w dolinie Bugu, okolice Kodnia (fot. D. Urban)

Fot. 10. Łęgi wierzbowe *Salicetum albo-fragilis* w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Łęg topolowy *Populetum albae* wykształcił się w najwyżej wyniesionych partiach terasy dennej, gdzie zachodzi proces madotwórczy. Jest zalewany znacznie rzadziej niż łęg wierzbowy *Salicetum albo-fragilis.* Drzewostan budują gatunki charakterystyczne zespołu – topole *Populus alba* i *P. nigra*, a także szara *Populus* × *canescens.* W warstwie krzewów najczęściej występują: wierzba wiciowa *Salix viminalis*, szakłak świdwa *Cornus sanguinea*, szakłak pospolity *Rhamnus cathartica* i trzmielina pospolita *Euonymus europaea.* W runie rosną: bluszczyk kurdybanek *Glechoma hederacea*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, jeżyna popielica *Rubus caesius*, skrzyp polny *Equisetum arvense*, przytulia czepna *Galium aparine* i bylica piołun *Artemisia vulgaris* [Urban, Wójciak 2002].

Łęgom nadrzecznym towarzyszą często płaty zbiorowisk welonowych – *Cuscuto-Calystegietum sepium, Urtico-Calystegietum sepium, Calystegio-Epilobietum hirsuti*. Stanowią one naturalne przejście między zbiorowiskami szuwarowymi (np. *Phalaridetum arundinaceae*) występującymi od strony wody a zaroślami i łęgami wierzbowymi od strony lądu (zespoły – *Salicetum albo-fragilis, Salicetum triandro-viminalis*). Występują w nich często: kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium*, kanianka pospolita *Cuscuta europaea*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, przytulia czepna *Galium aparine*, rdestówka zaroślowa *Fallopia dumentorum*,

jeżyna popielica *Rubus caesius*, chmiel zwyczajny *Humulus lupulus*, oset kędzierzawy *Carduus crispus*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, kozłek lekarski *Valeriana officinalis*, wierzbownica kosmata *Epilobium hirsutum*. W ostatnich latach w zbiorowiskach welonowych, a także ziołoroślach towarzyszących łęgom pojawiają się gatunki obcego pochodzenia, np. kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* oraz nawłocie *Solidago* spp. [Urban, Wójciak 2002].

Nadrzeczne łęgi wierzbowe *Salicetum albo-fragilis* (*Salicetum albae*), a także łęgi topolowe *Populetum albae* są trwałymi ekosystemami leśnym. Pod względem pochodzenia łęgi zalicza się do zespołów autogenicznych naturalnych, co oznacza, że wykształcają się one pod wpływem czynników całkowicie niezależnych od człowieka i zwykle antropogenicznie zmniejszają swój zasięg. Lokalnie na dynamikę tych fitocenoz ma wpływ bóbr europejski (zgryzanie wierzb). Proces odlesiania doliny Bugu trwał kilka wieków i został zahamowany stosunkowo niedawno. Nadrzeczne łęgi wierzbowo-topolowe (zwłaszcza po stronie polskiej) zajmują obecnie niewielką powierzchnię. Dobrze wykształcone lasy łęgowe i zarośla wierzbowe należą do rzadkości, a dość duży areał stanowią młodsze, inicjalne stadia lasów łęgowych, tj. zarośla wiklinowe porastające brzegi akumulacyjne i niektóre wyspy. Na siedliskach po wykarczowanych łęgach występują obecnie łąki, pastwiska i murawy.

Nieodwracalne zmiany w lasach łęgowych wywołuje ich odcięcie od cyklicznych zalewów, a do szczególnie groźnych należą wąskie obwałowania doliny [Urban i Wójciak 2002]. Duże zmiany w tych fitocenozach związane są także z rolniczym zagospodarowaniem terenów doliny. Intensywny wypas prowadzony na siedliskach łęgów jest przyczyną zanikania niektórych płatów tych zbiorowisk. Zmiany strukturalne i funkcjonalne łęgów powodowane są także karczowaniem łęgów w celu pozyskania drewna na opał lub udrożnienia koryta rzeki. W niektórych płatach obserwuje się wycinanie młodych wierzb na faszynę (np. okolice Stulna). Innym zagrożeniem jest synantropizacja łęgów związana z turystycznym i rekreacyjnym użytkowaniem doliny Bugu. W ostatnich latach w dolinie Bugu (np. okolice Stulna) zakładane są plantacje wierzby energetycznej, a niektóre aluwia są obsadzane obcą dendroflorą, np. wierzbą ostrolistną *Salix acutifolia* [Urban, Wójciak 2002].

Jeszcze innym zagrożeniem jest neofityzacja. Zjawisko to objawia się wnikaniem do naturalnych fitocenoz gatunków roślin z odległych geograficznie obszarów. Proces ten zachodzi we wszystkich naturalnych fitocenozach, a najbardziej uwidacznia się w zbiorowiskach związanych z dolinami rzecznymi. Do szczególnie ekspansywnych gatunków pojawiających się na siedliskach łęgów nadrzecznych (zwłaszcza w dolinie Bugu) należy klon jesionolistny *Acer negundo*.

Zbiorowiska olsów z klasy *Alntetea glutinosae*

Zbiorowiska z klasy *Alnetea glutinosae* na Polesiu Lubelskim są reprezentowane przez zbiorowiska zaroślowe (zespoły: *Salicetum pentandro-cinereae* i *Betulo-Salicetum repentis*) oraz leśne (zespoły: *Ribeso nigri-Alnetum* i *Sphagno squarrosi-Alnetum*).

Zespół *Salicetum pentandro-cinereae* występuje na obrzeżach niektórych jezior, w obniżeniach terenu, okresowo podtapianych wodą, a także w starych spłyconych torfiankach oraz wzdłuż rowów i kanałów melioracyjnych. Nad jeziorami dystroficznymi i mezotroficznymi rozwija się na otaczającej je splei. Zbiorowisko to charakteryzuje się bardzo dużym pokryciem (do 90%) wierzby szarej *Salix cinerea.* Domieszkę stanowią: olsza czarna *Alnus glutinosa,* brzoza omszona *Betula pubescens,* kruszyna pospolita *Frangula alnus*, wierzby pięciopręcikowa i czarniawa *Salix pentandra* i *S. myrsinifolia*, rzadko brzoza niska *Betula humilis.* Runo jest słabo rozwinięte i osiąga pokrycie do 60%. Miejscami występuje bujna warstwa mszaków. Z roślin zielnych najczęściej rosną gatunki szuwarowe z klasy *Phragmitea,* np. turzyca błotna *Carex acutiformis,* kosaciec syberyjski *Iris pseudacorus*, gorysz błotny *Peucedanum palustre*, olsowe z klasy *Alntetea glutinosae*, np. zachylnik błotny *Thelypteris palustris*, trzcinnik lancetowaty *Calamagrostis canescens* i turzyca długokłosa *Carex elongata*. Niektóre płaty odznaczają się dużym udziałem siedmiopalecznika błotnego *Comarum palustre.* W warstwie mszaków na siedliskach mezotroficznych występują: próchniczek błotny *Aulacomium palustre,* mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata,* sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus*, a na siedliskach żyznych o odczynie obojętnym drabik drzewkowaty *Climacium dendroides* [Fijałkowski 1965, 2002, 2007; Fijałkowski i in. 1984, 1994; Fijałkowski, Urban 1997; Łuczycka-Popiel, Urban 1995; Urban 1992, 1998; Urban, Chmiel 1993; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1993a, b, 1998; Wawer, Urban 1999].

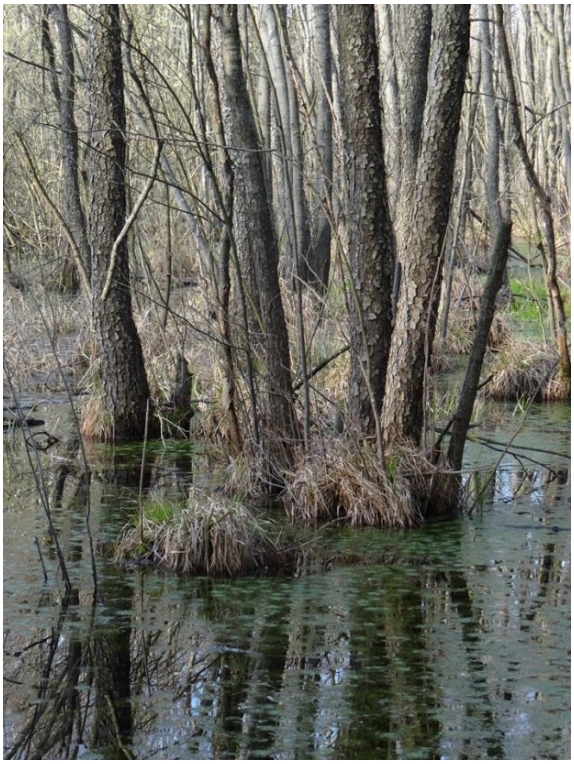
Zespół *Betulo-Salicetum repentis* występuje na glebach torfowych torfowisk niskich, rzadziej przejściowych. Tworzą go niskie zarośla brzozy omszonej *Betula humilis* i wierzby rokity *Salix repens* subsp. *rosmarinifolia*, w domieszce rosną brzozy omszona i brodawkowata *Betula pubescens* i *B. pendula,* wierzby szara i pięciopręcikowa *Salix cinerea* i *S. pentandra,* bardzo rzadko (na torfowiskach przejściowych) wierzby lapońska i borówkolistna *Salix lapponum* i *S. myrtilloides.* Na torfowiskach przejściowych w warstwie roślinności zielnej spotykane są najczęściej gatunki z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (np. mietlica psia *Agrostis canina,* turzyce siwa i nitkowata *Carex canescens* i *C. lasiocarpa,* siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*, wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium*, żurawina błotna *Oxycoccus palustris*), a w warstwie mszaków głównie torfowce (np. torfowce błotny

i nastroszony *Sphagnum palustre* i *S. squarrosum*). W płatach zespołu występujących na torfowiskach niskich często dominują gatunki szuwarowe z klasy *Phragmitetea*, a zwłaszcza ze związku *Magnocaricion* (np. turzyca tunikowa *Carex appropinquata*, gorysz błotny *Peucedanum palustre*), a także łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, wśród których przeważa trzęślica modra *Molinia caerulea*. Warstwę mszaków tworzą: mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata*, złotnik suchy *Campyliadelphus chrysophyllus* i drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*. Niekiedy na skraju niektórych płatów tego zespołu pojawiają się rzadkie i objęte ochroną prawną gatunki, takie jak: goździk pyszny *Dianthus superbus*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum* [Fijałkowski 2002, 2007; Fijałkowski i in. 1994; Fijałkowski, Urban 1997; Urban i in. 1993a, b, 1998; Wawer, Urban 1999].

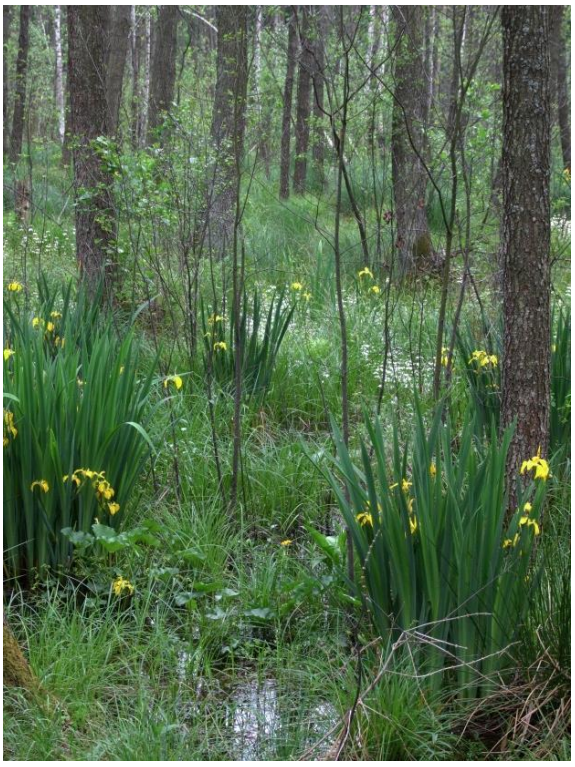
Ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* zajmuje na terenie Polesia Lubelskiego dużą powierzchnię i jest związany przeważnie z glebami torfowymi torfowisk niskich, murszowo- i mułowo-torfowymi, a także czarnymi ziemiami. Występuje w lokalnych obniżeniach terenu, silnie podtopionych, zwłaszcza w okresie wiosennym (fot. 11, 12). Charakteryzuje się strukturą kępkowo-dolinkową i mozaikowym układem roślinności związanym z okresowo stagnującą wodą. Kępy zajmuje odroślowa olsza czarna *Alnus glutinosa*, a domieszkę tworzą brzoza omszona *Betula pubescens* i niekiedy jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*. Rzadko występują topola osika *Populus tremula*, świerk pospolity *Picea abies* i dąb szypułkowy *Quercus robur* [Kozak 1967]. Warstwa podszytu jest słabo rozwinięta i składa się z podrostu olszy czarnej *Alnus glutinosa* oraz krzewów kruszyny pospolitej *Frangula alnus*, wierzby szarej *Salix cinerea*, jarząbu pospolitego *Sorbus aucuparia*, a także miejscami porzeczki czarnej *Ribes nigrum* – gatunku charakterystycznego zespołu. Na szczytach kęp pojawiają się nieliczne gatunki borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea* i grądowe z klasy *Querco-Fagetea* (głównie siódmaczek leśny *Trientalis europaea* i borówka czernica *Vaccinium myrtillus*, czworolist pospolity *Paris quadrifolia*, konwalijka dwulistna *Majanthemum bifolium*). W silnie uwodnionych dolinkach występują gatunki z klasy *Alnetea glutinosae* (turzyca długokłosa *Carex elongata*, karbieniec pospolity *Lycopus europaeus*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, zachylnik błotny *Thelypteris palustris* i rzadko nerecznica grzebieniasta *Dryopteris cristata*), a także bardzo licznie szuwarowe z klasy *Phragmitetea* (turzyce błotna i zaostrzona *Carex acutiformis* i *C. gracilis*, kosaciec żółty *Iris pseudacorus*, trzcina pospolita *Phragmites australis*), łąk okresowo wilgotnych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (np. kuklik zwisły *Geum rivale*, śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa*), bagienne z klasy *Scheuchzerio-Caricetea*

nigrae (czermień błotna *Calla palustris*, siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*, bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, tojeść bukietowa *Lysimachia thyrsiflora*, mietlica psia *Agrostis canina*). W płatach olsu, w których woda pomiędzy kępami stagnuje przez większość roku, rozwijają się zbiorowiska wodne z klasy *Lemmnetea minoris* (głównie z dominacją rzęs – drobnej i trójrowkowej *Lemna minor* i *L. trisulca*) oraz rzadziej *Potametea* (zespół okrężnicy bagiennej *Hottonietum palustris*) [Fijałkowski 1965; Fijałkowski i in. 1993, 1984, 1994; Urban 1992; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1998].

W podsuszonych partiach olszyn zbliżonych florystycznie i ekologicznie do zbiorowisk łęgowych i grądowych występują gatunki z klasy *Querco-Fagetea* (np. czeremcha zwyczajna *Padus avium*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, śledziennica skrętolistna *Chrysosplenium alternifolium*, gajowiec żółty *Galeobdolon luteum*). Warstwę mszaków najczęściej tworzą: sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus* i mokradłoszka kończysta *Caliergonella cuspidata* (w dolinkach), drabik drzewkowaty *Climacium dendroides* i płonnik pospolity *Polytrichum commune* (na kępkach) [Fijałkowski 1965; Fijałkowski i in. 1993, 1984, 1994; Urban 1992; Urban, Chmiel 1993; Urban i in. 1998].



Fot. 11. Ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)



Fot. 12. Ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* w Nadleśnictwie Sobibór (fot. D. Urban)

Ols torfowcowy *Sphagno squarrosi-Alnetum* występuje rzadko na terenie Polesia Lubelskiego, głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, rzadziej w Obniżeniu Dubienki.

Zajmuje uboższe pod względem troficznym siedliska niż *Ribeso nigri-Alnetum*, głównie torfowiska przejściowe, rzadziej torfowiska niskie. Siedliska te są jednak bardziej podmokłe i dłużej podtopione. W warstwie drzew dominuje olsza czarna *Alnus glutinosa*, a domieszkę stanowią brzozy omszona oraz brodawkowata *Betula pubescens* oraz *B. pendula*, rzadziej sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, świerk *Picea abies* i dąb bezszypułkowy *Quercus petraea*. W warstwie podszytu główną rolę odgrywa kruszyna pospolita *Frangula alnus*, w niektórych płatach także wierzba szara *Salix cinerea* i jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*. Wśród roślinności zielnej najczęściej występują: turzyca dzióbkowata, pospolita, błotna *Carex rostrata*, *C. nigra*, *C. acutiformis*, zachylnik błotny *Thelypteris palustris*, gorysz błotny *Peucedanum palustre*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, trzcinnik lancetowaty *Calamagrostis canescens*, a także trzęślica modra *Molinia caerulea* i przytulia bagienna *Galium uliginosum*. Warstwę mszaków tworzą głównie torfowce: nastroszony i błotny *Sphagnum squarrosum* i *S. palustre*, mniej liczne są drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*, mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata* i sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus* [Fijałkowski i in. 1993, 1994; Święs 1987; Urban i in. 1998].

Zbiorowisko *Betula pubescens-Betula pendula*

Zbiorowisko *Betula pubescens-Betula pendula* występuje na glebach torfowych i torfowo-murszowych, rzadziej na torfowo-murszowych niecałkowitych. Drzewostan tworzy tu głównie brzoza omszona *Betula pubescens*, w domieszce występują: brzoza brodawkowata *Betula pendula*, olsza czarna *Alnus glutinosa* i sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*. W podszyciu największy udział mają: wierzba szara *Salix cinerea*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*, dereń świdwa *Cornus sanguineus* i dąb szypułkowy *Quercus robur*. W runie najczęściej występują np. zachylnik błotny *Thelypteris palustris*, przytulia błotna *Galium palustre*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, tarczyca pospolita *Scutellaria galericulata*, gorysz błotny *Peucedanum palustre*, trzcina pospolita *Phragmites australis*, rzadziej turzyca długokłosa *Carex elongata*, kosaciec żółty *Iris pseudacorus*, groszek błotny *Lathyrus palustris*, czermień błotna *Caltha palustris*, ostrożeń błotny *Cirsium palustre*, starzec bagienny *Senecio paludosus*, trzęślica modra *Molinia caerulea*, sporadycznie – skrzyp bagienny *Equisetum fluviatile* i jaskier wielki *Ranunculus lingua*. W warstwie mchów najczęściej rosną: drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*, mokradłoszka zaostrzona *Calliergonella cuspidata*, sierpowiec zakrzywiony *Drepanocladus aduncus*, znacznie rzadziej torfowce nastroszony i błotny *Sphagnum squarrosum* i *S. palustre*. Według Pałczyńskiego [1975], lasy brzozowe na

torfowiskach niskich mają charakter olsowy, ale zachowują wyraźną odrębność florystyczno-ekologiczną. W miarę oligotrofizacji środowiska, zależnej od położenia lasu, pojawiają się gatunki roślin torfowisk wysokich i zespół brzeziny stopniowo przekształca się w bór bagienny. Zdaniem Sokołowskiego [1980], brzezina moczarowa jest młodocianą, przejściową postacią zespołu *Thelypteridi-Betuletum* rozwijającego się na torfowiskach, na których zaniechano wykaszania roślinności zielnej.

Rzadkie i objęte ochroną prawną gatunki roślin

W zbiorowiskach leśnych i zaroślowych Polesia Lubelskiego odnotowano stanowiska rzadkich i objętych ochroną prawną gatunków roślin, np. brzoza niska *Betula humilis*, wierzby lapońska i borówkolistna *Salix lapponum* i *S. myrtilloides*, wawrzynek wilczełyko *Daphne mezereum*, lilia złotogłów *Lilium martagon*, rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*, buławniki czerwony i wielkokwiatowy *Cephalanthera rubra* i *C. damasonium*, obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi*, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum*, podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum*, widlicz spłaszczony *Diphasiastrum complanatum*, widłak goździsty i jałowcowaty *Lycopodium clavatum* i *L. annotinum*, wroniec widlasty *Huperzia selago*, pomocnik baldaszkowy *Chimaphila umbellata*, orlik pospolity *Aquilegia vulgaris*, tojad dzióbaty *Aconitum variegatum*, groszek błotny i wschodniokarpacki *Lathyrus palustris* i *L. laevigatus*, zimoziół północny *Linnaea borealis*, parzydło leśne *Aruncus sylvestris*, pluskwica europejska *Cimicifuga europaea*, gnieźnik leśny *Neottia nidus-avis*, kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine*, listera jajowata *Listera ovata*, podkolan biały i zielonawy *Platanthera bifolia* i *P. chlorantha*, turówka leśna *Hierochloë australis*, naparstnica zwyczajna *Digitalis grandiflora*, miodownik melisowaty *Melittis melissophyllum*, bagno zwyczajne *Ledum palustre*, gruszyczka okrągłolistna, średnia i zielonawa *Pyrola rotundifolia*, *P. media* i *P. chlorantha*, gruszycznik jednokwiatowy *Moneses uniflora* i modrzewnica zwyczajna *Andromeda polifolia*.

Siedliska przyrodnicze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej

Na terenie Polesie Lubelskiego występują następujące leśne siedliska przyrodnicze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej:

- 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*).
- 91D0* Bory i lasy bagienne.
- 91E0* Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incnae*).

- 91I0* Ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*).
- 91T0 Śródlądowy bór chrobotkowy.

Piśmiennictwo

1. Chmielewski Sz., Urban D. 2008. Zastosowanie cyfrowej ortofotomapy do analizy struktury szaty roślinnej na przykładzie rezerwatu przyrody „Trzy Jeziora". Problemy Ekologii Krajobrazu, 21, 177-191.
2. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A. 2019. Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość. Monografia naukowa. Wydawca Poleski Park Narodowy, współpraca: Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa; TAXUS UL; Warszawa.
3. Dajdok Z., Pawlaczyk P. 2009. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, ss. 167.
4. Fijałkowski D. 1960. Stosunki geobotaniczne torfowiska „Dubeczno" koło Włodawy. Roczn. Nauk Roln., ser. A, 80, 449-494.
5. Fijałkowski D. 1963. Szata roślinna Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 65-88.
6. Fijałkowski D. 1965. Zbiorowiska wodno-torfowiskowe rezerwatu Świerszczów koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 20, 179-194.
7. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wydawnictwo UMCS, Lublin, ss. 303.
8. Fijałkowski D. 1993. Lasy Lubelszczyzny. LTN, Lublin, ss. 252.
9. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. LTN, Lublin, ss. 366.
10. Fijałkowski D., Andrijenko T., Onyszczenko W., Święs F., Urban D. 2002. Ekosystemy lądowe – leśne, kserotermiczne i synantropijne Polesia (flora i fitocenozy). [W:] red. Radwan S. i in., Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, 147-177.
11. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1982. Roślinność i zbiorowiska rezerwatu Jezioro Brzeziczno. Ann. UMCS, s. C, 37, 23, 272-290.
12. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E., Urban D. 1984. Zbiorowiska roślinne rezerwatu Jezioro Brudzieniec. Ann. UMCS, s. C, 39, 111-119.
13. Fijałkowski D., Karczmarz K., Wólczyńska R. 1994. Zmiany szaty roślinnej Bagna Dubeczyńskiego w okresie 35 lat (1958-1993). Ann. UMCS, s. C, 49, 101-118.

14. Fijałkowski D., Kozak K. 1970. Roślinność rezerwatu „Torfowisko nad Jeziorem Czarnym Sosnowickim". Ann. UMCS, s. C, 25, 213-241.
15. Fijałkowski D., Urban D. 1997. Szata roślinna obiektu wodno-torfowiskowego „Uściwierzek" i jej przekształcenia. Ann. UMCS, s. C, 52, 119-143.
16. Fijałkowski D., Urban D., Baryła R. 1997. Szata roślinna obiektu leśno-torfowiskowego Rogóźno. Ann. UMCS, s. C, 52, 145-168.
17. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993a. Roślinność projektowanego rezerwatu jezioro Orchowo na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 68-80.
18. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993b. Roślinność projektowanego rezerwatu Sobibór koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 48, 81-91.
19. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1993c. Roślinność projektowanego rezerwatu Brudno na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 48, 93-103.
20. Fijałkowski D., Wawer M., Pietras T. 1994. Roślinność rezerwatu Żółwiowe Błota koło Włodawy. Ann. UMCS, s. C, 49, 152-170.
21. Głowacki Z., Marciniuk P., Wierzba M., Gold W., Urban D., Zahulsky M. 2002. Ogólna charakterystyka szaty roślinnej. [W:] Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K.H. (red.), Rzeka Bug – korytarz ekologiczny. IUCN Office for Central Europe, 53-67.
22. Grodzieńska W. 1932. Materiały do poznania składu chemicznego torfowiska poleskich. Cz. I. [W:] Materiały do poznania gleb polskich, t. 2. Prace Wydziału Gleboznawczego Instytutu w Puławach.
23. Grodzieńska W. 1934. Materiały do poznania składu chemicznego torfowiska poleskich. Cz. II. Torfy północnego i południowo-zachodniego Polesia. [W:] Materiały do poznania gleb polskich, t. 3. Prace Wydziału Gleboznawczego Instytutu w Puławach, 151-280.
24. Herbichowa M., Potocka J., Kwiatkowski W. 2004. *91D0 Bory i lasy bagienne. [W:] J. Herbich (red.), Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, t. 5, 171-202.
25. Izdebski K., Fijałkowski D. 2002. Ekosystemy Poleskiego Parku Narodowego. Ekosystemy zaroślowe i leśne. [W:] S. Radwan (red.), Poleski Park Narodowy. Morpol, Lublin, 174-199.
26. Izdebski K., Popiołek K. 1984. Charakterystyka geobotaniczna projektowanego rezerwatu leśnego „Czarny Las". Folia Societat., 26, Biol. 1, 51-57.

27. Jakubowska-Gabara J. 2004. *Ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*). [W:] J. Herbich (red.), Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, t. 5, 259-254.
28. Karczmarz K., Sokołowski W. 1988. Roślinność torfowiskowa rezerwatu Jezioro Obradowskie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 58, 103-117.
29. Kozak K. 1966. Bory Nadleśnictwa Parczew. Ann. UMCS, s. C, 21, 313-342.
30. Kozak K. 1967. Olsy, grądy i bory mieszane Nadleśnictwa Parczew. Ann. UMCS, s. C, 22, 330-358.
31. Kulczyński S. 1940. Torfowiska Polesia, t. 1 i 2. Kraków.
32. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995a. Roślinność projektowanego rezerwatu Bilsko w Obniżeniu Dorohuckim na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C., 50, 243-266.
33. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995b. Zbiorowiska roślinne Uroczyska Jezioro koło Dorohuczy na Polesiu Lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 50, 113-132.
34. Marek S. 1965. Biologia i stratygrafia torfowisk olszynowych w Polsce. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 57, 5-264.
35. Matuszkiewicz J.M. 2008. Zespoły leśne Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
36. Matuszkiewicz W. 1947. Zespoły leśne południowego Polesia. Ann. UMCS, s. E, 2, 69-138.
37. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, ss. 536.
38. Matuszkiewicz J.M. 2002. Zespoły leśne Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, ss. 357.
39. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and Pteridophytes od Poland a checklist. W. Szafer Inst. Of Botany, Polish Academy of Scienes, Kraków, ss. 442.
40. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of polish mosses – Katalog mchów Polski. Polish Academy of Science, Institute of Botany, Kraków, ss. 372.
41. Pałczyński A. 1975. Bagna Jaćwieskie (pradolina Biebrzy): zagadnienia geobotaniczne, paleofitosocjologiczne i gospodarcze. PWN, Warszawa.
42. Radwan S. (red.). 2002. Poleski Park Narodowy, monografia przyrodnicza. Wydaw. Morpol, Lublin, ss. 372.
43. Sokołowski A.W. 1980. Zbiorowiska leśne północno-wschodniej Polski. Monographiae botanicae, ss. 205
44. Święs F. 1987. Zbiorowiska roślinne rezerwatu Królowa Droga. Ann. UMCS, s. C, 42, 19-36.

45. Tobolewski Z. 1963. Materiały do znajomości borów chrobotkowych północno-zachodniej Polski. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 12, 193-211.
46. Urban D. 1992. Waloryzacja przyrodnicza rezerwatu „Torfowisko przy Jeziorze Czarnym". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
47. Urban D. 2000. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego „Cichy Kąt". Szata roślinna. Pokrywa glebowa. Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
48. Urban D. 2001. Walory przyrodnicze i problemy ochrony rezerwatu przyrody Jezioro Orchowe (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Inżynieria Ekologiczna, 5, 150-157.
49. Urban D., Chmiel S. 1993. Dokumentacja przyrodnicza rezerwatu przyrody „Świerszczów". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Chełmie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
50. Urban D., Chmiel S., Pałka K., Piotrowska M., Wojciechowska W. 1994. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Torfowisko Dubeczyńskie". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
51. Urban D., Łuczycka-Popiel A., Piotrowska M., Staniec B., Chmiel S., Kowalik A. 1993a. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu „Bilsko". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
52. Urban D., Łuczycka-Popiel A., Piotrowska M., Staniec B., Chmiel S., Kowalik A. 1993b. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego„ Uroczysko Jezioro". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie. Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
53. Urban D., Paszczuk W., Chmiel S., Borowiec J., Potakiewicz G., Michalak L. 1997. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Torfowisko przy jeziorze Czarnym". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).
54. Urban D., Paszczuk W., Chmiel S., Wójciak H., Potakiewicz G., Michalak L. 1998. Plan ochrony rezerwatu przyrody „Jezioro Orchowe". Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, Oddział w Lublinie, Urząd Wojewódzki w Lublinie, Wydział Ochrony Środowiska (maszynopis).

55. Urban D., Sender J., Wójciak H. 2018. Floristic and phytoscologic of mid-field swamps in Eastern Poland. 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference, 18, 5.2, 437-444.
56. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] Rzeka Bug – korytarz ekologiczny (red. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K.H.). IUCN Office for Central Europe, 96-112.
57. Urban D., Wójciak H. 2011. Characteristis of plant communities of the western part of the Garbatówka bog (Łęczna-Włodawa-Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 8, 210-224.
58. Urban D., Wójciak H. 2013. Floristic and phytosociological values of lidfield and midforest peatbogs (Łęczna-Włodawa plain, Dorohucza Depression). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 10, 469-480.
59. Urban D., Wójciak H. 2017. Dokumentacja przyrodnicza projektowanego rezerwatu Sugry koło Kodnia. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie (maszynopis).
60. Wawer M., Urban D. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej. [W:] Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona (red. Wojciechowska W.). Wyd. KUL, Lublin, 101-117.
61. Węgrzyn M., Masłowska M. 2010. 91T0 Śródlądowy bór chrobotkowy. [W:] Mróz W. (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, 295-311.
62. Wójciak H., Urban D. 2012. *Cladonio-Pinetum* forests near Kodeń – their natural values and need for protection. [W:] Lipnicki L. (red.), Lichen protection Lichen protected species. The University of Physical Education, Faculty of Physical Culture in Gorzów Wielkopolski, Laboratory of Biology and Nature Protection, Regional Directorate National Forests Zielona Góra, Forest Inspectorate in Lubsko, Forest Promotional Complex Bory Lubuskie, Polish Botanical Society – Lichenological Section, 163-172.

Mariusz Kulik, Danuta Urban, Ryszard Baryła

6.4. Ekosystemy łąkowe

6.4.1. Wstęp

Zbiorowiska roślinności trawiastej są fitocenozami wtórnymi ukształtowanymi głównie w wyniku działalności człowieka. Powstały w miejscu osuszonych torfowisk i wykarczowanych lasów, najczęściej na obszarach nienadających się pod uprawę płużną. Ich struktura oraz skład gatunkowy uwarunkowane są czynnikami antropogenicznymi, takimi jak koszenie i wypas. Do zbiorowisk trawiastych zaliczane są łąki i pastwiska, a także murawy kserotermiczne, niektóre murawy psammofilne i solniska. Do siedlisk naturalnych należą wysokogórskie murawy występujące w piętrze halnym oraz niektóre niżowe zbiorowiska bagienne, aluwialne i murawowe [Załuski 2005].

Łąki na terenie Polesia Lubelskiego występują głównie w dolinach rzek (Bug, Tyśmienica, Piwonia, Mietiułka, Włodawka, Tarasinka, Krzemianka, Hanna, Ochoża, Bobrówka), na kilkunastu dużych kompleksach torfowisk niskich (m.in. Krowie Bagno, Łąki Zienkowskie, Łąki Orłowskie, Garbatówka, Bagno Bubnów, Bagno Staw, Łąki Sokole) oraz też na torfowiskach otaczających jeziora (m.in. Uściwierz, Bikcze, Nadrybie).

Największą powierzchnię zajmują półnaturalne zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (fot. 1-3). Na siedliskach wilgotnych i mokrych spotykane są zespoły z rzędu *Molinietalia caeruleae*, natomiast na siedliskach świeżych – z rzędu *Arrhenatheretalia*, zwykle użytkowane kośnie lub pastwiskowo. W rowach melioracyjnych i kanałach oraz lokalnych obniżeniach terenu wykształcają się płaty roślinności szuwarowej z klasy *Phragmitetea*, a także torfowisk niskich i przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. W niektórych rowach i kanałach, a także rozlewiskach występuje roślinność wodna z klas *Lemnetea, Potametea* i rzadziej *Charetea.* Nieużytkowane łąki (brak koszenia i wypasu) porastają zbiorowiska zaroślowe z udziałem wierzb – zespół *Salicetum pentandro-cinereae,* rzadziej *Betulo-Salicetum repentis* z przewagą brzozy niskiej *Betula humilis* i wierzby rokity *Salix rosmarinifolia* [Baryła, Urban 1999, 2002; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Fijałkowski, Urban 1997; Gawlik, Urban 2003; Urban, Wójciak 2011, Wawer, Urban 1999].

Fot. 1. Mozaika łąk wilgotnych i świeżych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (fot. M. Kulik)

Fot. 2. Mozaika łąk wilgotnych i świeżych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Fot. 3. Mozaika łąk wilgotnych i świeżych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* z dużym udziałem *Viscaria vulgaris* – dolina Bugu (fot. D. Urban)

6.4.2. Materiały

Analizę zbiorowisk łąkowych przeprowadzono w oparciu o dane literaturowe (materiały publikowane i dostępne niepublikowane), materiały kartograficzne, a przede wszystkim w oparciu badania terenowe prowadzone głównie w latach 2006-2018. Nazewnictwo fitosocjologiczne i terminologię stosowaną w opracowaniu przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], a nomenklaturę roślin naczyniowych za Mirkiem i in. [2002].

Badania zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych na obszarze Polesia Lubelskiego prowadzili m.in.: Baryła [1975], Baryła i in. [2004, 2005], Baryła, Urban [1999, 2002], Fijałkowski [1967], Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska [1990], Fijałkowski i in. [2000, 1997], Fijałkowski, Urban [1997], Gajda [1987, 1997], Jargiełło [1973, 1976], Kulik [2013, 2014, 2018], Kulik i in. [2016, 2017, 2018, 2020], Łuczycka-Popiel [1990], Łuczycka-Popiel, Urban [1995a, b], Urban [2008-2015], Urban, Grzywna [2004, 2017], Urban i in. [2006], Urban, Wójciak [2002, 2011], Wawer, Urban [1999], Wawer i in. [2002].

6.4.3. Retrospekcja

Stan zbiorowisk łąkowych uzależniony jest od zróżnicowania warunków siedliskowych oraz od użytkowania lub jego zaniechania. Badania przeprowadzone na terenie Polesia Lubelskiego wskazują na zmniejszenie powierzchni zbiorowisk łąkowych [Weigle 2014]. Dotyczy to zwłaszcza Łąk Zienkowskich i Lejnowskich. W miejscach, gdzie podniesiono

poziom wód gruntowych, pojawiły się zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea* oraz zarośla wierzbowe z klasy *Alnetea glutinosae*. Na niektórych kwaterach dużą powierzchnię zajmują zbiorowiska terofitów z klasy *Bidentetea tripartiti* (zespół *Polygono-Bidentetum*). Bardzo dużą powierzchnię na kompleksach takich jak Łąki Zienkowskie czy Orłowskie zajmują łąki śmiałkowe (zbiorowisko z *Deschampsia caespitosa*). Zmniejszeniu uległa powierzchnia łąk świeżych ze związku *Arrhenatherion*. Przykładem jest Poleski Park Narodowy, gdzie łąki świeże zajmują ubogie siedliska, bardzo często tworząc mozaikę z murawami piaskowymi. Brak nawożenia i opóźniony termin koszenia powoduje przekształcenia w kierunku zbiorowisk murawowych z dominacją *Agrostis vulgaris*. Ze względu na spadek pogłowia zwierząt gospodarskich i brak wypasu znacznie zmniejszyła się również powierzchnia zbiorowisk pastwiskowych – zespół *Lolio-Cynosuretum* (fot. 4).

Fot. 4. Wypas bydła białogrzbietego na żyznym pastwisku, Jamniki (fot. M. Kulik)

Wskutek zarastania i braku koszenia zmniejszyła się także powierzchnia zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych *Selino-Molinietum* oraz ostrożeniowych *Cirsietum rivulare*, występujących głównie na Bagnie Bubnów i Bagnie Staw.

Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe klasyfikowane do zespołu *Selino-Molinietum* W. Koch 1926 należały niegdyś do często spotykanych fitocenoz Lubelszczyzny [Fijałkowski

1966, 1967; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. W obrębie kompleksu torfowiskowego Krowie Bagno jeszcze w latach 60. ubiegłego stulecia były dominującym typem fitocenozy. Zajmowały blisko połowę powierzchni [Jargiełło 1973, 1976] tego największego na Polesiu Lubelskim zmeliorowanego kompleksu torfowisk (ok. 3500 ha). Powierzchnię łąk trzęślicowych Jargiełło [1973] szacował na 2150 ha. Od tego czasu obszar zajmowany przez to zbiorowisko znacznie się zmniejszył [Fijałkowski i in. 2000; Buczek, Urban 2004, 2008]. Współczesną powierzchnię łąk z dominacją trzęślicy modrej oceniono na nie więcej niż 260 ha [Buczek, Urban 2004].

W wyniku zaniechania użytkowania, a nawet zbyt intensywnego wypasu zanikła również część łąk trzęślicowych w pobliżu jeziora Uściwierz [Kulik 2014]. Chociaż zasięg łąk zmiennowilgotnych zmniejszył się istotnie, to w wielu miejscach Krowiego Bagna, zwłaszcza w okolicach jezior Lubowierz, Lubowierzek i Krychowskie [Lorens, Sugier 2004; Urban 2008-2015] oraz lokalnie w części centralnej, zachowały się interesujące florystycznie płaty *Selino-Molinietum* W. Koch 1926.

6.4.4. Ocena aktualnych zasobów i walorów zbiorowisk łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*

Ekosystemy łąkowe na Polesiu Lubelskim w większości stanowią półnaturalne i antropogeniczne darniowe zbiorowiska łąkowe, zarówno na glebach organicznych, jak i mineralnych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937:

O. *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926
- All. *Filipendulion ulmariae* Segal 1966
  - Ass. *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum* Bal.-Tul. 1978
- All. *Molinion caeruleae* W. Koch 1926
  - Ass. *Selino-Molinietum* W. Koch 1926 (syn. *Molinietum medioeuropaeum, Molinietum caeruleae*)
- All. *Calthion palustris* R.Tx. 1936 em. Oberd. 1957
  - zb. *Deschampsia caespitosa* (*Deschampsietum caespitosae* Horvatić 1930)
  - Ass. *Scirpetum sylvatici* Ralski 1931
- All. *Alopecurion pratensis* Pass. 1964
  - Ass. *Alopecuretum pratensis* (Regel 1925) Steffen 1931

O. *Arrhenatheretalia elatioris* Pawł. 1928
- All. *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926
  - Ass. *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr. 1925
  - zb. *Poa pratensis-Festuca rubra* (*Poo-Festucetum rubrae* Fijałk. 1962)
  - zb. z *Holcus lanatus*
- All. *Cynosurion* R.Tx. 1947
  - Ass. *Lolio-Cynosuretum* R.Tx. 1937

O. *Trifolio fragiferae-Agrostietalia stoloniferae*
- zb. z *Agrostis stolonifera*

Część ekstensywnie użytkowanych lub niekoszonych łąk stanowią szuwary trawiaste i wielkoturzycowe z klasy *Phragmitetea* R.Tx. et Prsg 1942 występujące najczęściej w pobliżu cieków wodnych, na torfowiskach lub w miejscach ze stagnującą wodą:

O. *Phragmitetalia* Koch 1926
- All. *Phragmition* Koch 1926
  - Ass. *Phragmitetum australis* (Gams 1927) Schmale 1939
  - Ass. *Acoretum calami* Kobendza 1948
- All. *Magnocaricion* Koch 1926
  - Ass. *Caricetum gracilis* (Graebn. et Hueck 1931) R.Tx. 1937
  - Ass. *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Libb. 1931

Zbiorowiska łąk okresowo wilgotnych z rzędu *Molinietalia caeruleae* występują na glebach mineralnych lub torfowych z wysokim poziomem wód gruntowych. Najbardziej rozpowszechnionymi zespołami są: *Selino-Molinietum, Angelico-Cirsietum oleracei* (*Cirsio-Polygonetum*), *Cirsietum rivularis* (fot. 5) oraz *Filipendulo-Geranietum*.

Fot. 5. Łąka ostrożeniowa w dolinie Wieprza (fot. M. Kulik)

Do cennych pod względem krajobrazowym i florystycznym należą zbiorowiska ziołoroślowe ze związku *Filipendulion ulmariae*. Na terenie Polesia Lubelskiego najczęściej występuje zespół *Filipendulo-Geranietum*, zdominowany przez wiązówkę błotną *Filipendula ulmaria* [Bacieczko 1999; Baryła, Urban 2002; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Urban, Wójciak 2002; Wawer i in. 2002; Wawer, Urban 1999]. Pierwotnie fitocenoza ta

wchodziła w skład ekotonowych układów przestrzennych pomiędzy zbiorowiskami szuwarowymi z rzędu *Phragmitetalia* a ruderalno-okrajkowymi z rzędu *Glechometalia*. Obecnie zwykle pojawia się jako zbiorowisko wtórne na niekoszonych i wilgotnych łąkach z rzędu *Molinietalia* [Matuszkiewicz 2008]. W pozostałych zespołach należących do związku *Filipendulion ulmariae* gatunkiem dominującym jest także wiązówka błotna *Filipendula ulmaria*, a towarzyszą jej licznie: kozłek lekarski *Valeriana officinalis* (zespół *Valeriano-Filipenduletum*), tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris* (zespół *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum*), krwawnica pospolita *Lythrum salicaria* (zespół *Lythro-Filipenduletum*) oraz mięta długolistna *Mentha longifolia* (zespół *Filipendulo-Menthetum longifoliae*).

Do rzadko występujących na terenie Polesia Lubelskiego (np. okolice Kosynia) należy, wyróżniany przez Fijałkowskiego [1991], zespół *Aegopodio-Petasitetum* [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Wawer, Urban 1999]. Gatunkiem panującym w tej asocjacji jest lepiężnik różowy *Petasites hybridus* osiągający zwarcie od 70 do 90%. W domieszce występują gatunki z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a w niektórych płatach także podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria.*

Do najcenniejszych zespołów łąkowych Polski, w tym także Polesia Lubelskiego, należą łąki trzęślicowe ze związku *Molinion* (fot. 6). Są to antropogeniczne zbiorowiska jednokośnych i nienawożonych łąk o zmiennym poziomie wód gruntowych. Charakteryzują się szeroką amplitudą ekologiczną i występują zarówno na siedliskach kwaśnych, mezotroficznych, jak i żyznych, zasadowych zawierających węglan wapnia [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Zawistowski 1963]. Dużymi walorami krajobrazowo-estetycznymi, a także florystycznymi odznacza się zwłaszcza zespół *Selino-Molinietum* W. Koch 1926. Zdaniem Zawistowskiego [1963], zespół ten „jest plastycznym odbiciem troficzności siedliska, tworzącym liczne odmiany, facje i aspekty sezonowe". Fitocenoza łąki trzęślicowej (zróżnicowana na podzespoły, facje i warianty) wyróżnia się dużym zwarciem trzęślicy modrej *Molinia caerulea* oraz udziałem innych gatunków z klasy *Molinio-Arrhenatheretea,* a także z klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i *Phragmitetea*.

Fot. 6. Łąka trzęślicowa na Krowim Bagnie (fot. D. Urban)

Na Polesiu Lubelskim łąki trzęślicowe wykształcają się na glebach torfowych lub mineralno-torfowych [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990], torfowo-murszowych [Buczek, Urban 2004; Gawlik, Urban 2003], a także czarnych ziemiach i glebach mułowo-murszowych. Gleby te charakteryzują się odczynem najczęściej obojętnym lub zasadowym, rzadziej kwaśnym, a poziom wód gruntowych występuje na głębokości od 0,3 do 1,0 m [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. W ostatnich latach zasięg tego zespołu na terenie Polesia Lubelskiego, podobnie jak i w innych regionach województwa lubelskiego, znacznie zmniejszył się [Buczek, Urban 2004; Gajda 1997; Jargiełło 1976; Kulik 2013, 2014; Urban 2008-2015]. Najbardziej cenne pod względem przyrodniczym łąki trzęślicowe zajmują duże powierzchnie na rozległych torfowiskach w pobliżu jezior Bikcze, Uściwierz i Sumin. Występują również na Krowim Bagnie, w Poleskim Parku Narodowym (w uroczyskach: Bagno Staw, Bagno Bubnów, Bagno Spławy, Ławki, Radwania, Pociągi i Podkraśne), na torfowiskach Garbatówka, Obniżenia Dorohuskiego i w okolicach Kosynia oraz rzadziej w dolinie Bugu lub innych rzek. Często występują w postaci większych lub mniejszych płatów, graniczących z jednej strony z łąkami świeżymi, a z drugiej strony z mechowiskami, głównie ze związku *Caricion davalianae*. Niekiedy spotykane są (np. torfowiska wokół jezior Moszne i Karaśne w Poleskim Parku Narodowym, Krowie Bagno) w postaci rozproszonych, małych płatów lub

znacznie uproszczonych zbiorowisk, zdominowanych głównie przez trzęślicę modrą *Molinia caerulea*.

Niektóre łąki trzęślicowe Polesia Lubelskiego charakteryzują się dużą różnorodnością florystyczną, np. w Poleskim Parku Narodowym odnotowano obecność 173 gatunków. Runo tej asocjacji tworzą: trzęślica modra *Molinia caerulea*, a także turzyce prosowata, żółta, łuszczkowata *Carex panicea, C. flava, C. lepidocarpa* oraz wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, kostrzewa łąkowa *Festuca pratensis*, tojeść pospolita *Lysimachia vulgaris*, krwawnica pospolita *Lythrum salicaria*, siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*, tarczyca pospolita *Scutellaria galericulata*. Roślinami budującymi zespół *Selino carvifoliae-Molinietum* są gatunki charakterystyczne, takie jak: bukwica zwyczajna *Betonica officinalis*, turzyca filcowata *Carex tomentosa*, goździk pyszny *Dianthus superbus*, przytulia północna *Galium boreale*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, oman wąskolistny *Inula salicina*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, okrzyn łąkowy *Laserpitium prutenicum*, trzęślica modra *Molinia caerulea*, olszewnik kminkolistny *Selinum carvifolia*, czarcikęs łąkowy *Succisa pratensis* oraz wyróżniające: drżączka średnia *Briza media*, turzyca żółta *Carex flava*, turzyca prosowata *Carex panicea*, len przeczyszczający *Linum catharticum*, dziewięciornik błotny *Parnassia palustris*, biedrzeniec mniejszy *Pimpinella saxifraga*, pięciornik kurze ziele *Potentilla erecta*, wierzba rokita *Salix repens rosmarinifolia*, złocieniec gwiazdkowaty *Campylium stellatum*, skrzydlik paprociowaty *Fissidens adianthoides* dla związku *Molinion caerulea*. W runi bardzo często występują również gatunki charakterystyczne dla rzędu *Molinietalia*, takie jak: ostrożeń łąkowy *Cirsium palustre*, drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*, śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa*, skrzyp błotny *Equisetum palustre*, komonica błotna *Lotus uliginosus*, firletka poszarpana *Lychnis flos-cuculi*, starodub łąkowy *Ostericum palustre*, szelężnik większy *Rhinanthus serotinus*, krwiściąg lekarski *Sanguisorba officinalis*, sierpik barwierski *Serratula tinctoria*, pełnik europejski *Trollius europaeus*. Z tej grupy roślin dość często występują sierpik barwierski i krwiściąg lekarski, które są szczególnie mocno przywiązane do zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych i w związku z tym uznawane za typowe dla tego siedliska [Michalska-Hejduk, Kopeć 2012]. Występowanie w niektórych płatach przytulii właściwej *Galium verum* oraz takich gatunków, jak macierzanka zwyczajna *Thymus pulegioides*, koniczyna dwukłosowa *Trifolium alpestre* czy koniczyna pagórkowa *Trifolium montanum* świadczy o nawiązaniu do jednego z podtypów łąk trzęślicowych *Galio veri-Molinietum* wyodrębnianych przez Kąckiego [2007], który charakteryzuje się udziałem gatunków z łąk świeżych i termofilnych okrajków. Ważną grupę roślin stanowią gatunki charakterystyczne dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, co

wpływa na dużą różnorodność florystyczną tych łąk. Wiele gatunków występujących na łąkach trzęślicowych na terenie Polesia Lubelskiego należy do gatunków rzadkich, a także objętych ochroną prawną, np.: goździk pyszny *Dianthus superbus*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe* (fot. 7), mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum*, starodub łąkowy *Ostericum palustre*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, turzyca Buxbauma *Carex buxbaumii*, turzyca Davalla *Carex davalliana*, centuria pospolita *Centaurium erythraea*, kukułka krwista *Dactylorhiza incarnata*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor*, kosatka kielichowata *Tofieldia calyculata*, czy ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum*.

Fot. 7. Łąka trzęślicowa z udziałem goryczki wąskolistnej i okrzynu łąkowego, aspekt późnoletni – Poleski Park Narodowy (fot. M. Kulik)

W bogatych florystycznie płatach *Molinietum caeruleae* (szczególnie na siedliskach wilgotnych i bogatych w węglan wapnia) występują ponadto rzadkie gatunki takie jak: tojad dzióbaty *Aconitum variegatum*, powojnik prosty *Clematis recta*, zerwa kulista *Phyteuma orbiculare*, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum* [Buczek, Urban 2004; Gawlik, Urban 2003; Kulik 2013]. W ostatnich latach zasięg tego zespołu na Lubelszczyźnie, podobnie jak i w całej Polsce, znacznie zmniejszył się [Buczek, Urban 2004; Gajda 1997; Kulik 2013, 2014].

W postaci małych płatów, na wypasanych łąkach, w strefie przejścia torfowisk w podłoże mineralne wykształca się zespół *Junco-Molinietum*. Asocjację tę tworzą głównie trzy gatunki sitów: ostrokwiatowego, rozpierzchłego i skupionego *Juncus acutiflorus, J. effusus* i *J. conglomeratus,* oraz trzęślica modra *Molinia caerulea*. Domieszkę stanowią zwykle gatunki z rzędu *Molinietalia* [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990].

Do najciekawszych florystycznie i krajobrazowo fitocenoz Polesia Lubelskiego należą zbiorowiska łąk wilgotnych i mokrych ze związku *Calthion palustris*, wcześniej nawożonych, na zmeliorowanych kompleksach (fot. 8).

Fot. 8. Łąka kaczeńcowa – związek *Calthion palustris* (fot. M. Kulik)

Związek ten obejmuje szereg zespołów zróżnicowanych w zależności od warunków wodno-glebowych, klimatu oraz sposobu użytkowania. Grupę eutroficznych łąk wilgotnych reprezentują zespoły: *Angelico-Cirsietum oleracei* (*Cirsio-Polygonetum*), *Cirsietum rivularis* oraz *Trollio-Cirsietum*. Pierwszy w wyżej wymienionych zespołów na Polesiu Lubelskim był opisywany najczęściej z dolin dużych (np. Bug, Wieprz) lub mniejszych rzek (np. Uherka, Zielawa), natomiast rzadziej z terenu dużych kompleksów torfowisk niskich (np. Krowie Bagno). Asocjacja ta wykształca się najczęściej na madach oraz glebach mułowo-torfowych o odczynie zbliżonym do obojętnego i poziomie wód gruntowych od 0,2 do 1,0 m [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. Asocjacja *Cirsio-Polygonetum* wyróżnia się dużym pokryciem

(20-60%) ostrożenia warzywnego *Cirsium oleraceum,* a w domieszce występują najczęściej: rdest wężownik *Polygonum bistorta,* kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, wiązówka błotna *Filipendula ulmaria* i koniczyna łąkowa *Trifolium pratensis*. Przeważają gatunki z rzędu *Molinietalia* nad gatunkami z rzędu *Arrhenatheretalia*. *Cirsio-Polygonetum* należy do fitocenoz utrzymujących się dzięki koszeniu i nawożeniu organicznemu w warunkach tradycyjnej gospodarki łąkarskiej.

Zespół *Cirsietum rivularis* w Polsce występuje w północno-wschodnich regionach oraz w niższych piętrach górskich [Matuszkiewicz 2008]. Wyróżnia się masowym udziałem purpurowo kwitnącego ostrożenia łąkowego *Cirsium rivulare*. Łąki ostrożeniowe występują również na Polesiu Lubelskim, ale najbardziej są rozpowszechnione na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim [Baryła 1975; Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1966; Fijałkowski, Urban 1997; Gawlik, Urban 2003; Wawer, Urban 1999]. *Cirsietum rivularis* wykształca się tu na madach i glebach mułowo-torfowych oraz torfowych o odczynie od słabo kwaśnego do alkalicznego i poziomie wód gruntowych zalegających na głębokości od 0,2 do 0,7 m [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. Gatunkiem dominującym w tym zespole jest ostrożeń łąkowy *Cirsium rivulare* (pokrycie 30-70%), a największą domieszkę stanowią: kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa,* jaskier rozłogowy *Ranunculus repens*. Rzadziej występują: trzęślica modra *Molinia caerulea,* rdest wężownik *Polygonum bistorta*, dzięgiel leśny *Angelica sylvestris*, turzyca sztywna *Carex elata.*

Rzadko na Polesiu Lubelskim występuje, opisany przez Fijałkowskiego i Chojnacką-Fijałkowską [1990], zespół *Trollio-Cirsietum*. Na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego do tego zespołu nawiązują płaty z dominującym pełnikiem europejskim *Trollius europaeus* (30-50% pokrycia) występujące na torfowiskach w okolicach Kosynia [Urban i in. 2006]. Dużym zwarciem charakteryzują się także: kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, ostrożeń błotny i łąkowy *Cirsium palustre* i *C. rivulare*, tomka wonna *Anthoxanthum odoratum.* Spośród gatunków rzadkich, oprócz pełnika europejskiego, występuje tu niekiedy ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum* i kukułka krwista *Dactylorhiza incarnata*.

Grupę mokrych i częściowo zabagnionych łąk reprezentuje zespół *Scirpetum sylvatici*. Jest rozpowszechniony na terenie całego kraju, a występuje zwykle w postaci niewielkich płatów w miejscach stale podtopionych (często miejsca wysięku wód gruntowych). Gatunkiem panującym jest sitowie leśne *Scirpus sylvaticus*, a nieliczną domieszkę stanowią: kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa i zwyczajna *Poa pratensis* i *P. trivialis*, mietlica rozłogowa *Agrostis stolonifera*, skrzyp błotny *Equisetum palustre*, rdest wężownik *Polygonum*

bistorta, ostrożeń łąkowy *Cirsium rivulare* i jaskier ostry *Ranunculus acris*, a także niekiedy gatunki szuwarowe z klasy *Phragmitetea* [Baryła, Urban 2002; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a, b; Urban, Grzywna 2004]. Znacznie rzadziej spotykany jest subatlantycki zespół *Juncetum subnodulosi* występujący na mokrych i żyznych torfach niskich. Według Bacieczko [1999], zespół ten należy do najbardziej interesujących pod względem przyrodniczym asocjacji związku *Calthion* (zespół bogaty florystycznie, obecne gatunki rzadkie i chronione).

Na łąkach wypasanych, rzadko koszonych i słabo nawożonych (tzw. zaniedbanych) wykształca się zbiorowisko *Deschampsia caespitosa* (zespół *Deschampsietum caespitosae*) [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1966; Jargiełło 1976; Kulik i in. 2017, 2020; Kulik 2018; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a; Urban, Wójciak 2002; Wawer i in. 2002]. W zbiorowisku tym gatunkiem dominującym jest śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa* (fot. 9) o zwarciu od 30 do 90%, a nawet 100%.

Fot. 9. Łąka z dominacją śmiałka darniowego – rejon kanału Wieprz-Krzna, Sosnowica (fot. M. Kulik)

Jako domieszka występują: kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, grzebienica pospolita *Cynosurus cristatus*, tomka wonna *Anthoxanthum odoratum*, a także babka lancetowata *Plantago lanceolata*, wierzbownica błotna *Epilobium palustre*, szczaw zwyczajny *Rumex acetosa*, koniczyna łąkowa *Trifolium pratense* i brodawnik jesienny *Leontodon autumnalis*. W terenie płaty zbiorowiska *Deschampsia caespitosa* towarzyszą

najczęściej innym zbiorowiskom z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, rzadziej zespołom z klasy *Phragmitetea*.

Do zbiorowisk łąkowo-pastwiskowych zaliczanych do związku *Calthion palustris* występujących na terenie Polesia Lubelskiego należą zespoły *Epilobio-Juncetum effusi* i *Junco-Cynosuretum.* Pierwszy z nich wykształca się na niewielkich powierzchniach, głównie na skrajach bagien [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski i in. 1997; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a]. W domieszce, zależnie od rodzaju wód zasilających siedliska tej fitocenozy, występują gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, szuwarowe z klasy *Phragmitetea* oraz torfowiskowe z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae.* Coraz rzadziej spotykany jest zespół *Junco-Cynosuretum*, w którym największe zwarcie osiągają: sit rozpierzchły *Juncus effusus*, grzebienica pospolita *Cynosurus cristatus* i niekiedy trzęślica modra *Molinia caerulea*. Domieszkę tworzą gatunki z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i *Scheuchzerio-Caricetea nigrae.*

Rzadko są opisywane z terenu Polski zbiorowiska wilgotnych i ekstensywnie zagospodarowanych łąk selernicowych położonych na żyznych aluwiach dolin dużych rzek (Odry i Bugu, rzadziej Wisły, Warty i Nidy) [Załuski 1995, 1999]. Jedynym zespołem związku *Cnidion dubii* występującym w Polsce jest *Violo-Cnidietum dubii*. Gatunkami charakterystycznymi tej asocjacji są selernica żyłkowana *Cnidium dubium* i czosnek kątowaty *Allium angulosum* (fot. 10), a wyróżniającymi turzyca wczesna *Carex praecox*, wiechlina wąskolistna *Poa angustifolia* i fiołek mokradłowy *Viola stagnina* [Załuski 1995].

Uwagę zwraca także obecność rzadkich roślin. Oprócz wymienionych wyżej gatunków występują także: sit czarny *Juncus atratus*, groszek błotny *Lathyrus paluster*, gęsiówka Gerarda *Arabis nemorensis*, wilczomlecz błotny *Euphorbia palustris*, oman wierzbolistny *Inula salicina*, koniopłoch łąkowy *Silaum silaus* [Załuski 1995]. Do zespołu tego nie należą łąki z udziałem selernicy żyłkowanej *Cnidium dubium* i fiołka mokradłowego *Viola stagnina* charakteryzujące się dużym udziałem trzęślicy modrej *Molinia caerulea*, a występujące na torfowiskach poza dolinami wielkich rzek. Płaty takich zbiorowisk występujących na Lubelszczyźnie Fijałkowski [1991] zaliczył do zespołu *Cnidio-Juncetum.* Łąki selernicowe na Polesiu Lubelskim występują tylko w dolinie Bugu, gdzie spotykane są płaty z dominacją czosnku kątowatego *Allium angulosum* (fot. 10) lub selernicy żyłkowanej *Cnidium dubium*.

Fot. 10. Łąka selernicowa z dominacją czosnku kątowatego w dolinie Bugu (fot. M. Kulik)

Łąki wyczyńcowe ze związku *Alopecurion pratensis* zajmują pozycję pośrednią między łąkami wilgotnymi a świeżymi. Występują najczęściej w dolinach rzecznych na glebach torfowo-murszowych i mułowo-murszowych. Zdaniem Kucharskiego [1999], łąki wyczyńcowe należą do jednych z najszerzej rozpowszechnionych i gospodarczo najważniejszych typów łąk wilgotnych. Gatunkiem dominującym jest *Alopecurus pratensis* osiągający zwarcie od 30 do 90% (fot. 11), a dużą domieszkę stanowią gatunki łąkowe z rzędów *Molinietalia* i *Arrhenatheretalia*, mniejszą szuwarowe z klasy *Phragmitetea.* Fitocenoza *Alopecuretum pratensis* wykazuje dużą zmienność lokalno-siedliskową i powiązania z innymi zespołami [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Kulik i in. 2016; Kulik 2018].

Fot. 11. Łąka wyczyńcowa w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Zespoły z rzędu *Arrhenatheretalia* (łąki świeże) charakteryzują się dość dużym zróżnicowaniem i reprezentowane są przez kilka zespołów zajmujących siedliska o różnej wilgotności oraz żyzności gleb. Do często występujących w Polsce, a także na Polesiu Lubelskim należy zespół *Arrhenatheretum elatioris* wyróżniający się szeroką skalą ekologiczną i dużą zmiennością florystyczną [Baryła, Urban 2002; Gajda 1987; Fijałkowski 1966; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Kulik i in. 2016, 2017; Łuczycka-Popiel 1990; Urban, Wójciak 2002; Wawer i in. 2002]. W zbiorowisku tym dominują trawy, a zwłaszcza *Arrhenatherum elatius*. Dzięki obfitemu udziałowi barwnie kwitnących roślin dwuliściennych fitocenozy te zaliczane są do jednych z najbardziej dekoracyjnych składników krajobrazu kulturowego. Część płatów, stanowiących półnaturalne siedliska łąkowe na nieco żyźniejszych glebach, charakteryzuje się stosunkowo dużą różnorodnością florystyczną. Jednak większość płatów stanowią ubogie zbiorowiska roślinne, tworzące często mozaikę z murawami piaskowymi na słabych, luźnych glebach, co wpływa na postępujące zmiany i zanikanie tych siedlisk wskutek ekstensywnego użytkowania oraz braku nawożenia. Jednym z obszarów Polesia, gdzie występują łąki świeże, jest Poleski Park Narodowy (fot. 12).

Fot. 12. Łąka rajgrasowa z dominacją dzwonka rozpierzchłego – Poleski Park Narodowy (fot. M. Kulik)

Łąki rajgrasowe Polesia są bogate florystycznie, ponieważ stwierdzono występowanie ponad 170 gatunków roślin. Jednak mało jest wśród nich mało gatunków charakterystycznych dla zespołu *Arrhenatheretum elatioris* oraz związku *Arrhenatherion elatioris*. Bardzo często występuje tylko rajgras wyniosły *Arrhenatherum elatius*, często – przytulia pospolita *Galium mollugo*, natomiast pozostałe gatunki, takie jak dzwonek rozpierzchły *Campanula patula* czy świerzbnica polna *Knautia arvensis* – rzadko. Stałymi komponentami fitocenoz świeżych łąk niżowych są gatunki przywiązane do rzędu *Arrhenatheretalia* i klasy *Molinio-Arrhenatheretea* [Korzeniak 2012].

Na obszarze Polesia w płatach tego zespołu bardzo często spotyka się następujące gatunki: krwawnik pospolity *Achillea millefolium*, kupkówka pospolita *Dactylis glomerata*, tymotka łąkowa *Phleum pratense*, wyka ptasia *Vicia cracca*, kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*, marchew zwyczajna *Daucus carota*, komonica zwyczajna *Lotus corniculatus*, chaber łąkowy *Centaurea jacea* i babka lancetowata *Plantago lanceolata*. Na łąkach świeżych Polesia występują również gatunki muraw ciepłolubnych, takie jak: jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, prosienicznik szorstki *Hypochaeris radicata*, jasieniec piaskowy *Jasione montana*, lebiodka pospolita *Origanum vulgare*, szczaw polny *Rumex acetosella*, lepnica rozdęta *Silene vulgaris*, macierzanka zwyczajna *Thymus pulegioides*,

koniczyna dwukłosowa *Trifolium alpestre,* koniczyna polna *Trifolium arvense*. Łąki te są również siedliskiem rzadkich gatunków, takich jak: centuria pospolita *Centaurium erythraea,* goździk pyszny *Dianthus superbus,* naparstnica zwyczajna *Digitalis grandiflora,* starodub łąkowy *Ostericum palustre.*

Do rozpowszechnionych na terenie Polesia Lubelskiego fitocenoz łąkowych należy także zbiorowisko *Poa pratensis-Festuca rubra* (zespół *Poo-Festucetum rubrae*), występujące na nieco wilgotniejszych i mniej żyznych siedliskach. Gatunkami dominującymi są trawy: kostrzewa czerwona *Festuca rubra* i wiechlina łąkowa *Poa pratensis*. Udział innych gatunków jest znacznie mniejszy, a w domieszce najczęściej występują: śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa,* krwawnik pospolity *Achillea millefolium*, koniczyna łąkowa *Trifolium pratense,* stokłosa miękka *Bromus hordeaceus,* tomka wonna *Anthoxanthum odoratum,* szczaw zwyczajny *Rumex acetosa*, przytulia właściwa *Galium verum*, pięciornik gęsi *Potentilla anserina* i lucerna nerkowata *Medicago lupulina*. Z badań przeprowadzonych na łąkach Lubelszczyzny wynika, że zbiorowisko *Poa pratensis-Festuca rubra* (zespół *Poo-Festucetum rubrae*) w większości przypadków charakteryzuje się dużym udziałem gatunków z rzędu *Arrhenatheretalia* i mniejszym rzędu *Molinietalia* [Baryła 1964, 1970; Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1967; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Fijałkowski, Urban 1997; Gawlik, Urban 2003; Grzywna, Urban 2017; Łuczycka-Popiel 1990; Łuczycka-Popiel, Urban 1995a, b; Wawer, Urban 1999]. Asocjacja ta wykształca się najczęściej na glebach mineralnych. Zbiorowisko *Poa pratensis-Festuca rubra* tworzy czasami mozaikę z murawami, co sprzyja występowaniu takich gatunków w runi. Łąki te charakteryzują się dominacją *Poa pratensis* oraz *Festuca rubra* i są bardzo podobne do łąk rajgrasowych, jednak odznaczają się znacznie mniejszą różnorodnością florystyczną.

Z kolei typowe łąki wiechlinowo-kostrzewowe ze wszystkimi gatunkami wyróżniającymi zbiorowisko (wyczyniec łąkowy *Alopecurus pratensis,* kostrzewa czerwona *Festuca rubra*, kłosówka wełnista *Holcus lanatus*, wiechlina łąkowa *Poa pratensis*) występują na glebach mineralno-torfowych, glejowych, mułowych, madach oraz przesuszonych torfowiskach niskich. Nie są to jednak siedliska przyrodnicze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej. W omawianym regionie występują na przesuszonych torfowiskach niskich, m.in. w Poleskim Parku Narodowym oraz w rejonie kanału Wieprz-Krzna (fot. 13), jako łąki 1- lub 2-kośne, zlokalizowane zazwyczaj na dobrze uwilgotnionych glebach organicznych. Większość autorów [Kamiński 2012; Kiryluk 2007; Trąba, Wolański 1999; Warda, Stamirowska-Krzaczek 2010] zalicza to zbiorowisko za Matuszkiewiczem [2008] do związku *Arrhenatherion*, który obejmuje przecież niżowe i górskie antropogeniczne zbiorowiska

użytków zielonych na żyznych, świeżych (niezbyt wilgotnych i niesuchych) glebach mineralnych bez śladów zabagnienia [Korzeniak 2012]. Zbiorowiska łąk wiechlinowo-kostrzewowych występujące na przesuszonych glebach torfowych nie nawiązują do tego związku, ponieważ zajmują inne siedliska, a w ich składzie występują wszystkie gatunki wyróżniające. Istotny jest również fakt, że często wskutek ekstensywnego użytkowania zbiorowiska takie przekształcają się w łąki śmiałkowe, które zaliczane są do rzędu *Molinietalia* [Kulik 2018]. Zmiany takie zaobserwowano m.in. na obszarze Łąk Zienkowskich i w rejonie kanału Wieprz-Krzna, gdzie część łąk wiechlinowo-kostrzewowych oraz wyczyńcowych (*Alopecuretum pratensis*) przekształciło się w wyniku ekstensyfikacji lub braku użytkowania w łąki z dominacją śmiałka darniowego *Deschampsia caespitosa* [Kulik i in. 2017; Kulik 2018].

Fot. 13. Łąki wiechlinowo-kostrzewowe w rejonie kanału Wieprz-Krzna, Sosnowica (fot. M. Kulik)

Do zbiorowisk trawiastych mających walory krajobrazowe należą także łąki konietlicowe, opisywane z gór [Grynia i in. 1999], a także z terenu Lubelszczyzny [Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990]. Zespół *Trisetum flavescentis* na Polesiu Lubelskim wykształca się głównie na madach średnich, piaszczystych w pasie wzniesienia przykorytowego w dolinach większych rzek, takich jak: Bug, Wieprz, Tyśmienica czy Krzna [Fijałkowski 1966,

Łuczycka-Popiel 1990]. Gatunkiem dominującym jest konietlica łąkowa *Trisetum flavescens,* a w domieszce występują gatunki z rzędu *Arrhenatheretalia,* a także *Molinietalia*.

Z przesuszonymi siedliskami gleb organicznych lub organiczno-mineralnych związane jest zbiorowisko *Holcus lanatus* [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski, Chojnacka-Fijałkowska 1990; Wawer i in. 2002], w którym ruń jest zdominowana przez kłosówkę wełnistą. Na nieużytkowanych i przesuszonych łąkach (na glebach torfowo-murszowych i mineralno-murszowych) pojawiają się płaty zbiorowisk charakteryzujących się małym udziałem gatunków z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i dużym zwarciem pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica* lub trybuli leśnej *Anthriscus sylvestris*, a także gęsiówki piaskowej *Cardaminopsis arenosa* [Baryła, Urban 2002; Buczek, Urban 2004; Urban, Grzywna 2004; Wawer i in. 2002]. Duże płaty zbiorowisk z udziałem pokrzywy zwyczajnej i śmiałka darniowego występują np. na przesuszonych łąkach w dolinie Tarasinki, na Łąkach Zienkowskich i na Krowim Bagnie.

Łąki świeże, intensywnie użytkowane – głównie przez wypas zwierząt gospodarskich – przekształcają się w pastwiska. Pastwiska na glebach mineralnych zajmuje zespół grzebienicy pospolitej i życicy trwałej *Lolio-Cynosuretum*. Dość duży udział w tej asocjacji uzyskują także koniczyna biała *Trifolium repens* i wiechlina roczna *Poa annua.* Na drogach i ścieżkach wiodących przez łąki pojawiają się zbiorowiska synantropijne. Są to niewielkie płaty zespołów *Blysmo-Juncetum compressi* z dominującymi ostrzewiem spłaszczonym i sitem ścieśnionym oraz *Rumici-Alopecuretum* z wyczyńcem kolankowatym.

Gatunki rzadkie i objęte ochroną prawną

Na szczególną uwagę zasługują gatunki występujące zwłaszcza w zbiorowiskach łąk wilgotnych z rzędu *Molinietalia*:

- z „Polskiej czerwonej księgi roślin” [Kaźmierczakowa i in. 2014] m.in.: starodub łąkowy *Ostericum palustre,* brzoza niska *Betula humilis*, kukułka krwista żółtawa *Dactylorhiza incarnata* ssp. *ochroleuca,* groszek szerokolistny *Lathyrus latifolius,* lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor*, czarcikęsik Kluka *Succisella inflexa*;
- z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej – starodub łąkowy *Ostericum palustre* i lipiennik Loesela *Liparis loeselii*;
- objęte ochroną prawną gatunki roślin naczyniowych [Rozporządzenie Ministra Środowiska… 2014]: starodub łąkowy *Ostericum palustre,* zerwa kulista *Phyteuma orbiculare,* groszek szerokolistny *Lathyrus latifolius*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor*, czarcikęsik Kluka *Succisella inflexa*, wielosił błękitny

Polemonium coeruleum (fot. 14), kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum*, brzoza niska *Betula humilis*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, goździk pyszny *Dianthus superbus*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, gnidosz błotny i królewski *Pedicularis palustris* i *P. sceptrum-carolinum*, ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum*, kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, kukułki krwista, żółtawa, szerokolistna i plamista *Dactylorhiza incarnata*, *D. incarnata* ssp. *Ochroleuca*, *D. majalis* i *D. maculata*, listera jajowata *Listera ovata*, storczyki kukawka i samczy *Orchis militaris* i *O. morio*, kłoć wiechowata *Cladium mariscus*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus*, turzyca Davalla *Carex davalliana*, bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*.

Fot. 14. *Polemonium coeruleum* na łąkach w dolinie Ochoży (fot. D. Urban)

W ostatnich latach zwiększył się udział gatunków, które w zbiorowiskach łąkowych notowane były sporadycznie lub rzadko, jak np. skolochloa trzcinowata *Scolochloa festucacea* (nowe stanowiska np. na Krowim Bagnie, w dolinach rzek Ciemięgi, Włodawki, Tarasienki i Bugu), beckmannia robaczkowata *Beckmannia eruciformis* (np. w dolinie Bugu) oraz szczaw omszony *Rumex confertus* (np. w dolinie Bugu – fot. 15). Do roślin inwazyjnych

opanowujących duże fragmenty łąk można zaliczyć, takie gatunki, jak: nawłoć kanadyjska i późna *Solidago canadensis* i *S. gigantea*, a także ostrożeń polny *Cirsium arvense* i barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi*.

Fot. 15. *Rumex confertus* na łąkach w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Siedliska przyrodnicze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej

Wśród wielu cennych siedlisk przyrodniczych w ramach sieci Natura 2000 znajdują się również zbiorowiska łąkowo-pastwiskowe. Część z nich jest zagrożona wyginięciem w Europie, a Dyrektywa Siedliskowa zobowiązuje państwa członkowskie do ich ochrony. W Polsce jest 78 typów siedlisk przyrodniczych, w tym priorytetowych, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000. Wśród kilkunastu grup takich siedlisk znajdują się murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska i zarośla, które do przetrwania wymagają pewnej ingerencji człowieka. Do najcenniejszych należy zaliczyć przyrodnicze siedliska łąkowe, takie jak: zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (6410), łąki selernicowe (6440), niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (6510). Łąki takie uzależnione są od zachowania zazwyczaj ekstensywnej gospodarki, polegającej na odpowiednim terminie koszenia. Drugą grupą są murawy, takie jak: suche wrzosowiska (4030), zarośla jałowca na

murawach kserotermicznych i wrzosowiskach (5130), ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe (6120), murawy kserotermiczne (6210), górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (6230). Z takimi siedliskami związany był dawniej tradycyjny, ekstensywny wypas zwierząt gospodarskich, najczęściej owiec. Ostatnią grupą są siedliska torfowisk, takie jak: torfowiska nakredowe (7210) czy torfowiska zasadowe (7230), które w mniejszym stopniu są związane z użytkowaniem rolniczym. Większość wyżej wymienionych cennych siedlisk przyrodniczych wchodzi w skład trwałych użytków zielonych (TUZ) [Kulik i in. 2018].

6.4.5. Aktualne zagrożenia

W przypadku ekosystemów łąkowych do najważniejszych zagrożeń należą:

- brak koszenia, który powoduje nagromadzenie materii organicznej oraz sukcesywne zmiany składu gatunkowego w kierunku dominacji krzewów i drzew;
- zaniechanie użytkowania kośnego silnie podmokłych łąk, a także brak konserwacji rowów melioracyjnych, które sprzyjają wtórnemu zabagnianiu i rozprzestrzenianiu się szuwarów trzcinowych oraz turzycowych, a także zbiorowisk zaroślowych z przewagą wierzb *Salix* spp.;
- ekspansywne gatunki rodzime, z których najczęściej i najliczniej występują *Calamagrostis epigejos* oraz *Cirsium arvense*, a także niekiedy *Urtica dioica* i *Anthriscus sylvestris*;
- obce gatunki inwazyjne, z których najczęściej i najliczniej występują *Erigeron annuus*, *Solidago canadensis* i *S. gigantea* oraz *Rumex confertus*.

6.4.6. Główne kierunki i metody ochrony dziedzictwa przyrodniczego

Występujące na terenie Polesia Lubelskiego zbiorowiska łąkowe powinny być objęte ochroną czynną, polegającą przede wszystkim na koszeniu dostosowanym do typu łąki. W przypadku łąk trzęślicowych zbiór siana powinien odbywać się jesienią (po przekwitnięciu większości roślin). Łąki rajgrasowe i wyczyńcowe mogą być koszone dwa razy w roku, łąki wiechlinowo-kostrzewowe raz, a w drugiej połowie lata wypasane. Na pastwiskach powinien być prowadzony wypas zwierząt gospodarskich (fot. 16). Innym zabiegiem ochrony czynnej jest usuwanie nalotu drzew i krzewów (w przypadku pojawienia się podrostu drzew i krzewów lub odrośli na tych powierzchniach konieczne jest powtarzanie zabiegów). Ważne jest także utrzymanie odpowiedniego reżimu wodnego (niedopuszczenie do wtórnego zabagniania, jak i odwodnienia).

Fot. 16. Pastwiska w pobliżu miejscowości Zienki

Regularne, aczkolwiek bardzo ekstensywne koszenie łąk trzęślicowych w Poleskim Parku Narodowym ogranicza wzrost i rozwój krzewów, które rzadko przekraczają wysokość 50 cm, wchodząc tym samym w skład warstwy zielnej. Należy zaznaczyć, że część tych siedlisk ma postać łąk śródleśnych, co znacznie przyspiesza proces sukcesji wtórnej. Ekstensywne wykorzystanie łąk trzęślicowych w otoczeniu jezior Lubowierzek i Lubowierz (koszenie jesienią w kilkuletnich odstępach, wycinanie podrostu drzew i krzewów) jest warunkiem ich dalszego trwania, dlatego niezbędne jest utrzymanie takiego sposobu gospodarowania.

Większość łąk rajgrasowych na Polesiu Lubelskim jest ekstensywnie użytkowana, co związane jest z realizacją programu rolnośrodowiskowego. Późne, jednokrotne koszenie sprzyja lęgom ptaków, jednak na niektórych obszarach stanowi zagrożenie, zwłaszcza w przypadku występowania roślin inwazyjnych, takich jak nawłoć kanadyjska i późna *Solidago canadensis* i *S. gigantea*, oraz ekspansywnych gatunków rodzimych, takich jak trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos*. Późne koszenie sprzyja szybszemu rozrastaniu się tych ekspansywnych, rozłogowych gatunków. Część tych siedlisk, zwłaszcza powstałych na dawnych gruntach ornych, odznacza się małą liczbą gatunków charakterystycznych, a ubogie, lekkie gleby oraz suche, gorące lata powodują ustępowanie tych roślin i przekształcanie się łąk rajgrasowych w murawy piaskowe z dominacją mietlicy pospolitej *Agrostis capillaris*.

Ze względu na zmniejszenie pogłowia zwierząt gospodarskich i brak zapotrzebowania na siano wiele łąk zostało wyłączonych z użytkowania lub są one koszone późno, 1 raz w ciągu sezonu wegetacyjnego. Powoduje to znaczne zmiany składu gatunkowego i zanikanie niektórych zespołów roślinnych, które są uzależnione od odpowiedniego użytkowania [Kulik 2018].

Piśmiennictwo

1. Bacieczko W. 1999. Roślinność wilgotnych łąk i ziołorośli w dolinie Płoni ostoją różnorodności florystycznej. Folia Univ. Agric. Stetin., Agricultura, 75, 11-18.
2. Baryła R. 1964. Zbiorowiska roślinne w dolinie rzeki Żółkiewki. Ann. UMCS, s. E, 19, 229-262.
3. Baryła R. 1970. Zbiorowiska roślinne w dolinie rzeki Giełczwi i Radomirki. Ann. UMCS, s. E, 25, 167-186.
4. Baryła R. 1975. Zbiorowiska roślinne w dolinie rzeki Tyśmienicy przed i po regulacji stosunków wodnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 169, 104-114.
5. Baryła R., Urban D. 1999. Kierunki zmian w zbiorowiskach trawiastych w wyniku ograniczenia i zaniechania użytkowania rolniczego na przykładzie łąk Poleskiego Parku Narodowego. Fol. Univ. Agric. Stetin., 197, Agricultura, 75, 25-30.
6. Baryła R., Urban D. 2002. Ekosystemy łąkowe. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Wyd. Morpol, Lublin, 199-216.
7. Buczek A., Urban D. 2004. Ling-term changes in the flora of the „Krowie Bagno" against a background of changes in habitat conditions. Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 1, 27-31.
8. Buczek A., Urban D. 2008. Status of *Molinietum caeruleae* communities in Krowie Bagno – comparison of monitoring research after 40 years. Teka Kom. Ochr. Kształ. Środ. Przyr., 5, 27-40.
9. Fijałkowski D. 1966. Zbiorowiska roślinne lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach woj. lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 21, 247-320.
10. Fijałkowski D. 1967. Zbiorowiska łąkowo-pastwiskowe Lubelszczyzny. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 74, 29-37.
11. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 1-303.
12. Fijałkowski D., Chojnacka-Fijałkowska E. 1990. Zbiorowiska z klas *Phragmitetea, Molinio-Arrhenatheretea* i *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* w makroregionie lubelskim. Rocz. Nauk Rol., D, 217, 183-192.

13. Fijałkowski D., Romer S., Sawa K. 2000. Szata roślinna Krowiego Bagna przed i po jego melioracji. [W:] red. Michalczyk Z. Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 45-56.
14. Fijałkowski D., Urban D. 1997. Szata roślinna obiektu leśno-torfowiskowego „Uściwierzek" i jej przekształcenia. Ann. UMCS, s. C, 52, 119-143.
15. Fijałkowski D., Urban D., Baryła R. 1997. Szata roślinna obiektu leśno-torfowiskowego Rogóźno. Ann. UMCS, s. C, 52, 145-168.
16. Gajda J. 1987. Łąki grądowe w dolinach rzecznych na przykładzie Bugu i Wieprza. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 308, 53-73.
17. Gajda J. 1997. Zmiany w składzie florystycznym łąk pobagiennych użytkowanych ekstensywnie na torfowisku Krowie Bagno. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 453, 81-87.
18. Gawlik J., Urban D. 2003. Stopień zróżnicowania zbiorowisk roślinnych w różnych typach torfowisk. [W:] red. Radwan S., Przyrodnicze podstawy ochrony i odnowy ekosystemów wodnotorfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego na tle antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego. Rozprawy i monografie. Acta Agrophysica, 9, 166-178.
19. Jargiełło J. 1973. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowiska Krowie Bagno i Hańsk. Rozpr. Nauk. AR w Lublinie, Lublin, 1-47.
20. Jargiełło J. 1976. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowisk Krowie Bagno i Hańsk. Cz. I i II, Ann. UMCS, s. E, 31, 83-117.
21. Kącki Z. 2007. Comprehensive syntaxonomy of Molinion meadows in southwestern Poland. Acta Botanica Silesiaca, Monographiae, 2, 1-134.
22. Kącki Z., Załuski T. 2004. Zmiennowilgotne łąki olszewnikowo-trzęślicowe. Murawy, łąki, zarośla, wrzosowiska, ziołorośla. [W:] red. Herbich J., Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, t. 3. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 162-166.
23. Kamiński J. 2012. Roślinność, uwilgotnienie i walory przyrodnicze łąk w rejonie kanału Rudzkiego. Woda – Środ. – Obsz. Wiej., 12, 4 (40), 163-180.
24. Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., Mirek Z. (red.) 2014. Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.
25. Kiryluk A. 2007. Zmiany siedlisk pobagiennych i fitocenoz w dolinie Supraśli. Woda – Środ. – Obsz. Wiej., Rozp. Nauk. Monog., 20, 1-146.

26. Korzeniak J. 2012. 6510 Ekstensywnie użytkowane niżowe łąki świeże (*Arrhenatherion*). [W:] Mróz W. (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, 79-94.
27. Kucharski L. 1999. Szata roślinna łąk Polski Środkowej i jej zmiany w XX stuleciu. Wyd. UŁ, Łódź, 1-168.
28. Kulik M. 2013. Ocena szaty roślinnej wybranych łąk trzęślicowych w Poleskim Parku Narodowym i poza jego obszarem. Łąkarstwo w Polsce, 16, 39-54.
29. Kulik M. 2014. Changes of biodiversity and species composition of Molinia meadow depending on use method. Polish Journal of Environmental Studies, vol. 23 (3), 773-782.
30. Kulik M., Baryła R., Warda M., Stamirowska-Krzaczek E., 2016. Vegetation changes of the *Molinio-Arrhenatheretea* class in the Bystra valley, eastern Poland. Acta Agrobotanica, 69 (4), 1-19.
31. Kulik M. 2018. Ocena zmian w zbiorowiskach łąkowych w aspekcie zachowania siedlisk pobagiennych. Rozprawy Naukowe. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, Lublin, 392, 1-105.
32. Kulik M., Baryła R., Urban D., Grzywaczewski G., Bochniak A., Różycki A., Tokarz E. 2017. Vegetation and Birds Species Changes in Meadow Habitats in Polesie National Park, Eastern Poland. Rocznik Ochrona Środowiska, 19, 211-229.
33. Kulik M., Urban D., Sender J., Tokarz E., Różycki A., Buczek A. 2020. Łąki. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 217-232.
34. Kulik M., Warda M., Lipińska H., Wyłupek T., Baryła R., Harkot W., Ćwintal M., Urban D., Gruszecki T., Patkowski K., 2018. Rzadkie gatunki roślin cennych siedlisk przyrodniczych w województwie lubelskim. Łąkarstwo w Polsce, 21, 97-117.
35. Lorens B., Sugier P. 2004. The Monitoring of Vegetation and Habitats of Water-Petland Ecosystems of Krowie Bagno (Łęczna-Włodawa Lakeland). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 1, 139-145.
36. Łuczycka-Popiel A. 1990. Zbiorowiska roślinne projektowanego zbiornika wodnego Oleśniki w dolinie Wieprza. Ann. UMCS, s. C, 45, 277-317.
37. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995a. Zbiorowiska roślinne Uroczyska Jezioro koło Dorohuczy na Polesiu Lubelskim. Ann. UMCS, s. C, 50, 243-266.
38. Łuczycka-Popiel A., Urban D. 1995b. Roślinność projektowanego rezerwatu Bilsko w Obniżeniu Dorohuckim na Lubelszczyźnie. Ann. UMCS, s. C, 50, 113-132.
39. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski.

Vademecum Geobotanicum. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 1-536.

40. Michalska-Hejduk D., Kopeć D., 2012. Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (Molinion). [W:] red. Mróz W., Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, 40-52.
41. Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. 2006. Red list of plants and fungi in Poland. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Akademy of Sciences, Kraków.
42. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. Dz. U. 2014 poz. 1409.
43. Trąba C., Wolański P. 1999. Zbiorowiska roślin łąkowych na przesuszonych pomelioracyjnie organicznych glebach węglanowych w dolinie Topornicy. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 467, 2, 697-702.
44. Urban D. 2008-2015. Monitoring łąk trzęślicowych w pobliżu jezior Lubowierz i Lubowierzek (materiały niepublikowane).
45. Urban D., Grzywna A. 2004. Zbiorowiska roślinności łąkowej z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w dolinie Ochoży. Ann. UMCS, s. E, 58, 156-166.
46. Urban D., Grzywna A. 2017. Changes of species composition of the *Poa pratensis-Festuca rubra* plant communities in drainage peatland. Journal of Water and Land Development, 35 (1), 243-248.
47. Urban D., Potakiewicz G., Popławska M. 2006. Natura values of marshes in the region of Kosyń (Łęczyńsko-Włodawski Lake District). Polish J. Environ Stud., Vol. 15, 5d, 243-249.
48. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] Rzeka Bug – korytarz ekologiczny (red. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K. H.). IUCN Office for Central Europe, 96-112.
49. Urban D., Wójciak H. 2011. Characteristic of plant communities of the western part of the Garbatówka bog (Łęczna-Włodawa-Lakeland). Teka Kom. Ochr. Środ. Przyr., 8, 210-224
50. Warda M., Stamirowska-Krzaczek E. 2010. Ocena wartości runi oraz wilgotności i trofizmu siedlisk wybranych zbiorowisk trawiastych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* w Nadwieprzańskim Parku Krajobrazowym. Łąk. Pol., 13, 183-195.
51. Wawer M., Urban D. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej. [W:] red. Wojciechowska W. Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona. Wyd. KUL, Lublin, 101-117.
52. Wawer M., Urban D., Łuczycka-Popiel A., 2002. Walory florystyczne doliny Tarasienki

w województwie lubelskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 3, 63-70.
53. Weigle A. (red.) 2014. Plan ochrony dla Poleskiego Parku Narodowego i obszarów Natura 2000 w granicach Parku. Operat Generalny i 13 operatów szczegółowych. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska.
54. Załuski T. 1995. Łąki selernicowe (związek *Cnidion dubii* Bal.-Tul. 1966) w Polsce. Monogr. Bot., 77, 1-142.
55. Załuski T. 1999. Specyfika florystyczna łąk selernicowych w Polsce. Fol. Univ. Agric. Stetin., 197, Agricultura, 75, 363-366.
56. Załuski T. 2005. Zbiorowiska trawiaste w kształtowaniu krajobrazu. Mat. Konf. Nauk. „Walory paszowe i krajobrazowe zbiorowisk trawiastych". Lublin, 17-25.
57. Zastawny J. 1992. Sukcesje zbiorowisk roślinnych łąk zagospodarowanych w niektórych dolinach rzecznych Wielkopolski. Wiad. IMUZ, 7 (2), 111-123.
58. Zawistowski F. 1963. Sposoby wyróżniania siedlisk łąk trzęślicowych dla celów przedmelioracyjnych na przykładzie łąk doliny Gąsawki. Rocz. Nauk Rol., t. 106, Seria D – Monografie, 1-112.

Streszczenie

Łąki na terenie Polesia Lubelskiego występują głównie w dolinach rzek (Bug, Tyśmienica, Piwonia, Mietiułka, Włodawka, Tarasienka, Krzemianka, Hanna, Ochoża, Bobrówka), na kilkunastu dużych kompleksach torfowisk niskich (m.in. Krowie Bagno, Łąki Zienkowskie, Łąki Orłowskie, Garbatówka, Bagno Bubnów, Bagno Staw, Łąki Sokole) oraz na torfowiskach otaczających jeziora (m.in. Uściwierz, Bikcze, Nadrybie).

Największą powierzchnię zajmują półnaturalne zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Na siedliskach wilgotnych i mokrych spotykane są zespoły z rzędu *Molinietalia caeruleae*, natomiast na siedliskach świeżych – z rzędu *Arrhenatheretalia,* zwykle użytkowane kośnie lub pastwiskowo. W rowach melioracyjnych i kanałach oraz lokalnych obniżeniach terenu wykształcają się płaty roślinności szuwarowej z klasy *Phragmitetea*, a także torfowisk niskich i przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. W niektórych rowach i kanałach, a także rozlewiskach występuje roślinność wodna z klas *Lemnetea* i *Potametea*, rzadziej *Charetea.* Nieużytkowane łąki (brak koszenia i wypasu) porastają zbiorowiska zaroślowe z udziałem wierzb – zespół *Salicetum pentandro-cinereae*, rzadziej *Betulo-Salicetum repentis* z przewagą brzozy niskiej *Betula humilis* i wierzby rokity *Salix repens* subsp. *rosmarinifolia.* W zbiorowiskach łąkowych Polesia Lubelskiego występują gatunki rzadkie i objęte ochroną prawną, jak np. starodub łąkowy *Ostericum palustre,* zerwa

kulista *Phyteuma orbiculare*, groszek szerokolistny *Lathyrus latifolius*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* ssp. *bicolor*, czarcikęsik Kluka *Succisella inflexa*, wielosił błękitny *Polemonium coeruleum*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum*, brzoza niska *Betula humilis*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, goździk pyszny *Dianthus superbus*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, gnidosz błotny i królewski *Pedicularis palustris* i *P. sceptrum-carolinum*, ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum*, kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*, lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, kukułki krwista, żółtawa, szerokolistna i plamista *Dactylorhiza incarnata*, *D. incarnata* ssp. *ochroleuca*, *D. majalis* i *D. maculata*, listera jajowata *Listera ovata*, storczyki kukawka i męski *Orchis militaris* i *O. morio*, kłoć wiechowata *Cladium mariscus*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus*, turzyca Davalla *Carex davalliana*, bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*.

Badania przeprowadzone na terenie Polesia Lubelskiego wskazują na zmniejszenie powierzchni zbiorowisk łąkowych. Zmniejszeniu uległa powierzchnia łąk świeżych ze związku *Arrhenatherion*. Ze względu na spadek pogłowia zwierząt gospodarskich i brak wypasu znacznie zmniejszyła się również powierzchnia zbiorowisk pastwiskowych – zespół *Lolio-Cynosuretum*. Wskutek zarastania i braku koszenia zmniejszyła się także powierzchnia zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych *Selino-Molinietum* oraz ostrożeniowych *Cirsietum rivulare*.

Występujące na terenie Polesia Lubelskiego zbiorowiska łąkowe powinny być objęte ochroną czynną. Ochrona ta powinna polegać na koszeniu w terminie odpowiednim dla danego typu łąk lub prowadzeniu wypasu z uwzględnieniem optymalnej obsady dostosowanej do potencjału produkcyjnego pastwisk. Dodatkowymi działaniami powinny być usuwanie nalotu drzew i krzewów oraz utrzymanie odpowiedniego reżimu wodnego.

Danuta Urban, Hanna Wójciak, Michał Klimczak

6.5. Ekosystemy muraw napiaskowych

6.5.1. Wstęp

Zbiorowiska suchych piaszczysk z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* występują na sandrach, stożkach nasypowych, piaskach dolinowych, wydmach śródlądowych oraz piaskach akumulacji lodowcowej. Związane są z siedliskami silnie nasłonecznionymi, suchymi i przepuszczalnymi. Murawy psammofilne występujące na terenie Polski charakteryzują się szybkimi zmianami składu florystycznego, a także obecnością gatunków łatwo zasiedlających tereny otwarte i wolne od konkurencji. Roślinność muraw napiaskowych inicjuje sukcesję pierwotną na wydmach śródlądowych. Najczęściej jednak zbiorowiska te tworzą się w procesie sukcesji wtórej na terenach przekształconych, np. zrębach, poboczach dróg gruntowych, odłogach, a także w wyrobiskach powstałych po eksploatacji piasku i żwiru [np. Czyżewska 1992; Trąba 2007; Urban 2009; Woch 2007]. Zbiorowiska suchych piaszczysk z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* na terenie Polesia Lubelskiego występują na wydmach, piaszczystych wzniesieniach i najczęściej na pobrzeżach dróg śródleśnych i śródpolnych, na odłogach, a także w wyrobiskach po eksploatacji piasku. Niektóre, bogate w gatunki, płaty tych muraw należą do siedliska przyrodniczego z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej – 6120*Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe.

6.5.2. Materiały i metody badań

Analizę zbiorowisk roślinnych z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* przeprowadzono w oparciu o analizę danych literaturowych [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1963, 1966, 1991, 2007; Fijałkowski, Izdebski 2008; Fijałkowski i in. 2002; Urban 2009; Urban, Wójciak 1999, 200; Wawer, Urban 1999; Wójciak, Urban 2009] i badania własne [Urban, Wójciak materiały niepublikowane]. Nazewnictwo fitosocjologiczne i terminologię stosowaną w opracowaniu przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], a nomenklaturę roślin naczyniowych podano za Mirkiem i in. [2002], mszaków za Ochyrą [2003], porostów według Fałtynowicza i Kossowskiej [2016].

6.5.3. Retrospekcja

Na podstawie danych z literatury [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1963, 1966, 1991, 2007; Fijałkowski, Izdebski 2008; Fijałkowski i in. 2002; Urban 2009; Urban i in. 2020; Urban, Wójciak 1999, 2002; Wawer, Urban 1999] oraz badań własnych oceniono skalę zmian muraw napiaskowych z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* na terenie Polesia

Lubelskiego. Zmniejszeniu uległa powierzchnia tych muraw, a powodem była naturalna sukcesja (stopniowe zarastanie krzewami i drzewami) oraz zalesianie, głównie sosną. W przypadku muraw napiaskowych z zespołu *Spergulo vernalis-Corynephoretum* na niektórych stanowiskach odnotowano większy udział mietlicy pospolitej *Agrostis capillaris* i wkraczanie gatunków ekspansywnych obcego pochodzenia, np. czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*. Przyczyną był brak użytkowania pastwiskowego lub kośnego. W ostatnich latach (od 2013 r.) na terenie Poleskiego Parku Narodowego powierzchnia ciepłolubnych muraw napiaskowych uległa powiększeniu dzięki zabiegom ochrony czynnej, tj. wycinaniu krzewów i podrostowi drzew [Urban i in. 2020].

6.5.4. Aktualne zasoby i walory

Na terenie Polesia Lubelskiego zbiorowiska psammofilnych muraw suchych i ubogich piaszczysk z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* występują najczęściej na wydmach, piaszczystych brzegach lasów, pobrzeżach dróg śródleśnych i śródpolnych, na polanach, a także w wielu miejscach po eksploatacji piasku (np. w okolicach Hniszowa, Jabłecznej). Duże płaty tych muraw spotykane są na wydmach w dolinie Bugu, np. w pobliżu Hniszowa, Woli Uhruskiej, Starego Stulna, Włodawy, Hanny, Kodnia, Kostomłotów (fot. 1). Przynależność fitosocjologiczna tych zbiorowisk jest następująca:

Cl. *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* Klika in Klika et Novak 1941
O. *Corynephoretalia canescentis* R.Tx. 1937
All. *Coryneohorion canescentis* Klika 1937
Ass. *Spergulo vernalis-Corynephoretum* (R.Tx. 1928) Libb. 1933
Ass. *Corniculario-Cladonietum mitis* Krieger 1937 ex Krotoska et Tobolewski 1978
All. *Vicio lathyroidis-Potentillion argenteae* Brzeg in Brzeg et M.Wojt. 1926
Ass. *Diantho-Armerietum elongatae* Krausch 1959
All. *Koelerion glaucae* (Volk 1931) Klika 1935
Ass. *Corynephoro-Silenetum tataricae* Libb. 1931
Ass. *Sileno otitis-Festucetum* Libb. 1933
Ass. *Festuco psammophilae-Koelerietum* Klika 1931
Zb. *Petasites spurius*

Fot. 1. Murawy suchych i ubogich piaszczysk z klasy
Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Do najbardziej rozpowszechnionych należą murawy szczotlichowe ze związku *Corynephoro canescentis*. Na Polesiu Lubelskim są one reprezentowane przez dwa zespoły: *Spergulo vernalis-Corynephoretum* i *Corniculario-Cladonietum mitis.* W pierwszym z wymienionych zespołów (fot. 2, 3, 4) największe zwarcie osiąga szczotlicha siwa *Corynephorus canescens* (do 70-80%). Udział pozostałych gatunków charakterystycznych, tj. sporka wiosennego *Spergula morisonii* oraz chroszcza nagołodygowego *Teesdalea nudicaulis*, jest znacznie mniejszy. Domieszkę tworzą (w niektórych płatach liczne): jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, jasieniec piaskowy *Jasione montana*, szczaw polny *Rumex acetosella*, czerwiec roczny i trwały *Scleranthus annuus* i *S. perennis*, rozchodnik ostry i sześciorzędowy *Sedum acre* i *S. sexangulare* oraz kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*. Znacznie rzadziej występują lepnica litewska *Silene lithuanica*, chondrilla sztywna *Chondrilla juncea*, goździk piaskowy *Dianthus arenarius*, widłak goździsty *Lycopodium clavatum*, a także mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi.* W warstwie mszaków najczęściej rosną: płonnik włosisty *Polytrichum piliferum,* zęboróg purpurowy *Ceratodon purpureus* i szroniak siwy *Niphotrichum canescens*. Dość często obserwuje się drobnego wątrobowca – buławniczkę zwyczajną *Cephaloziella divaricata.*

W niektórych płatach dużą domieszkę stanowią porosty z rodzaju chrobotki *Cladonia*. Inicjalne murawy napiaskowe należą do siedlisk bardzo ubogich w gatunki. Największą rolę odgrywa szczotlicha siwa *Corynephorus canescens*. Poza tym występują rośliny jednoroczne, rozwijające się wiosną, jak: sporek wiosennny *Spergula morisonii*, chroszcz nagołodygowy *Teesdalea nudicaulis*, przetacznik Dillena *Veronica dillenii* i nicennica drobna *Filago minima*.

Fot. 2. Zespół *Spergulo vernalis-Corynephoretum* – wydma w pobliżu Hanny w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

W zespole *Corniculario-Cladonietum mitis* (fot. 5) dominują porosty, a zwłaszcza chrobotki, np. leśny, rogokształtny, gwiazdkowaty, kieliszkowy, widlasty *Cladonia mitis, C. subulata, C. uncialis, C. chlorophaea, C. furcata*, a także płucnica kolczasta i darenkowa *Cetraria aculeata* i *C. muricata*. W niektórych płatach duży udział ma ziarniak humusowy *Placynthiella uliginosa*, porost o plesze skorupiastej, rozpoczynający proces utrwalania podłoża [Wójciak, Urban 2009]. Udział gatunków roślin naczyniowych jest niewielki, a obficiej występuje jedynie szczotlicha siwa *Corynephorus canescens.*

Fot. 3. Zespół *Spergulo vernalis-Corynephoretum* – Poleski Park Narodowy (fot. D. Urban)

Fot. 4. Zespół *Spergulo vernalis-Corynephoretum* z dużym udziałem porostów z rodzaju *Cladonia* (fot. D. Urban)

Fot. 5. Płat zespołu *Corniculario-Cladonietum mitis* – wydma w dolinie Bugu (fot. D. Urban)

Związek *Vicio lathyroidis-Potentillion argenteae* na terenie Polesia Lubelskiego jest reprezentowany przez zespół mezofilnych niskich muraw piaskowych *Diantho-Armerietum elongatae*. Płaty tego zespołu występują głównie w dolinie Bugu (zwłaszcza w okolicach Woli Uhruskiej, Zbereża, Dołhobrodów, Jabłecznej i Kodnia), na wzniesieniach uformowanych z aluwiów rzecznych, zbudowanych z piasków słabo gliniastych, a także na starych ugorach i rzadziej poboczach dróg, także w miejscach, gdzie prowadzony jest wypas, na siedliskach dawnych łęgów topolowych. Gatunkami dominującymi są trawy o kseromorficznej budowie, jak kostrzewa owcza *Festuca ovina* i mietlica pospolita *Agrostis capillaris*, w niektórych płatach zaznacza się także udział szczotlichy siwej *Corynephorus canescens* oraz kostrzewy czerwonej *Festuca rubra.* Obficie występują także: zawciąg pospolity *Armeria maritima*, jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella*, macierzanka piaskowa *Thymus serpyllum*, goździk kropkowany *Dianthus deltoides*, przytulia właściwa *Galium verum*. Rzadziej rosną bylica polna *Artemisia campestris*, pięciornik srebrny *Potentilla argentea*, wiązówka bulwkowa *Filipendula vulgaris* i przytulia północna *Galium boreale*. W niektórych płatach tej asocjacji zaznacza się udział gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea.*

Zbiorowiska ze związku *Koelerion glaucae* należą do zbiorowisk o charakterze kontynentalnym, a ich skład florystyczny jest zbliżony do kserotermicznych muraw stepowych. Na terenie Polesia Lubelskiego jest reprezentowany przez zespoły: *Corynephoro-Silenetum tataricae, Sileno otitis-Festucetum* i rzadziej *Festuco psammophilae-Koelerietum* oraz zbiorowisko *Petasites spurius.* Pierwszy z wymienionych zespołów występuje głównie w dolinie Bugu na piaszczystych aluwiach w miejscach nieznacznie wzniesionych i bardzo rzadko zalewanych. Gatunkami dominującymi są lepnice: tatarska *Silene tatarica* i rzadziej litewska *Silene lithuanica* (fot. 6), a wśród gatunków towarzyszących występują: rozchodnik sześciorzędowy *Sedum sexangulare*, zawciąg pospolity *Armeria maritima,* trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos* i rzadko lepiężnik kutnerowaty *Petasites spurius.* Zbiorowisko *Sileno otitis-Festucetum* jest zbliżone do *Diantho-Armerietum*. Różni się udziałem gatunków subkontynentalnych, takich jak lepnica wąskopłatkowa *Silene otites*, goździk kartuzek *Dianthus carthusianorum* i chaber nadreński *Centaurea stoebe.* Niewielkie powierzchniowo płaty tego zespołu występują głównie w dolinie Bugu. W składzie florystycznym *Festuco psammophilae-Koelerietum* dominują trawy: strzęplica sina *Koeleria glauca* i szczotlicha siwa *Corynephorus canescens*, a także lepnica zielonawa *Silene chlorantha*, gorysz pagórkowy *Peucedanum oreoselinum,* bylica polna *Artemisia campestris*, nawłoć pospolita *Solidago virgaurea,* macierzanka piaskowa *Thymus serpyllum* i rzadziej goździk piaskowy *Dianthus arenarius* oraz łyszczec baldachogronowy *Gypsophila fastigiata.* Zbiorowisko z dominującym lepiężnikiem kutnerowatym *Petasites spurius* występuje bardzo rzadko na terenie Polesia Lubelskiego (kilka niedużych płatów zbiorowiska wykształconych na luźnych piaskach nadrzecznych w dolinie Bugu).

W murawach z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretalia canescentis* odnotowano obecność rzadkich i objętych ochroną prawną gatunków roślin naczyniowych, takich jak: widłak goździsty *Lycopodium clavatum,* kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium*, lepnica litewska i tatarska *Silene lithuanica* i *S. tatarica,* chroszcz nagołodygowy *Teesdalea nudicaulis,* chondilla sztywna *Chondrilla juncea*, a także porostów: karlinka brodawkowata *Pycnothelia papillaria,* płucnica darenkowa *Cetraria muricata* i chróścik karłowaty *Stereocaulon condensatum*.

Na terenie Polesia Zachodniego występują płaty siedliska przyrodniczego z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej – 6120 Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (*Koelerion glaucae*). Płaty te odznaczają się niewielkim udziałem gatunków reprezentatywnych dla tego siedliska. Spośród kilkudziesięciu gatunków typowych dla tego siedliska w płatach muraw

z terenu Polesia Lubelskiego występują: lepnica tatarska, litewska i wąskopłatkowa *Silene tatarica, S. lithuanica* i *S. otites,* szczotlicha siwa *Corynephorus canescens*, rozchodnik sześciorzędowy i ostry *Sedum sexangulare* i *S. acre* goździk kartuzek *Dianthus carthusianorum*, kostrzewa piaskowa *Festuca psammophila,* piaskownica zwyczajna *Ammophilla arenaria*, strzęplica sina *Koeleria glauca,* goździk piaskowy *Dianthus arenarius,* zawciąg polny *Aremeria elongata* subsp. *elongata*, trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos,* turzyca wczesna *Carex praecox*, lepiężnik kutnerowaty *Petasites spurius,* pyleniec pospolity *Berteroa incana*, stokłosa dachowa *Bromus tectorum*, wiosnówka pospolita *Erophila verna,* chondrilla sztywna *Chondrilla juncea*, gorysz pagórkowy *Peucedanum oreoselinum,* chaber nadreński *Centaurea stoebe*, łyszczec baldachogronowy *Gypsophila fastigiata,* macierzanka piaskowa *Thymus serpyllum.* W niektórych płatach zauważa się duży udział gatunków ze związku *Corynephorion canescentis*, jak: szczotlicha siwa *Corynephorus canescens,* czerwiec trwały *Scleranthus perennis* i mietlica pospolita *Agrostis capillaris*. Stan tego siedliska na terenie Polesia Lubelskiego jest zróżnicowany. Jedynie nieliczne stanowiska (najlepiej zachowane i w pełni naturalne) mogą przetrwać bez zabiegów ochrony czynnej.

Fot. 6. Lepnica litewska *Silene lithuanica* (fot. D. Urban)

6.5.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony

Murawy napiaskowe z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretalia canescentis* należą w Polsce, a także na terenie Polesia Lubelskiego do zagrożonych w skali lokalnej. W przypadku zespołu *Spergulo-Cotrynephoretum canescentis* jednym z zagrożeń jest sukcesja prowadząca do zmiany składu gatunkowego muraw i niekiedy do powstania leśnych zbiorowisk ubogich borów suchych. Trąba [2007] podaje, że trwałość muraw szczotlichowych wynosi około 25 lat. W pierwszych latach (5-7 lat) powstaje macierzankowa postać tego zespołu, a potem od 10. roku podzespół chrobotkowy. Stadia terminalne rozpoczynają się po 22. roku. Od momentu pojawienia się pierwszych drzew i krzewów ulegają stopniowo zmianie warunki mikroklimatyczne i wilgotnościowe. Powoduje to ustępowanie światłolubnych i sucholubnych gatunków murawowych i wkraczania mezofilnych mchów oraz porostów. W przypadku sztucznych nasadzeń sosny gatunki muraw psammofilnych jeszcze szybciej zanikają, a ich miejsce zajmują leśne gatunki mchów.

Innym zagrożeniem są ekspansywne gatunki obcego pochodzenia: nawłocie *Solidago* spp., przegorzan kulisty *Echinops sphaerocephalus*, robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, słonecznik bulwiasty *Helianthus tuberosus* i tomka oścista *Anthoxanthum aristatum*.

Ciepłolubne murawy napiaskowe z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretalia canescentis* należą do roślinności półnaturalnej, która utrzymuje się dzięki skrajnym warunkom siedliskowym oraz działalności człowieka [Kapuściński 2012]. Występujące na terenie Polesia Lubelskiego ciepłolubne murawy powinny być objęte ochroną czynną. Ochrona ta jest możliwa poprzez zahamowanie procesu sukcesji wtórnej. Należy przede wszystkim usuwać nalot drzew i krzewów (w przypadku pojawienia się podrostu drzew i krzewów lub odrośli na tych powierzchniach konieczne jest powtarzanie zabiegów). Do innych zabiegów, dzięki którym jest możliwe zachowanie muraw psammofilnych, należą także usuwanie zwartej pokrywy roślinnej i odsłanianie gleby (zmniejszenie wilgotności podłoża oraz ograniczenie odkładania materii organicznej i tym samym zmniejszenie eutrofizacji siedliska) oraz kontrolowany wypas prowadzony przy użyciu lokalnych ras owiec [Kapuściński 2012; Kujawa-Pawlaczyk 2010]. Podobnymi zabiegami powinny być objęte murawy zespołów *Corynephoro-Silenetum tataricae, Sileno otitis-Festucetum* i *Festuco psammophilae-Koelerietum.* W przypadku niektórych płatów tych zbiorowisk występujących w dolinie Bugu (miejsca, w których oddziaływanie rzeki wpływa na trwałość siedlisk i obecny stan jest stabilny) wystarczy ochrona bierna [Kujawa-Pawlaczyk 2010].

Piśmiennictwo

1. Baryła R., Urban D. 2002. Ekosystemy łąkowe. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Wyd. Morpol, Lublin, 199-216.
2. Czyżewska K. 1992. Syntaksonomia śródlądowych pionierskich muraw napiskowych. Monogr. Bot., 74, 1-174.
3. Fałtynowicz W., Kossowska M. 2016. The lichens of Poland. A fourth checklist. Acta Bot. Silesiaca Monographie, Wrocław, 1-122.
4. Fijałkowski D. 1963. Szata roślinna Polesia Lubelskiego. [W]: Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 65-88.
5. Fijałkowski D. 1966. Zbiorowiska roślinne lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach województwa lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 21, 247-312.
6. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 1-303.
7. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. LTN, Lublin, 1-366.
8. Fijałkowski D., Andrijenko T., Onyszczenko W., Święs F., Urban D. 2002. Ekosystemy lądowe – leśne, kserotermiczne i synantropijne Polesia (flora i fitocenozy). [W:] red. Radwan S. i in., Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, 147-177.
9. Kapuściński R. 2012. Ochrona przyrody terenów otwartych. Murawy, łąki, wrzosowiska, skały. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa, 1-224.
10. Kujawa-Pawlaczyk J. 2010. 6120* Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe. [W:] red. Mróz W., Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, 106-118.
11. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania roślinności Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 1-536.
12. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and Pteridophytes od Poland a checklist. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Academy of Scienes, Kraków, 1-442.
13. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of polish mosses – Katalog mchów Polski. Polish Academy of Science. Institute of Botany, Kraków, 1-183.
14. Trąba Cz. 2007. Walory śródlądowych muraw psammofilnych. Aura, 5, 26-29.
15. Urban D. 2009. Walory florystyczne i fitosocjologiczne wybranych piaskowni w województwie lubelskim. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 535, 453-462.

16. Urban D., Kulik M., Tokarz E. 2020. Wrzosowiska i murawy. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 233-245.
17. Urban D., Wójciak H. 1999. Walory florystyczne i fitosocjologiczne doliny Bugu (okolice Skryhiczyna-Starosiela, Hniszowa i Dołhobrodów-Jabłecznej). [W:] red. Kucharczyk M., Problemy ochrony i renaturalizacji dolin dużych rzek Europy. Wyd. UMCS, Lublin, 127-130.
18. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] red. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K. H., Rzeka Bug – korytarz ekologiczny. IUCN Office for Central Europe, 96-112.
19. Wawer M., Urban D. 1999. Charakterystyka szaty roślinnej. [W:] red. Wojciechowska W., Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona. Wyd. KUL, Lublin, 101-117.
20. Woch M.W. 2007. Szata roślinna wyrobiska Kopalni Piasku Szczakowa S.A. Fragm. Flor. Geobot. Polonica,14 (2), 281-309.
21. Wójciak H., Urban D. 2009. Porosty i mszaki w zbiorowiskach ze związku *Corynephorion canescentis* Klika 1934 środkowego odcinka doliny Bugu. [W:] red. Czarnecka B., Czarnecka J., Sugier P., Interakcje międzygatunkowe na różnych poziomach organizacji: osobnik – populacja – biocenoza. Materiały konferencyjne. Wyd. UMCS, Lublin, 46.

Streszczenie

Zbiorowiska suchych piaszczysk z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* na terenie Polesia Lubelskiego występują na wydmach, piaszczystych wzniesieniach i najczęściej na pobrzeżach dróg śródleśnych i śródpolnych, na odłogach, a także w wyrobiskach po eksploatacji piasku. Stwierdzono tu występowanie zespołów: *Spergulo vernalis-Corynephoretum*, *Diantho-Armerietum elongatae, Corynephoro-Silenetum tataricae, Sileno otitis-Festucetum, Festuco psammophilae-Koelerietum* oraz zbiorowiska *Petasites spurius.* Niektóre, bogate w gatunki, płaty tych muraw należą do siedliska Natura 2000 – 6120*Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe. W murawach z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* odnotowano obecność rzadkich i objętych ochroną prawną gatunków roślin naczyniowych, takich jak: widłak goździsty *Lycopodium clavatum,* kocanki piaskowe *Helichrysum arenarium,* lepnica litewska i tatarska *Silene lithuanica* i *S. tatarica,*

chroszcz nagołodygowy *Teesdalea nudicaulis*, chondrilla sztywna *Chondrilla juncea*, a także porostów: karlinki brodawkowatej *Pycnothelia papillaria*, płucnicy darenkowej *Cetraria muricata* i chróścika karłowatego *Stereocaulon condensatum*.

Występujące na terenie Polesia Lubelskiego ciepłolubne murawy powinny być objęte ochroną czynną. Ochrona ta jest możliwa poprzez zahamowanie procesu sukcesji wtórnej. Należy przede wszystkim eliminować nalot drzew i krzewów, a także usuwać (co kilka lat) zwartą pokrywę roślinną i odsłanianiać glebę, a także prowadzić kontrolowany wypas owiec.

Danuta Urban, Hanna Wójciak

6.6. Ekosystemy wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea*

6.6.1. Wstęp

Zbiorowiska półnaturalnych i antropogenicznych wrzosowisk oraz ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea* zajmowały kiedyś niewielkie powierzchnie w specyficznych warunkach środowiska, a na skutek działalności człowieka rozprzestrzeniły się spontanicznie [Matuszkiewicz 2008]. W Polsce spotykane są na niżu, a także w górach. Mają najczęściej charakter antropogeniczny i powstają w wyniku zubożenia i zakwaszenia gleby w miejscach po wyciętych borach bagiennych, wilgotnych, świeżych lub mieszanych, a także na obrzeżach łąk i ekstensywnie użytkowanych pastwisk [Wysocki, Sikorski 2009]. Zbiorowiska wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych związane są z kwaśnymi i ubogimi glebami piaszczystymi. Bogate w gatunki płaty muraw bliźniczkowych i wrzosowisk występujące na terenie Polesia Lubelskiego reprezentują siedliska przyrodnicze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej: 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion, Pohlio-Callunion, Calluno-Arctostaphylion*) i 6230*Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardetalia* – płaty bogate florystycznie).

6.6.2. Materiały i metody badań

Analizę zbiorowisk z klasy *Nardo-Callunetea* przeprowadzono w oparciu o analizę danych literaturowych [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1963, 1966, 1991, 2007; Fijałkowski, Izdebski 2008; Fijałkowski i in. 2002; Urban 2009; Urban i in. 2020; Urban, Wójciak 2002], ekspertyzy [Urban, Wójciak 2014] oraz badania własne [Urban, Wójciak materiały niepublikowane]. Nazewnictwo fitosocjologiczne i terminologię stosowaną w opracowaniu przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], nomenklaturę roślin naczyniowych podano za Mirkiem i in. [2002], a mszaków za Ochyrą i in. [2003].

6.6.3. Retrospekcja

Na podstawie danych z literatury [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1963, 1966, 1991, 2007; Fijałkowski, Izdebski 2008; Fijałkowski i in. 2002; Urban 2009; Urban i n. 2020; Urban, Wójciak 2002] oraz badań własnych oceniono skalę zmian wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea* na terenie Polesia Lubelskiego. W wyniku naturalnej sukcesji niektóre płaty suchych wrzosowisk uległy przekształceniu w zbiorowisko jałowca pospolitego (np. wrzosowiska w pobliżu miejscowości Horodyszcze). Na niektórych

stanowiskach odnotowano wkraczanie gatunków ekspansywnych obcego pochodzenia, np. czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*. Z powodu zarastania krzewami i drzewami, a także zalesiania sosną oraz braku użytkowania pastwiskowego znacznemu zmniejszeniu uległa powierzchnia zbiorowisk z klasy *Nardo-Callunetea* na terenie Polesia Lubelskiego.

W ostatnich latach (od 2013 r.) powierzchnia niektórych wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea* (na terenie Poleskiego Parku Narodowego, a także w okolicach Horodyszcza, Maśluch i Żłobka) uległa powiększeniu dzięki zabiegom ochrony czynnej, tj. wycinaniu krzewów i podrostowi drzew oraz wprowadzeniu wypasu owiec i kóz [Urban i in. 2020; Urban, Wójciak 2014].

6.6.4. Aktualne zasoby i walory

Na terenie Polesia Lubelskiego wrzosowiska i murawy bliźniczkowe z klasy *Nardo-Callunetea* (fot. 1) występują na lokalnych wzniesieniach charakteryzujących się słabszym uwilgotnieniem, a także piaszczystych poboczach dróg leśnych i rzadziej porębach. Największe powierzchnie wrzosowisk i muraw bliźniczkowych odnotowano w pobliżu miejscowości Horodyszcze, Maśluchy, Orzechów i Żłobek, a także w Poleskim Parku Narodowym oraz rzadziej w dolinie Bugu i na poboczach piaszczystych dróg, niekiedy również w starych piaskowniach [Baryła, Urban 2002; Fijałkowski 1963, 1966, 1991, 2007, Fijałkowski, Izdebski 2008; Fijałkowski i in. 2002; Urban 2009; Urban, Wójciak 2002]. Przynależność fitosocjologiczna tych zbiorowisk jest następująca:

Cl. *Nardo-Callunetea* Prsg 1949
- O. *Nardetalia* Prsg 1949
  - All. *Violion caninae* Schwick 1944
    - Ass. *Polygalo-Nardetum* Prsg 1953
    - Ass. *Nardo-Juncetum squarrosi* Nordh. 1920 Bük. 1942
    - Ass. *Calluno-Nardetum strictae* Hrync. 1959
- O. *Calluno-Ulicetalia* (Quant.1935) R.Tx. 1937
  - All. *Pohlio-Callunetum* Shimwell 1973 em Brzeg 1981
    - Ass. *Pohlio-Callunetum* Shimwell 1973 em Brzeg 1981
  - All. *Calluno-Arctostaphylion* R.Tx. et Prsg 1949
    - Ass. *Arctostaphylo-Callunetum* R.Tx. et Prsg 1940

Do cennych należą półnaturalne i naturalne zbiorowiska muraw bliźniczkowych (fot. 1, 2) z rzędu *Nardetalia* i związku *Violion caninae*. Na Polesiu Lubelskim są one reprezentowane przez trzy zespoły: *Polygalo-Nardetum, Nardo-Juncetum squarrosi* i *Calluno-Nardetum.* Zajmują ubogie i bardzo ubogie gleby o zróżnicowanej wilgotności w miejscach intensywnie wypasanych (nienawożonych). Pierwszy z wymienionych zespołów, tzw. sucha psiara (osiągający w Polsce wschodnią granicę zasięgu), występuje w postaci niewielkich

powierzchniowo płatów, zwykle po wycięciu borów mieszanych i uboższych postaci grądów. Charakteryzuje się małą różnorodnością florystyczną, a tworzy go głównie bliźniczka psia trawka *Nardus stricta*, rzadziej krzyżownica zwyczajna *Polygala vulgaris* i fiołek psi *Viola canina*. Rosną tu także gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, jak np. krwawnik pospolity *Achillea millefolium* i wiechlina łąkowa *Poa pratensis*. Zespół *Nardo-Juncetum squarrosi* (tzw. mokra psiara) występuje rzadziej, np. na brzegach przesuszonych torfowisk oraz przy śródleśnych drogach w sąsiedztwie torfowisk. Gatunkiem dominującym jest bliźniczka psia trawka *Nardus stricta*, duży udział mają także sit sztywny *Juncus squarrosus* i w niektórych płatach izgrzyca przyziemna *Danthonia decumbens* oraz mietlica pospolita *Agrostis capillaris*. Domieszkę stanowią gatunki z klas *Vaccinio-Piceetea* i *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. W zespole *Calluno-Nardetum* (tzw. tłoki) oprócz bliźniczki psiej trawki *Nardus stricta* duży udział osiągają wrzos pospolity *Calluna vulgaris* (fot. 3), a także izgrzyca przyziemna *Danthonia decumbens*, jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella* i pięciornik kurze ziele *Potentilla erecta*. W wielu płatach tych muraw licznie występują gatunki z klasy *Vaccinio-Piceetea*. W warstwie mszaków dominuje rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi*. Warstwę krzewów tworzą pojedynczo rosnące – sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, brzoza brodawkowata *Betula pendula* i rzadziej jałowiec pospolity *Juniperus communis*.

Fot. 1. Murawy bliźniczkowe w Horodyszczu (fot. D. Urban)

Fot. 2. Murawy bliźniczkowe w Poleskim Parku Narodowym (fot. D. Urban)

Fot. 3. Wrzosowiska i murawy bliźniczkowe w Maśluchach (fot. D. Urban)

Wrzosowiska z rzędu *Calluno-Ulicetalia* rozwijają się w miejscach ubogich, oligotroficznych, na podłożu piaszczystym, niejednokrotnie na obszarach zwydmionych. Rząd ten jest reprezentowany na Polesiu Lubelskim przez dwa zespoły: *Pohlio-Callunetum* ze

związku *Pohlio-Callunion* i *Arctostaphylo-Callunetum* ze związku *Calluno-Arctostaphylion.* W pierwszym z wymienionych zespołów (wrzosowiska knotnikowe) w warstwie roślinności zielnej dominuje wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris*, a w warstwie mchów i porostów – rokietnik pospolity *Pleurozium schreberi.* Zaznacza się także duży udział gatunków leśnych z klasy *Vaccinio-Piceetea.* Spotykane są także płaty o wilgotnym charakterze, z trzęślicą modrą *Molinia caerulea* i niekiedy z udziałem borówki bagiennej *Vaccinium uliginosum* (np. w pobliżu miejscowości Żłobek). Zbiorowisko to wykształca się także, w postaci niewielkich powierzchniowo płatów, na porębach, pasach przeciwpożarowych i przydrożach w kompleksach borów świeżych. Zespół *Arctostaphylo-Callunetum* (wrzosowiska mącznicowe) występuje rzadko na Polesiu Lubelskim, zwykle na obrzeżach borów świeżych, czasem na skraju przydrożnych rowów. Najwięcej płatów tego zespołu odnotowano w kompleksie Lasów Sobiborskich. Duży udział (do 90%) osiąga tu gatunek charakterystyczny – mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi* (fot. 4).

Fot. 4. Mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi*

Spośród gatunków objętych ochroną prawną w murawach bliźniczkowych i wrzosowiskach rosną: podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum* (fot. 5), mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi* i widłak goździsty *Lycopodium clavatum*. Populacja podejźrzona rutolistnego *Botrichium multifidum* na terenie Obszaru Natura 2000 PLH060105

Maśluchy jest jedną z największych w Polsce i liczy ok. 1000 osobników. Podejźrzon rutolistny rośnie najliczniej i osiąga większe rozmiary w płatach z dominacją izgrzycy przyziemnej *Danthonia decumbens* oraz mietlicy pospolitej *Agrostis capillaris* i jastrzębca kosmaczka *Hieracium pilosella*, natomiast wśród kęp wrzosu pospolitego *Calluna vulgaris* znaleziono zaledwie kilka osobników [Wójciak i in. 2009].

Fot. 5. *Botrychium multifidum* (fot. H. Wójciak)

Na terenie Polesia Zachodniego występują płaty siedlisk przyrodniczych z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej: 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion, Pohlio-Callunion, Calluno-Arctostaphylion*) i 6230*Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardetalia* – płaty bogate florystycznie).

Siedlisko przyrodnicze 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion, Pohlio-Callunion, Calluno-Arctostaphylion*) ma zwykle postać niskich zbiorowisk krzewinkowych. Najczęściej występuje tzw. wrzosowisko knotnikowe, z wrzosem pospolitym *Calluna vulgaris* oraz mszystą warstwą z dominującym borześladem zwisłym *Pohlia nutans*, i rzadziej wrzosowiska mącznicowe, z dużym udziałem mącznicy lekarskiej *Arctostaphyllos uva-ursi*.

Siedlisko 6230*Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardetalia* – płaty bogate florystycznie) obejmuje acidofilne murawy z panującą bliźniczką psią trawką (psiary). Na Polesiu Lubelskim występuje na rozproszonych stanowiskach

i sąsiaduje często z murawami psammofilnymi, kserotermicznymi, wrzosowiskami, wilgotnymi łąkami oraz torfowiskami. Charakterystyczną cechą tych muraw bliźniczkowych jest dominacja bliźniczki psiej trawki *Nardus stricta* (pokrycie do 90%).

6.6.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony

Murawy bliźniczkowe są zbiorowiskami półnaturalnymi powstałymi w wyniku długotrwałego, ekstensywnego wypasu łąk świeżych, przy słabym nawożeniu lub jego braku. Głównymi zagrożeniami dla występujących na terenie Polesia Lubelskiego tych muraw są zarastanie przez roślinność drzewiastą i krzewiastą oraz ekspansywne gatunki roślin (np. trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos*, konyza kanadyjska *Conyza canadensis*, nawłocie *Solidago* spp.). Zdaniem Kostucha [1969], także i wilgotność gleby ma wpływ na zdolność konkurencyjną bliźniczki psiej trawki *Nardus stricta*. W przypadku zbyt małej wilgotności gleby bliźniczka psia trawka *Nardus stricta* jest wypierana przez gatunki kserofilne, a w przypadku zbyt dużej wilgotności – gatunki higrofilne (np. sity *Juncus* spp. oraz mchy). W wyniku braku użytkowania kośnego lub pastwiskowego następuje eutrofizacja siedliska. Do potencjalnych zagrożeń należy także zmiana sposobu użytkowania gruntów w kierunku gruntów ornych lub zalesień.

W celu poprawy (a w przyszłości zachowania) muraw bliźniczkowych należy: wycinać podrosty drzew (zwłaszcza brzoza brodawkowata *Betula pendula* i sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* z pozostawieniem pojedynczych okazów) i krzewy (kruszyna pospolita *Frangula alnus*, jałowiec pospolity *Juniperus communis*), usuwać płaty jeżyny *Rubus* spp. oraz pojawiające się na niektórych powierzchniach ekspansywne gatunki obcego pochodzenia – czeremchę amerykańską *Padus serotina* i nawłocie *Solidago* spp. Biomasa tych gatunków powinna być wyniesiona poza obręb siedliska. Najlepszą jednak metodą ochrony muraw bliźniczkowych jest wypas lub koszenie. Działania takie podjęto na terenie Poleskiego Parku Narodowego (wypas owiec i koszenie) [Urban i in. 2020], a także w okolicach miejscowości Żłobek (koszenie) [Urban, Wójciak materiały niepublikowane].

Przekształcenia wrzosowisk knotnikowych wynikające ze zmian w sposobie użytkowania terenu oraz gospodarowania w lasach (np. zarzucenie metod ochrony przeciwpożarowej polegających na utrzymywaniu otwartych powierzchni) przejawiają się nadmiernym rozrostem wrzosu pospolitego *Calluna vulgaris* i w dalszej kolejności pojawianiem się siewek drzew i krzewów oraz wykształceniem zbiorowisk leśnych [Kujawa-Pawlaczyk 2004]. Na rozległych obszarach wrzosowisk (np. Horodyszcze, Maśluchy, wrzosowiska w Poleskim Parku Narodowym) należy zapobiegać procesom sukcesji wtórnej,

co umożliwi utrzymanie odpowiednich warunków siedliskowych. W tym celu, podobnie jak w przypadku muraw bliźniczkowych, należy prowadzić okresowy kwaterowy typ wypasu (owce wrzosówki), koszenie (co kilka lat późnym latem lub jesienią), wycinanie krzewów i podrostu drzew [Gruszecki i in. 2017; Kujawa-Pawlaczyk 2004a; Pawlaczyk 2012; Perzanowska 2004]. Potwierdzeniem są badania prowadzone na wrzosowiskach w Poleskim Parku Narodowym [Urban i in. 2020] po wycięciu krzewów i podrostu drzew (fot. 6) oraz po wprowadzeniu wypasu owiec i kóz, a także po koszeniu oraz wycięciu krzewów i podrostu drzew na wrzosowiskach przeważały gatunki z klasy *Nardo-Callunetea*. Na powierzchniach bez zabiegów ochronnych odnotowano więcej gatunków łąkowych *Molinio-Arrhenatheretea* oraz krzewów i podrostu drzew.

Fot. 6. Wrzosowiska w Poleskim Parku Narodowym po usunięciu krzewów i podrostu drzew (fot. D. Urban)

Wrzosowiska mącznicowe jako zbiorowiska półnaturalne wymagają działań ochrony czynnej [Kujawa-Pawlaczyk 2004]. Zahamowanie sukcesji wtórej umożliwia utrzymanie odpowiednich warunków siedliskowych (dostęp światła, ograniczenie odkładania się nierozłożonej materii organicznej). Zabiegi ochrony czynnej powinny polegać na niedopuszczaniu do rozrostu wrzosu pospolitego *Calluna vulgaris* i zacieniania powierzchni siedliska (usuwanie drzew i krzewów). Zdaniem Kujawy-Pawlaczyk [2004], na najuboższych siedliskach (na obrzeżach borów sosnowych, na przydrożach i nasłonecznionych skarpach)

wrzosowiska mącznicowe powinny podlegać okresowemu „zdzieraniu warstwy roślinności do nagiej gleby". Badania kilkunastu płatów wrzosowisk mącznicowych w Lasach Sobiborskich [Urban, Wójciak materiały niepublikowane] wykazały, że w miejscach, w których odsłonięto glebę w trakcie oczyszczania skarp rowów przydrożnych, ponownie pojawiły się zwarte płaty mącznicy lekarskiej *Arctostaphylos uva-ursi.*

Piśmiennictwo

1. Baryła R., Urban D. 2002. Ekosystemy łąkowe. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Wyd. Morpol, Lublin, 199-216.
2. Fijałkowski D. 1963. Szata roślinna Polesia Lubelskiego. [W]: Polesie Lubelskie. Materiały z sesji naukowej Polskiego Towarzystwa Geograficznego. Wyd. Lubelskie, Lublin, 65-88.
3. Fijałkowski D. 1966. Zbiorowiska roślinne lewobrzeżnej doliny Bugu w granicach województwa lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 21, 247-312.
4. Fijałkowski D. 1991. Zespoły roślinne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, 1-303.
5. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. Wyd. LTN, Lublin, 1-366.
6. Fijałkowski D., Andrijenko T., Onyszczenko W., Święs F., Urban D. 2002. Ekosystemy lądowe – leśne, kserotermiczne i synantropijne Polesia (flora i fitocenozy). [W:] red. Radwan S. i in., Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, 147-177.
7. Fijałkowski, D., Izdebski, K. 2008. Szata roślinna. [W:] red. Uziak S., Turski R., Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. LTN, Lublin, 317-419.
8. Gruszecki T.M., Warda M., Kulik M., Junkuszew A., Patkowski K., Bojar W., Tomczuk K., Greguła-Kania M., Dudko P., Bielińska E.J., Drozd L., Szczepaniak K., Szymanowska A., Szymanowski M., Wiercińska K., Krupiński J. 2017. Wypas owiec sposobem ochrony różnorodności zbiorowisk roślinnych w cennych przyrodniczo siedliskach. Wiadomości Zootechniczne, 55, 5, 177-184.
9. Korzeniak J. 2010. 6230* Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe. [W:] red. Mróz W., Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, 130-144.
10. Kostuch R. 1969. Wpływ różnego uwilgotnienia gleby na rozwój, plonowanie i zmiany florystyczne zbiorowiska bliźniczki psiej trawki (*Nardus stricta*). Roczn. Nauk Roln., 77-F-2, 213-229.

11. Kujawa-Pawlaczyk J. 2010. 6120* Ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe. [W:] red. Mróz W., Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, 106-118.
12. Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania roślinności Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 1-536.
13. Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and Pteridophytes od Poland a checklist. W. Szafer Inst. Of Botany, Polish Academy of Scienes. Kraków, 1-442.
14. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of polish mosses – Katalog mchów Polski. Polish Academy of Science. Institute of Botany, Kraków: 1-183.
15. Pawlaczyk P. 2012. 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion*, *Pohlio-Callunion*, *Calluno-Arctostaphylion*). [W:] Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny (Mróz W. red.). Część II. GIOŚ, Warszawa, 230-246.
16. Perzanowska J. 2004. *6230 Bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardetalia* – płaty bogate florystycznie). [W:] Herbich J. (red.), Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, T. 3, 140-158.
17. Urban D. 2009. Walory florystyczne i fitosocjologiczne wybranych piaskowni w województwie lubelskim. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 535, 453-462.
18. Urban D., Kulik M., Tokarz E. 2020. Wrzosowiska i murawy. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 233-245.
19. Urban D., Wójciak H. 2002. Szata roślinna doliny Bugu w Polsce – odcinek środkowy. [W:] (red. Dombrowski A., Głowacki Z., Kovalchuk I., Michalczyk Z., Szwajgier W., Wojciechowski K. H.) Rzeka Bug – korytarz ekologiczny. IUCN Office for Central Europe, 96-112.
20. Urban D., Wójciak H. 2014. Charakterystyka botaniczna powierzchni przeznaczonych do wycinek/koszeń w obszarach Natura 2000: Horodyszcze, Uroczysko Lasów Janowskich i Niedzieliski Las. Monitoring stanu i ocena siedlisk objętych zabiegami ochronnymi. Stowarzysznie Lokalna Akcja na rzecz Środowiska Ziemi Chełmskiej. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie (maszynopis).
21. Wójciak H., Jaszcz Z., Wójciak J. 2009.Populacja *Botrychium multifidum* (S.G. Gmel.) Rupr. na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim w relacji ze zbiorowiskami roślin nasiennych. [W:] red. Czarnecka B., Czarnecka J., Sugier P. Interakcje międzygatunkowe na różnych

poziomach organizacji: osobnik – populacja – biocenoza. Materiały konferencyjne. Wyd. UMCS, Lublin, 23.
22. Wysocki Cz., Sikorski P. 2009. Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu. Wyd. SGGW, Warszawa.

Streszczenie

Na terenie Polesia Lubelskiego wrzosowiska i murawy bliźniczkowe z klasy *Nardo-Callunetea* wykształciły się na lokalnych wzniesieniach charakteryzujących się słabszym uwilgotnieniem, a także piaszczystych poboczach dróg leśnych i rzadziej porębach. Największe powierzchnie wrzosowisk i muraw bliźniczkowych występują w pobliżu miejscowości Horodyszcze, Maśluchy, Orzechów, Żłobek i w Poleskim Parku Narodowym oraz rzadziej w dolinie Bugu i na poboczach piaszczystych dróg, sporadycznie w starych piaskowniach. Stwierdzono tu występowanie zespołów: *Polygalo-Nardetum, Nardo-Juncetum squarrosi, Calluno-Nardetum strictae, Pohlio-Callunetum* i *Arctostaphylo-Callunetum.* Spośród gatunków objętych ochroną prawną w murawach bliźniczkowych i wrzosowiskach rosną: podejźrzon rutolistny *Botrychium multifidum*, mącznica lekarska *Arctostaphylos uva-ursi*, widłak goździsty *Lycopodium clavatum.*

W celu poprawy (a w przyszłości zachowania) stanu muraw bliźniczkowych i wrzosowisk należy wycinać podrosty krzewy i drzew. Najlepszą jednak metodą ochrony jest wypas owiec i kóz lub koszenie.

7. FAUNA POLESIA LUBELSKIEGO

7.1. Bezkręgowce (wybrane grupy)

Edyta Buczyńska

7.1.1. Chruściki (Trichoptera)

7.1.1.1. Wstęp

Chruściki to siódmy co do liczby gatunków rząd owadów zamieszkujący Ziemię, będący grupą siostrzaną motyli (Lepidoptera). Dotychczas na świecie opisano 16 tysięcy gatunków Trichoptera, w Polsce stwierdzono ich ponad 290 [Czachorowski 2015; Sheffield i in. 2019], a w województwie lubelskim 99 [Czachorowski i in. 2002]. Cechą charakterystyczną postaci dorosłych żyjących na lądzie jest obecność włosków na skrzydłach (łuski występują sporadycznie). Chruściki przechodzą przeobrażenie zupełne, a stadia larwalne i poczwarkowe związane są ściśle ze środowiskiem wodnym. Larwy na wardze dolnej zrośniętej ze szczękami mają brodawkę przędną produkującą jedwabne nici, które wykorzystywane są do tkania sieci łownych, nici asekuracyjnych oraz domków (całych lub ich wewnętrznej warstwy). Domki, które pełnią funkcję ochronną i wspomagają oddychanie larwy, zbudowane są z różnych materiałów, takich jak piasek, kamyczki, detrytus, fragmenty roślin czy gąbek. Skomplikowany i unikatowy behawior budowlany to znak rozpoznawczy larw chruścików. Transformacja larwy w poczwarkę zachodzi w wodzie, w domku poczwarkowym, poczwarka typu wolnego (pływająca) przegryza silnymi żuwaczkami swoje schronienie i wychodzi na ląd, gdzie odbywa się metamorfoza. Pod względem sposobu odżywiania i rodzaju przyjmowanego pokarmu chruściki są najbardziej zróżnicowanym rzędem wśród owadów wodnych: żerują na innych zwierzętach, roślinach żywych oraz martwych (detrytus, drewno), peryfitonie i biofilmie powierzchniowym, gąbkach i glonach. Zajmowanie tak zróżnicowanych nisz troficznych sprawia, że chruściki mają duże znaczenie w łańcuchach pokarmowych w środowisku wodnym – jako różnorodni konsumenci oraz duża i ważna baza pokarmowa dla bezkręgowców i kręgowców wodnych. Osobniki dorosłe mają uwstecznionyaparat gębowy – w tym stadium chruściki pobierają pokarm płynny lub nie odżywiają się wcale. Owady te latają słabo, wykazują najczęściej aktywność nocną lub zmierzchową. Tylko nieliczne gatunki są aktywne za dnia. Chruściki zwykle ukrywają się wśród roślinności przybrzeżnej (zielnej i drzewiastej) czy w konstrukcjach tworzonych przez człowieka, np. pod

mostami. W okresie rozrodu niektóre gatunki tworzą roje nad samą wodą lub roślinami przy brzegu.

Chruściki zasiedlają wody słodkie różnych typów, tylko nieliczne przystosowały się do życia w wodzie słonej. Wiele gatunków jest wyspecjalizowanych siedliskowo i geograficznie. W wodach płynących chruściki rozmieszczone są strefowo (zgodnie z zasadami kontinuum rzecznego), w wodach stojących typu jeziornego rozmieszczenie strefowe warunkuje typ roślinności wodnej i brzegowej. Ze względu na znaczącą liczbę gatunków, powszechność występowania i duże zróżnicowanie reakcji odnośnie różnych czynników siedliskowych larwy chruścików stosuje się jako indykatory czystości (jakości) wody [Pirvu, Pacioglu 2012] oraz – w ostatnich latach – bioróżnorodności, stanu ekologicznego lub zaburzeń siedliskowych [Houghton 2004; Chovanec i in. 2005; Brand, Miserendino 2011; Kalaninová i in. 2014].

7.1.1.2. Wykorzystane materiały i metody badań

W niniejszym opracowaniu wykorzystano: (i) oryginalne prace zawierające dane z omawianego regionu [Kornijów 1986, 1989; Kornijów, Ścibior 1999; Czachorowski, Kornijów 1993; Czachorowski 1998; Czachorowski, Buczyński 1999; Czachorowski i in. 2002; Serafin 2003; Buczyński, Serafin 2004; Czachorowski, Serafin 2004; Serafin 2004; Buczyński i in. 2005; Buczyńska, Buczyński 2006a, b, c; Buczyńska i in. 2007; Buczyńska 2012a, b; Buczyńska i in. 2015; Buczyńska 2019; Buczyńska, Buczyński 2019], (ii) zbiór larw zgromadzony przez profesora Włodzimierza Zwolskiego przy okazji różnych badań hydrobiologicznych prowadzonych przez Katedrę Hydrobiologii UP w Lublinie w latach 1953-1989 (20 gatunków, 130 osobników), (iii) dane niepublikowane autorki. W trakcie ww. badań larwy i poczwarki chruścików odławiane były za pomocą metod stosowanych w hydrobiologii: czerpaka hydrobiologicznego, czerpaka konstrukcji własnej (odłów z roślin wodnych), dragi ciągnionej oraz ręcznie „na upatrzonego" z zanurzonych roślin, gałęzi, kamieni etc. Imagines pozyskiwano siatką entomologiczną i „na upatrzonego" z roślinności wodnej i przybrzeżnej, stosowano też odłowy nocne do pułapki świetlnej (lampy sodowej).

7.1.1.3. Retrospekcja

Polesie Lubelskie nie było nigdy obiektem szeroko zakrojonych, systematycznych badań trichopterologicznych, co wynikało głównie z braku regionalnych specjalistów. Pierwsze przyczynkowe dane o chruścikach tego obszaru, pozyskane przy okazji badań makrofauny naroślinnej wybranych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, pojawiły się w literaturze stosunkowo późno – pod koniec lat 80. XX wieku [Kornijów 1986, 1989] oraz w następnej

dekadzie [Kornijów, Ścibior 1999]. Zidentyfikowano wówczas zaledwie trzy gatunki: *Cyrnus flavidus*, *Triaenodes bicolor* oraz *Leptocerus tineiformis.* Dopiero w latach 90. XX wieku podjęto badania ukierunkowane konkretnie na ten rząd owadów, co zaowocowało wykazaniem na Polesiu Lubelskim 43 gatunków chruścików – 38 na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz 22 w Obniżeniu Dubienki [Czachorowski, Kornijów 1993; Czachorowski 1998; Czachorowski, Buczyński 1999]. Okres po 2000 r. przyniósł wiele nowych badań, rozszerzonych również na inne niż wyżej wspomniane mezoregiony – lista gatunków Trichoptera Polesia Lubelskiego została uzupełniona o kolejne 48.

7.1.1.4. Ocena aktualnych zasobów i walorów

Ogółem na Polesiu Lubelskim stwierdzono występowanie 91 gatunków chruścików reprezentujących 13 rodzin. Układ systematyczny uwzględniony w poniższym wykazie przyjęto za Morsee'm [2019]:

1. Ecnomidae (1) – *Ecnomus tenellus* (Ramb.);
2. Hydropsychidae (5) – *Hydropsyche angustipennis* (Curt.), *H. bulgaromanorum* Mal., *H. incognita* Pitsch, *H. ornatula* McL., *H. pellucidula* (Curt.);
3. Polycentropodidae (9) – *Cyrnus crenaticornis* (Kol.), *C. flavidus* McL., *C. insolutus* McL., *C. trimaculatus* (Curt), *Holocentropus dubius* (Ramb.), *H. picicornis* (Steph.), *H. stagnalis* (Alb.), *Neureclipsis bimaculata* (L.), *Polycentropus irroratus* Curt.;
4. Psychomyiidae (2) – *Lype phaeopa* (Steph.), *L. reducta* (Hag.);
5. Hydroptilidae (9) – *Agraylea multipunctata* Curt., *A. sexmaculata* Curt., *Hydroptila simulans* Mos., *H. sparsa* Curt., *Oxyethira flavicornis* (Pict.), *Tricholeiochiton fagesii* (Guin.), *Ithytrichia lamellaris* Eat., *Orthotrichia costalis* (Curt.), *O. tragetti* Mos.;
6. Molannidae (2) – *Molanna angustata* Curt., *Molannodes tinctus* (Zett.);
7. Leptoceridae (20) – *Athripsodes aterrimus* (Steph.), *A. bilineatus* (L.), *A. cinereus* (Curt.), *Ceraclea alboguttata* Hag., *C. dissimilis* (Steph.), *C. fulva* (Ramb.), *C. senilis* (Burm.), *Leptocerus tineiformis* Curt., *Mystacides longicornis* (L.), *M. nigra* (L.), *Oecetis furva* (Ramb.), *O. lacustris* (Pict.), *O. notata (*Ramb.), *O. ochracea* (Curt.), *O. tripunctata* (Fabr.), *Erotesis baltica* McL., *Triaenodes bicolor* (Curt.), *T. conspersus* (Ramb.), *T. simulans* (Tjeder), *T. unanimis* McL.;
8. Goeridae (1) – *Goera pilosa* (Fabr.);
9. Limnephilidae (30) – *Ironoquia dubia* (Steph.), *Chaetopteryx villosa* (Fabr.), *Anabolia furcata* Brau., *A. laevis* Zett., *Glyphotaelius pellucidus* (Retz.), *Grammotaulius nigropunctatus* (Retz.), *G. nitidus* (Müll.), *Limnephilus auricula* Curt., *L. binotatus* Curt.,

L. bipunctatus Curt., *L. borealis* (Zett.), *L. centralis* Curt., *L. decipiens* (Kol.), *L. extricatus* McL., *L. flavicornis* (Fabr.), *L. fuscicornis* Ramb., *L. fuscinervis* (Zett.), *L. griseus* (L.), *L. hirsutus* (Pict.), *L. ignavus* McL., *L. lunatus* Curt., *L. nigriceps* (Zett.), *L. politus* McL., *L. rhombicus* (L.), *L. stigma* Curt., *L. subcentralis* Brau., *L. vittatus* (Fabr.), *Halesus digitatus* (Schrank), *H. tesselatus* (Ramb.), *Potamophylax rotundipennis* (Brau.);

10. Brachycentridae (1) – *Brachycentrus subnubilus* Curt.;
11. Phryganeidae (9) – *Agrypnia obsoleta* (Hag.), *A. pagetana* Curt., *A. picta* Curt., *A. varia* (Fabr.), *Oligostomis reticulata* (L.), *Oligotricha striata* (L.), *Phryganea bipunctata* Retz., *P. grandis* L., *Trichostegia minor* (Curt.);
12. Beraeidae (1) – *Beraeodes minutus* (L.);
13. Sericostomatidae (1) – *Notidobia ciliaris* (L.).

Mimo iż ogólna liczba stwierdzonych gatunków jest stosunkowo duża – dla porównania w regionie łódzkim (na Wyżynie Łódzkiej) odnotowano 104 gatunki [Majecki 2006], w województwie lubelskim 99 [Czachorowski i in. 2002], a na Roztoczu 110 [Buczyńska 2010] – Polesie Lubelskie można uznać za zbadane fragmentarycznie. Najlepiej rozpoznana jest na dzień dzisiejszy trichopterofauna Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (zwłaszcza Poleskiego Parku Narodowego) oraz doliny Bugu. Na tych obszarach badania miały charakter przekrojowy i kompleksowy – analizowano tu zróżnicowane typy wód, płynące i stojące, zarówno pochodzenia naturalnego, jak i antropogenicznego. Termokrasowe jeziora pojezierza odznaczają się fauną o bardzo różnym bogactwie gatunkowym, np. na obszarze Poleskiego PN było ono małe, szczególnie w porównaniu z parkowymi stawami rybnymi [Buczyńska, 2012b]. Analizując strukturę trichopterofauny w jeziorach pojezierza, można wyróżnić dwa ich typy: ubogie w gatunki zbiorniki eutroficzne z pobrzeżem torfowiskowym i tendencją do zarastania [Czachorowski, Buczyński 1999; Buczyńska, Buczyński 2006a; Buczyńska 2012b] oraz bogate w gatunki jeziora mezotroficzne [Czachorowski, Kornijów 1993; Buczyńska 2012a]. Ogólnie fauna tego mezoregionu – poza obecnością gatunków jeziornych – odznacza się dużym udziałem gatunków drobnozbiornikowych i torfowiskowych, a bardzo małym udziałem reofili i reobiontów, co odzwierciedla panujące tu układy hydrologiczne. Cechą charakterystyczną jest też brak wyspecjalizowanych gatunków siedlisk sfagnowych mimo powszechnej obecności tychże. Z kolei rzeka Bug wraz z różnymi typami wód w dolinie (jak: drobne cieki, kanały, starorzecza, zbiorniki okresowe) utrzymuje dobrze zachowaną i wyspecjalizowaną faunę typową dla dużej rzeki nizinnej i jej terasy zalewowej [Buczyńska 2004; Buczyńska, Buczyński 2006c]. Badania nad larwami i imagines Trichoptera tego obszaru potwierdziły istnienie ciągłości hydrologicznej istotnej dla właściwego funkcjonowania poszczególnych rodzajów

wód w ekosystemie tego typu. Biorąc pod uwagę naturalny charakter rzeki, zgrupowania chruścików można uznać nie tylko za cenny element entomofauny wodnej Polesia, ale również całego kraju, a nawet Europy, na obszarze której większość podobnych cieków została uregulowana lub zniszczona. Na Polesiu stosunkowo dobrze rozpoznana jest też trichopterofauna kanału Wieprz-Krzna, na którą składają się zarówno reofile, jak i gatunki typowe dla jezior makrofitowych czy nawet drobnych zbiorników i torfowisk. Tym samym ten sztuczny ciek, uznawany powszechnie za pomyłkę budownictwa wodnego, okazał się niespodziewanie cennym rezerwuarem zróżnicowanej fauny. Z kolei z Obniżenia Dorohuckiego pochodzą dane dotyczące Trichoptera wód antropogenicznych stojących – zbiorników retencyjnych i stawów hodowlanych. Te ostatnie, mimo presji ryb, cechują się zróżnicowaną fauną chruścików nawiązującą do fauny jezior o różnej trofii oraz do fauny drobnozbiornikowej, na co miała wpływ zróżnicowana gospodarka całego kompleksu stawowego [Buczyńska i in. 2007]. Północna część Polesia Lubelskiego jest najsłabiej poznana – dane pozyskane w trakcie badań trichopterologicznych zbiorników retencyjnych wskazały jednak na ciekawy fakt, iż mogą one z powodzeniem być dogodnym siedliskiem zastępczym dla gatunków jeziornych, co jest szczególnie ważne na obszarach ubogich w wody naturalne lub zdegradowanych [Buczyńska, 2019].

Do gatunków najliczniej odławianych, które można uznać za typowe dla Polesia Lubelskiego, należą: *Agrypnia pagetana*, *Athripsodes aterrimus*, *Leptocerus tineiformis*, *Limnephilus flavicornis, L. nigriceps, L. rhombicus, L. stigma*, *Oecetis furva* i *Phryganea grandis.* Są to w przeważającej większości gatunki wód stojących, ściśle związane z roślinnością (szuwarem oraz zanurzoną i pływającą). Pierwszy gatunek (i ogólnie cały rodzaj *Agrypnia*) jest uznany za wyznacznikowy dla zbiorników (jezior) południowo-wschodniej Polski, co potwierdziły zarówno badania jezior poleskich, jak i zbiorników retencyjnych [Czachorowski 1998; Buczyńska 2019]. Cechą charakterystyczną fauny Polesia Lubelskiego jest też brak przedstawicieli części rodzin Trichoptera (w Polsce występuje 20 rodzin), co wynika z braku lub rzadkości występowania odpowiednich siedlisk – choć należy wziąć pod uwagę, że o części rodzin może brakować informacji ze względu na niepełny stan wiedzy. Największe luki dotyczą chruścików źródeł oraz strumieni o szybszym nurcie i twardym dnie.

Mimo niepełnego obrazu trichopterofauny Polesia Lubelskiego, ponad 14% wszystkich stwierdzonych gatunków to taksony z Czerwonej listy zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce [Szczęsny 2002], co pozytywnie świadczy o walorach tego obszaru i jest motywacją do dalszych badań. Również w tym regionie po raz pierwszy w Polsce odłowiono

mikrochruścika – *Orthotrichia tragetti* [Serafin 2003], co wskazuje na ciągle niewyczerpany potencjał faunistyczny tego regionu.

7.1.1.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony

Chruściki – razem z ważkami (Odonata), widelnicami (Plecoptera) i jętkami (Ephemeroptera) – należą do najbardziej zagrożonych owadów wodnych na świecie: w tych rzędach odnotowano znaczącą utratę gatunków w skali globalnej, a głównymi przyczynami tego stanu są: utrata siedlisk, zanieczyszczenia i zmiany klimatyczne [Sánchez-Bayo, Wyckhuys 2019]. Chruściki jako owady amfibiotyczne zależne są od warunków panujących w samej wodzie, jak i od czynników lądowych [Buczyńska 2019]. Kluczowe w przetrwaniu charakterystycznych i cennych zgrupowań tych owadów w określonych typach siedlisk jest przede wszystkim środowisko rozwoju larw i poczwarek – zarówno jego parametry fizyczno-chemiczne (przede wszystkim temperatura wody, zawartość tlenu rozpuszczonego, przewodnictwo elektrolityczne i stężenie biogenów), jak również strukturalne (m.in. ukształtowanie i typ dna, roślinność zanurzona i wynurzona, ocienienie przez drzewa i krzewy czy dostępność detrytusu). Dla stadiów wodnych chruścików na Polesiu zagrożeniem są ścieki różnego typu (głównie dotyczy to cieków), zasolenie (wpływ kopalni Bogdanka) oraz eutrofizacja wód (głównie stojących). W przypadku czynników strukturalnych kluczowym elementem dla Trichoptera są rośliny [Czachorowski 1998; Buczyńska 2019; Buczyńska, Buczyński 2019]. To dla chruścików baza pokarmowa, budulec domkowy, miejsce żerowania, przyczepienia domku lub sieci łownej czy schronienia przez drapieżnikami. Ze względu na to, iż różne gatunki chruścików mają różne preferencje odnośnie roślinności (np. form życiowych hydrofitów), ważne staje się zachowanie jak najbardziej zróżnicowanej szaty roślinnej i różnych stadiów sukcesji zbiorników, co wykazano na Polesiu Lubelskim w przypadku chruścików stawów rybnych [Buczyńska i in. 2007] czy torfianek [Buczyńska, Buczyński 2019]. Ingerencja ludzka w kształtowaniu tego czynnika jest jak najbardziej pożądana, przy czym musi być ona odpowiednia dla siedliska i optymalna. Niewskazane są np.: całkowite wykaszanie roślinności wodnej i przybrzeżnej (kanał Wieprz-Krzna), czyszczenie zbiorników skutkujące zupełną eliminacją roślin (stawy, rowy), całkowita wycinka przybrzeżnych krzewów czy drzew, zapewniających schronienie postaciom dorosłym czy dopływ detrytusu larwom żerującym na nim lub budującym z niego domki.

Ochrona obszarowa (park narodowy, rezerwaty) jest w przypadku Trichoptera bardzo ważna, ale niewystarczająca. Warto postulować tworzenie nowych miejsc objętych ochroną, ale regularnie monitorowanych w celu detekcji niesprzyjających owadom wodnym zmian.

W ostatnich latach akceleracja niekorzystnych procesów zachodzących pod wpływem naturalnych zmian klimatycznych skutkujących wysychaniem niektórych siedlisk owadów wodnych staje się faktem, również na obszarach chronionych: drobne zbiorniki czy cieki zanikają lub egzystują przez czas zbyt krótki, co ma katastrofalne skutki dla niektórych gatunków chruścików. Spada liczebność takich pospolitych dawniej gatunków, jak: *Limnephilus auricula, L. vittatus* czy nawet *L. griseus*. Kolejnym nasilającym się problemem są wysychające i wypłycające się jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Michalczyk, Wilgat 1998], co skutkuje transformacją ich fauny z jeziornej w drobnozbiornikową. Ratunkiem w tej sytuacji mogą być zbiorniki pochodzenia antropogenicznego – choć poddawane ciągłej ludzkiej ingerencji hydromorfologicznej, paradoksalnie stają się dla chruścików siedliskiem bardziej stabilnym i mniej narażonym na niekorzystne zmiany, co wykazano w przypadku zbiorników retencyjnych Polesia [Buczyńska 2019]: ich fauna miała charakter bardziej jeziorny niż fauna jezior naturalnych.

Piśmiennictwo

1. Brand C. Miserendino M.L. 2011. Characterizing Trichoptera trophic structure in rivers under contrasting land use in Patagonia, Argentina. [W:] red. Majecka K., Majecki J., Morse J., Proceedings of the 13th International Symposium on Trichoptera. Zoosymposia, 5, 29-40.
2. Buczyńska E. 2010. Chruściki (Trichoptera) Roztocza. Praca doktorska, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, UMCS, Lublin, 281 pp.
3. Buczyńska E. 2012a. VI.4. Chruściki (Trichoptera). [Caddisflies (Trichoptera)] [W:] red. Kornijów R., Buczyński P., Jezioro Skomielno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Polska Wschodnia). Monografia przyrodnicza [Lake Skomielno (Łęczna-Włodawa Lakeland, Eastern Poland). Environment monograph]. Wyd. Mantis, Olsztyn, 273-288.
4. Buczyńska E. 2012b: Caddisflies (Trichoptera) of the Poleski National Park – state of knowledge, threats and perspectives. [W:] red. Dyguś K.H., Natural human environment. Dangers, protection, education. Oficyna Wydawnicza Wyższej Szkoły Ekologii i Zarządzania, Warszawa, 135-150.
5. Buczyńska E. 2019. Storage reservoirs beyond a lake district as secondary habitats for caddisflies (Insecta: Trichoptera) in an area of karst origin (SE Poland). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 420, 4, 1-13
6. Buczyńska E., Buczyński P. 2006a. Aquatic insects (Odonata, Coleoptera, Trichoptera) of the central part of the „Krowie Bagno" marsh: the state before restoration. Ann. UMCS, s. C, 61, 71-88.

7. Buczyńska E., Buczyński P. 2006b: Analiza zgrupowań wybranych owadów wodnych (Coleoptera, Odonata, Trichoptera) w ciekach z zasolonymi wodami z KWK „Bogdanka". XX Zjazd Hydrobiologów Polskich, 5-8 września 2006 r. Streszczenia wystąpień. Toruń, 81.
8. Buczyńska E., Buczyński P. 2006c: Wstępne badania wybranych owadów wodnych (Odonata, Coleoptera, Trichoptera) doliny Bugu między Włodawą a Kodniem. [W:] red. Kłonowska-Olejnik M., Fiałkowski W., Zastosowanie hydrologii w badaniach biologicznych wód płynących. XIII Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne PTH, Ochotnica-Kraków, 18-20 maja 2006 r. Wyd. Bel Studio, Kraków-Warszawa, 73-74.
9. Buczyńska E., Buczyński P. 2019. Aquatic insects of man-made habitats: environmental factors determining the distribution of caddisflies (Trichoptera), dragonflies (Odonata) and beetles (Coleoptera) in acidic peat pools. Journal of Insect Science, 19 (1), 17, 1-15.
10. Buczyńska E., Buczyński P., Lechowski L., Stryjecki R. 2007. Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Hydrachnidia): a case study of the pond complex in Zalesie Kańskie (central-east Poland). Nature Conservation, 64, 39-55.
11. Buczyńska E., Czachorowski S., Buczyński P. 2015. Issues Concerning the Conservation of the Rare Caddis *Erotesis baltica* McLachlan, 1877 (Trichoptera: Leptoceridae) in Poland. Journal of the Entomological Research Society, 17 (1), 87-95
12. Buczyński P., Serafin E. 2004. O zasadności włączenia Krowiego Bagna do Poleskiego Parku Narodowego – na podstawie Odonata, wodnych Coleoptera i Trichoptera. Wiadomości Entomologiczne, 23, 125-126.
13. Buczyński P., Buczyńska E., Kasjaniuk A. 2005. Ważki (Odonata) i chruściki (Trichoptera) rezerwatu „Magazyn" (Polesie Zachodnie). Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 24 (1), 117-130.
14. Chovanec A., Waringer J., Straif M., Graf W., Reckendorfer W., Waringer-Löschenkohl A., Waidbacher H., Schultz H. 2005. The floodplain-index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large Rivers, 15 (1-4), 169-185.
15. Czachorowski S.1998. Chruściki (Trichoptera) jezior Polski – charakterystyka rozmieszczenia larw. Wyd. WSP w Olsztynie, Olsztyn, 156 pp.
16. Czachorowski S. 2015. Rząd: chruściki – Trichoptera. [W:] red. Błaszak C., Zoologia. Stawonogi. Tom 2, część 2. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 339-347.

17. Czachorowski S., Kornijów R. 1993. Analysis of the distribution of caddis larvae (Trichoptera) in the elodeid zone of two lakes of east Poland, based on the concept of habitual islands. Pol. Arch. Hydrobiol., 40, 2, 165-179.
18. Czachorowski S., Serafin E. 2004. The distribution and ecology of *Hydropsyche bulgaromanorum* and *Hydropsyche contubernalis* (Trichoptera: Hydropsychidae) in Poland and Belarus. Lauterbornia, 50, 85-98.
19. Czachorowski S., Buczyński P. 1999. Uwagi o chruścikach (Insecta: Trichoptera) Poleskiego Parku Narodowego i jego okolic. Parki Nar. Rez. Przyr., 18, 2, 103-110.
20. Czachorowski S., Serafin E., Buczyński P. 2002. Chruściki (Insecta: Trichoptera) województwa lubelskiego – rozmieszczenie i stan poznania. Przegląd Przyrodniczy, 13 (1-2), 91-101.
21. Houghton D.C. 2004. Utility of caddisflies (Insecta: Trichoptera) as indicators of habitat disturbance in Minnesota. Journal of Freshwater Ecology, 19 (1), 97-108.
22. Kalaninová D., Bulánková E., Šporka F. 2014. Caddisflies (Trichoptera) as good indicators of environmental stress in mountain lotic ecosystems. Biologia, 69 (8), 1030-1045.
23. Kornijów R. 1986. Fauna Living on the Plants and Mining Fauna Associated with *Potamogeton lucens* L. in the Eutrophic Lake Głębokie. Ann. UMCS, s. C, 41, 125-133.
24. Kornijów R. 1989. Macrofauna of elodeids of two lakes of different trophy. I. Relationships be-tween plants and structure of fauna colonizing them. Ekol. Pol., 37, 1-2, 31-48.
25. Kornijów R., Ścibior R. 1999. Seasonal changes in macrofaunal feeding groups associated with *Nuphar lutea* (L.) Sm. leaves in a small eutrophic lake. Pol. J. Ecol., 47, 2, 35-143.
26. Majecki J. 2006. Chruścki (Trichoptera) regionu łódzkiego. Wyd. UŁ, Łódź, 162 pp.
27. Michalczyk Z, Wilgat T. 1998. Water Relations of the Lublin Region. Wyd. UMCS, Lublin, 167 pp.
28. Morse J.C. (ed.) 2019. Trichoptera World Checklist. http://entweb.clemson.edu/database/trichopt/index.htm [data dostępu 19 June 2019].
29. Pirvu M., Pacioglu O. 2012. The ecological requirements of caddisflies larvae (Insecta: Trichoptera) and their usefulness in water quality assessment of a river in south-west Romania. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 407, 03, 1-13.
30. Sánchez-Bayo F., Wyckhuys K.A. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation, 232, 8-27.
31. Serafin E. 2003. *Orthotrichia tragetti* MOSELY, 1930 (Trichoptera: Hydroptilidae) – a microcaddisfly species new for the fauna of Poland. Polskie Pismo Entomologiczne, 72 (4), 319-321.

32. Serafin E. 2004. Species diversity of the cadisflies (Trichoptera) in the left-bank River Bug valley. Teka Komisji Ochrony Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, 1, 195-201.
33. Sheffield C.S., deWaard J. R., Morse J. C., Rasmussen A.K. 2019. Trichoptera of Canada. ZooKeys, 819, 507.
34. Szczęsny B. 2002. Trichoptera Chruściki. [W:] red. Głowaciński Z., Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 76-79.

Streszczenie

Bogactwo gatunkowe chruścików Polesia Lubelskiego jest stosunkowo duże (91): dominują tu taksony jeziorne i drobnozbiornikowe (głównie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim) oraz reofilne (dolina Bugu, kanał Wieprz-Krzna, cieki okolic Bogdanki). Fauna ma charakter mieszany, odzwierciedlający zróżnicowane typy badanych siedlisk wodnych (wyjątkiem są tu siedliska sfagnowe, w których nie odnotowano gatunków wyspecjalizowanych). Wśród wszystkich gatunków aż 13 uwzględnionych jest na Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Mimo to obraz fauny jest niepełny, gdyż badania trichopterologiczne tego regionu miały charakter fragmentaryczny (objęły one głównie obszary chronione, różne typy wód o wysokich ogólnych walorach przyrodniczych, zbiorniki pochodzenia antropogenicznego oraz wody będące pod wpływem kopalni). Największymi zagrożeniami dla chruścików Polesia Lubelskiego są zanikanie i niekorzystne transformacje siedlisk spowodowane przez czynniki antropogeniczne oraz naturalne. Obecnie dużym problemem jest wysychanie drobnych zbiorników i cieków różnego typu, co pociąga za sobą spadek liczebności niektórych gatunków (rodzina Limnephilidae). Zmiany związane z sukcesją roślinności w zbiornikach również nie sprzyjają chruścikom, gdyż ich duże bogactwo gatunkowe warunkuje zróżnicowanie mikrosiedliskowe. Na niektórych stanowiskach wskazana byłyby ochrona czynna w celu optymalnego kształtowania roślinności wodnej i brzegowej. Dodatkowym rozwiązaniem może być tworzenie nowych zbiorników – oczek, torfianek, stawów, zbiorników retencyjnych – które mogą być ważnymi refugiami dla wielu gatunków występujących na Polesiu.

Paweł Buczyński

7.1.2. Ważki (Odonata)

7.1.2.1. Wstęp

Ważki to owady uskrzydlone o pierwotnej budowie ciała, należące do największych przedstawicieli swej gromady: długość ciała gatunków krajowych dochodzi do 8,5 cm, rozpiętość skrzydeł do 11 cm. Przechodzą rozwój złożony niezupełny i są dwuśrodowiskowe: larwy żyją w wodzie, imagines na lądzie. Oba stadia rozwojowe są drapieżne. Występując w dużych ilościach w większości środowisk wodnych, ważki stanowią ważny element ich ekosystemów: wywierają presję na swe potencjalne ofiary (bezkręgowce, kijanki, małe ryby) i regulują ich liczebność oraz stanowią pokarm większych drapieżników, głównie kręgowców [Corbet 1999; Bernard, Buczyński 2012]. Ze względu na m.in. powszechne występowanie i nieraz dużą, choć zróżnicowaną wrażliwość na różne czynniki środowiskowe ważki są często wykorzystywane jako wskaźniki jakości środowiska lub ogólnej różnorodności biologicznej – same lub jako element większych systemów bioindykacyjnych [Sahlén, Ekestubbe 2001; Gerlach i in. 2013].

W Europie występują 142 gatunki ważek [Wildermuth, Martens 2019], w Polsce: 74, w województwie lubelskim, które obejmuje całość Polesia Lubelskiego: 68 [Bernard i in. 2009; Buczyński i in. 2019].

7.1.2.2. Wykorzystane materiały

W niniejszym opracowaniu wykorzystano:

- prace oryginalne zawierające dane faunistyczne z omawianego obszaru [Pongrácz 1919; Fudakowski 1930; Bazyluk 1949; Buczek, Buczek 1996; Buczyński 1994, 1995; Krogulec i in., 1996; Burbach, Winterholler 1997; Buczyński 1997, 1998; Buczyński, Staniec 1998; Buczyński 1999; Kornijów, Ścibior 1999; Buczyński 2000a, b, c, d; Bernard i in. 2002; Buczyński 2002, 2003a, b, 2004a, b, c; Buczyński, Tończyk 2004; Buczyński 2005; Bernard, Buczyński 2006; Buczyńska, Buczyński 2006; Buczyński 2006a, b; Buczyński i in. 2006; Buczyńska i in. 2007; Bernard, Buczyński 2008; Buczyński 2008; Bernard i in. 2009; Buczyński i in. 2010; Buczyński 2012a, b; Mikołajczuk, Miłaczewska 2012; Mikołajczuk 2013, 2014; Buczyński 2015; Ebertowska i in. 2015; Buczyński i in. 2017a, b, Mikołajczuk 2016a, b, 2017; Buczyńska, Buczyński 2019; Rychła i in. 2019, Buczyński, Bielak-Bielecki, w druku; Buczyński, Tarkowski, w druku];

– zbiór autora wchodzący w skład kolekcji Zakładu Zoologii UMCS, w którym z Polesia Lubelskiego pochodzi: 23 169 larw, 1915 wylinek i 2748 imagines;
– bazę własnych obserwacji imagines obejmującą 8024 stwierdzenia (dzień-stanowisko-gatunek);
– zbiór Bazyluka z kolekcji Muzeum i Instytutu Zoologii PAN w Warszawie (157 imagines).

7.1.2.3. Retrospekcja

Danych historycznych jest mało i zwykle dotyczą one pojedynczych, przypadkowo zebranych osobników gatunków pospolitych. Dość pełny obraz fauny mamy tylko dla okolic Siemienia, dzięki pracom Bazyluka [1947, 2002] i rewizji jego zbiorów [Buczyński 2003b, 2004c]. Wprawdzie są to materiały zbierane na marginesie zainteresowań innymi owadami, głównie Orthoptera, jednak pochodzą z długiego okresu (lata 1929-1950) i dzięki temu są bogate: obejmują 43 gatunki, czyli dużo, jak na ówczesne standardy badań faunistycznych. Ukazują one faunę ważek zróżnicowaną ekologicznie, typową dla obszarów bogatych w zróżnicowane siedliska: drobne cieki, różnej żyzności i trwałości zbiorniki wodne oraz torfowiska niskie i sfagnowe. Ten układ wydaje się typowy dla dawnego Polesia Lubelskiego, przynajmniej w jego części centralnej. Inaczej, choć niekoniecznie ubożej w gatunki, było prawdopodobnie tylko w dolinach dużych rzek (Bugu i Wieprza), jednak o ich dawnej faunie danych brakuje całkowicie.

7.1.2.4. Aktualne zasoby i walory fauny

Na Polesiu Lubelskim wykazano 65 gatunków z 8 rodzin (czyli 88% fauny krajowej i 96% fauny województwa lubelskiego) i wszystkie one występują współcześnie. Są to:
– Calopterygidae (3 gat.) – *Calopteryx splendens* (Harr.), *C. virgo* (L.);
– Lestidae (7) – *Lestes barbarus* (Fabr.), *L. dryas* Kirby, *L. sponsa* (Hansem.), *L. virens* (Charp.), *Chalcolestes viridis* (Vander L.), *Sympecma fusca* (Vander L.), *S. paedisca* (Brau.);
– Platycnemididae (1) – *Platycnemis pennipes* (Pall.);
– Coenagrionidae (12) – *Ischnura elegans* (Vander L.), *I. pumilio* (Charp.), *Enallagma cyathigerum* (Charp.), *Coenagrion armatum* (Charp.), *C. hastulatum* (Charp.), *C. lunulatum* (Charp.), *C. puella* (L.), *C. pulchellum* (Vander L.), *Erythromma najas* (Hansem.), *E. viridulum* (Charp.), *Nehalennia speciosa* (Charp.), *Pyrrhosoma nymphula* (Sulz.);
– Aeshnidae (12) – *Brachytron pratense* (O.F. Müll.), *Aeshna affinis* Vander L., *A. cyanea* (O.F. Müll.), *A. grandis* (L.), *A. isoceles* (O.F. Müll.), *A. juncea* (L.), *A. mixta* Latr.,

A. subarctica Walk., *A. viridis* (Eversm.), *Anax ephippiger* (Burm.), *A. imperator* Leach, *A. parthenope* (Sel.);

- Gomphidae (3) – *Gomphus flavipes* (Charp.), *G. vulgatissimus* (L.), *Ophiogomphus cecilia* (Fourcr.);
- Corduliidae (5) – *Cordulia aenea* (L.), *Somatochlora arctica* (Zett.), *S. flavomaculata* (Vander L.), *S. metallica* (Vander L.), *Epitheca bimaculata* (Charp.);
- Libellulidae (22) – *Libellula depressa* L., *L. fulva* O.F. Müll., *L. quadrimaculata* L., *Orthetrum albistylum* (Sel.), *O. brunneum* (Fonsc.), *O. cancellatum* (L.), *O. coerulescens* (Fabr.), *Crocothemis erythraea* (Brullé), *Sympetrum danae* (Sulz.), *S. depressiusculum* (Sel.), *S. flaveolum* (L.), *S. fonscolombii* (Sel.), *S. meridionale* (Sel.), *S. pedemontanum* (All.), *S. sanguineum* (O.F. Müll.), *S. striolatum* (Charp.), *S. vulgatum* (L.), *Leucorrhinia albifrons* (Burm.), *L. caudalis* (Charp.), *L. dubia* (Vander L.), *L. pectoralis* (Charp.), *L. rubicunda* (L.).

Wydaje się, że na Polesiu Lubelskim obecna jest cała jego fauna potencjalna. Występujące w województwie lubelskim gatunki niewykazane z Polesia albo w ogóle nie obejmują go swym zasięgiem występowania i przede wszystkim nie miałyby tu odpowiednich siedlisk – *Onychogomphus forcipatus* (L.) i *Cordulegaster boltonii* (Sel.), albo są migrantami skrajnie rzadko notowanymi w Polsce – *Pantala flavescens* (Fabr.). Wskazuje to na dużą rolę Polesia Lubelskiego w ochronie bogactwa gatunkowego ważek w Polsce i Europie Środkowo-Wschodniej oraz dla zachowania ich zgrupowań typowych dla wielu różnych siedlisk wodnych i podmokłych, w tym tych silnie zagrożonych degradacją i zanikiem.

W odróżnieniu od okresu historycznego, dane współczesne o ważkach Polesia Lubelskiego są obszerne i należą do najbogatszych w Polsce [Bernard i in. 2009]. Najlepiej poznano faunę Poleskiego PN i jego okolic, jednak wiele wiadomo też o innych obszarach – włącznie z dolinami Wieprza i zwłaszcza Bugu, czyli odpowiednio pogranicza zachodniego i wschodniego regionu. Analizowano też wpływ górnictwa węgla kamiennego na zgrupowania ważek i ich kształtowanie się w wodach antropogenicznych. Pozwala to na pełny opis fauny współczesnej, co może stanowić punkt wyjścia do przyszłych, podobnych analiz.

Pod względem układów faunistycznych gatunków ważek należy rozróżnić obszary w centrum regionu i w dolinach Wieprza i Bugu.

Fauna doliny Wieprza i Bugu nie różni się specjalnie od fauny dolin innych rzek niżu Europy Środkowej, jednak jest cenna ze względu na dobre zachowanie – szczególnie biorąc pod uwagę stopień transformacji takich dolin na naszym kontynencie. Na tych dynamicznych hydrologicznie obszarach odonatofauna jest bogata w gatunki, co dotyczy zwłaszcza doliny

Bugu, oraz cechuje się dominacją ważek reofilnych i zasiedlających wody terasy zalewowej: starorzecza oraz drobne zbiorniki trwałe i okresowe. Przy tym starorzecza są na tyle wąskie i płytkie, że zasiedla je zwykle fauna drobnozbiornikowa – elementy jeziorne są rzadkie. Fauna reofilna dolin tych rzek jest typowa dla rzek płynących wolno i meandrujących. Występuje tu często związany z potamalem *Gomphus flavipes* oraz rozwijający się także w mniejszych ciekach, jednak preferujący rzeki średnie *Ophiogomphus cecilia*. Pierwszy z nich jest w ogóle nieobecny w centrum Polesia Lubelskiego, a drugi jest skrajnie rzadki. Za to, w odróżnieniu od tegoż centrum, dość rzadko występują tyrfofile i brak tyrfobiontów. Wynika to z faktu, że torfowiska występują tu tylko lokalnie i/lub są one zmeliorowane i przekształcone w łąki.

Centrum Polesia Zachodniego jest pozbawione większych cieków, a wciąż spotykane lokalnie duże bogactwo wód powierzchniowych wynika z akumulacji wody w obszarach bezodpływowych. Tu dominują układy faunistyczne typowe dla krajobrazu bogatego w mokradła i torfowiska, które na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim wzbogaca fauna jezior. Na obszarach nieprzekształconych lub użytkowanych ekstensywnie dominują torfowiska niskie, co rzutuje na częste i liczne występowanie tyrfofili. Torfowisk sfagnowych z odpowiednimi zbiornikami wodnymi, na których mogą się rozwijać tyrfobionty, jest mniej – więc te gatunki występują bardziej lokalnie. W bogatym w wodę krajobrazie wciąż częste są też drobne zbiorniki trwałe i zwłaszcza okresowe, z ich specyficzną fauną przystosowaną do wysychania wody.

Fauna ważek jeziora poleskich ma cechy odrębne w stosunku do jezior pojezierzy młodoglacjalnych, co może wynikać z ich innej genezy (termokrasowej, a nie polodowcowej) i z położenia dalej na południe, gdzie jest wyraźnie cieplej. Jest to przede wszystkim brak reofili, z których większość jest na północy dwuśrodowiskowa i często wręcz dominuje ilościowo w litoralu jeziornym. Ponadto, już od co najmniej 20 lat notuje się w litoralu jezior poleskich gatunki ciepłolubne, które dopiero od niedawna i wciąż rzadko pojawiają się w jeziorach Polski północnej [Buczyński, Bielak-Bielecki, w druku].

Na faunie Polesia Lubelskiego silnym piętnem odcisnęły się zmiany antropogeniczne siedlisk (dokonywane na większą skalę już od XIX w.) – co ma skutki nie tylko negatywne, ale też niekiedy pozytywne, zwłaszcza obecnie, gdy nasilają się skutki susz. Utrzymanie niektórych form ekstensywnego użytkowania terenu uznano wręcz za warunek zachowania bogactwa fauny wielu obszarów [Buczyński 2004b] Dalej podane są wybrane przykłady, które nie zawsze zgadzają się z powszechnie przyjętymi aksjomatami ochrony przyrody.

Wiele niewielkich rzek poleskich zostało już dawno silnie zmienionych i włączonych w sieć rowów i kanałów; ich fauna często jest dziś bardziej drobnozbiornikowa niż reofilna.

Dlatego, paradoksalnie, najbardziej „rzeczną" faunę mają niektóre duże kanały, w tym bardzo interesujący na długich odcinkach kanał Wieprz-Krzna. Podobną, choć uboższą w gatunki faunę mają też kanały odprowadzające wody z kopalni węgla kamiennego w Bogdance. Co ciekawe, zrzut wód pokopalnianych do rzeczki Świnki pod niektórymi względami nie obniża, a poprawia jakość jej wód, wyraźnie pogorszoną przez biogeny ze zmurszających łąk w jej dolinie. Ma to więc korzystny wpływ na odonatofaunę Świnki, poniżej Puchaczowa wyraźnie bardziej typową siedliskowo.

Całkowite lub częściowe zmeliorowanie licznych torfowisk przyczyniło się do eutrofizacji ich wód oraz nasiliło ich wrażliwość na wysychanie. W tej sytuacji istotna jest rola torfianek jako siedlisk ważek – na wielu obszarach Polesia to głównie lub wyłącznie w nich utrzymują się ważki tyrfofilne i tyrfobiontyczne. Dotyczy to nawet niektórych torfowisk w Poleskim Parku Narodowym i w rezerwatach przyrody.

Powstanie na Polesiu Lubelskim stawów rybnych i zbiorników retencyjnych znacząco poszerzyło bazę siedliskową limnofili (gatunków jeziornych) (zwłaszcza *Anax parthenope*, *Epitheca bimaculata* i *Leucorrhinia caudalis*), z których szczególnie *L. caudalis* traci swe siedliska naturalne wskutek ich eutrofizacji.

Podsumowując: mimo zróżnicowanego, lokalnie nawet dużego stopnia transformacji, środowisko Polesia Lubelskiego utrzymuje faunę ważek pod wieloma względami cenną. Jest ona bardzo bogata w gatunki, tworzą się tu też zgrupowania typowe dla krajobrazu bogatego w wody o bardzo różnym charakterze. Ponadto, mamy tu m.in.: cztery z siedmiu gatunków z Czerwonej listy ważek w Polsce [Bernard i in. 2009], 11 z 15 gatunków chronionych prawnie [Rozporządzenie… 2016], obydwa obecne w Polsce gatunki z Czerwonej listy ważek Europy i Unii Europejskiej [Kalkman i in. 2010], dwa z trzech obecnych w naszym kraju gatunków priorytetowych programu Natura 2000 [Bernard 2004a, b].

7.1.2.5. Zagrożenia

Fauna ważek Polesia Lubelskiego podlega niekorzystnym zmianom związanym z wpływem człowieka – bezpośrednim i pośrednim.

Obserwowane dziś skutki działań bezpośrednich to w dużej mierze reakcje fauny na zmiany, które zaszły już jakiś czas temu, niekiedy dawno. Najważniejsze jest zmeliorowanie dużych powierzchni torfowisk, które doprowadziło do ich przesuszenia i murszenia. To silnie zredukowało liczbę i powierzchnię siedlisk tyrfofili i tyrfobiontów, często też pogarszając ich jakość przez eutrofizację związaną z uwalnianiem biogenów z torfu i przez zarastanie przez drzewa i krzewy. Tym samym spadły liczebność i rozprzestrzenienie tych ważek, co najsilniej

wpłynęło na faunę torfowisk sfagnowych. Ma to negatywny wpływ również na jeziora otoczone torfowiskami, z których wiele wyraźnie się zeutrofizowało. Na to nakłada się wpływ turystyki – część jezior to intensywnie wykorzystywane kąpieliska i miejsca otoczone dużymi osiedlami domków letniskowych. Pogarsza to jakość siedlisk ważek związanych z jeziorami mezotroficznymi i umiarkowanie eutroficznymi.

Niekorzystne są też zmiany w gospodarowaniu terenem. Wiele niekoszonych dziś łąk niskotorfowiskowych, przy braku oznak murszenia, zarasta drzewami i krzewami. Nasila to wysychanie (zwłaszcza przy ekspansji brzóz), ponadto, niekorzystne jest zacienienie wód i dostawanie się do nich liści, które rozkładając się pogarszają warunki tlenowe. Zarastają też rowy i kanały, które w wielu miejscach przestały być odnawiane i koszone.

Skutkiem pośrednim działań człowieka jest zmiana klimatu, w tym wzrost temperatur powietrza i spadek ilości opadów. Dla środowisk wodnych Polesia jest to groźne szczególnie, bo opadów zawsze było mało a istnienie obszarów podmokłych było uwarunkowane powolną utratą lub zatrzymywaniem wody. Zmiana klimatu wpływa na ważki przez np.: zanik lub zbyt wczesne wysychanie zbiorników wodnych, obniżanie poziomu wody w jeziorach, wzrost temperatury wody niekorzystny dla wielu gatunków zimnolubnych. Najwyraźniej widać zanik siedlisk dla gatunków związanych z drobnymi zbiornikami: te do niedawna trwałe astatyzują się, co silnie zmienia ich faunę, natomiast zbiorniki okresowe zaczynają zanikać całkowicie lub wysychać tak wcześnie, że nawet ważki przystosowane do okresowego braku wody nie są w stanie przeobrazić się przed ich wyschnięciem. Skutkiem jest np. wyraźny regres populacji *Sympetrum flaveolum*.

7.1.2.6. Kierunki i metody ochrony

Ochrona bierna (obszarowa) pełni ważną rolę, chroniąc dużą część najcenniejszych siedlisk ważek przed bezpośrednią presją człowieka. Należy ją utrzymać i być może rozważyć utworzenie nowych obszarów chronionych. Można np. rozszerzyć Poleski Park Narodowy o najcenniejsze obszary w jego pobliżu (jak torfowisko Krugłe Bagno) czy utworzyć rezerwaty lub użytki ekologiczne na takich obszarach mniejszych powierzchniowo i bardziej izolowanych. To ostatnie dotyczy m.in. niektórych torfowisk w Lasach Sobiborskich oraz na Równinie Parczewskiej i w Zaklęsłości Łomaskiej, gdzie ochrona obszarowa wód i terenów podmokłych jest rozwinięta słabo – a wiele z nich ma faunę równie cenną, jak skupiające na sobie dotychczas większość uwagi tereny z centrum i południa Polesia Lubelskiego [m.in. Mikołajczuk, Miłaczewska 2012; Mikołajczuk 2013; Buczyński 2015]. Przy tym na wielu obszarach nie jest konieczne tworzenie rezerwatów, wystarczą dobrze zaplanowane użytki ekologiczne, szczególnie biorąc pod uwagę półnaturalny charakter części siedlisk.

Jednak wobec skali zmian związanych ze zmianą klimatu, które tworzą też dodatnie sprzężenia zwrotne z innymi niekorzystnymi zmianami środowiska, ochrona bierna jest dziś dalece niewystarczająca. Należy w możliwie dużym zakresie wdrożyć ochronę czynną nakierowaną na zachowanie ogólnej różnorodności biologicznej lub na ochronę wybranych gatunków i ich zgrupowań. Odpowiednie metody są opisane w literaturze przedmiotu, wiele z nich jest już stosowanych w krajach ościennych, niektóre wypróbowano także w Polsce. Należą do nich np.: piętrzenie wody na fragmentach torfowisk; ingerencja w sukcesję roślinności w zbiornikach wodnych i na torfowiskach; koszenie torfowisk lub kontrolowany wypas dla zapobieżenia zarastaniu przez drzewa i krzewy. Do ochrony ważek i innych cennych elementów środowiska należy też zacząć wykorzystywać wody antropogeniczne [cf. Buczyński 2015]. W pierwszej kolejności warto się skupić na torfiankach. Większość zbiorników tego rodzaju, o których istotnej roli już pisano, pochodzi co najmniej z połowy XX w. i zaczyna stopniowo zanikać. Konieczne jest ich odnawianie z zastosowaniem modelu rotacyjnego [Wildermuth 2001]. Na wielu torfowiskach można wręcz kopać nowe torfianki – nieduże, ręcznie lub z użyciem lekkiego sprzętu. Można to rozważyć nawet dla wybranych torfowisk w Poleskim Parku Narodowym, które w innym razie już nie są lub nie będą w przyszłości zasiedlone przez ważki. Z kolei piaskownie mają duży potencjał dla ochrony gatunków i zgrupowań ważek związanych z drobnymi zbiornikami trwałymi i okresowymi, a zbiorniki retencyjne związane z kanałem Wieprz-Krzna – fauny jeziornej [Buczyński 2015]. Działania tego rodzaju byłyby mało kosztowne, a mogłyby znacząco zwiększyć szansę utrzymania dzisiejszego bogactwa fauny ważek Polesia Lubelskiego i jego dużego, ponadkrajowego znaczenia dla ochrony tych owadów.

Piśmiennictwo

1. Bazyluk W. 1947. Projekt rezerwatów torfowiskowych w okolicy Siemienia (powiat Radzyń Podlaski, województwo lubelskie). Chrońmy Przyr. Ojcz., 3, 3/4, 58-61.
2. Bazyluk W. 2002. Materiały do fauny ważek (Odonata) okolicy Siemienia w województwie lubelskim. Nowy Pam. Fizjogr., 1, 1, 45-52.
3. Bernard R. 2004a. *Ophiogomphus cecilia* (Geoffroy in Fourcroy, 1785), Trzepla zielona. [W:] P. Adamski, R. Bartel, A. Bereszyński, A. Kepel, Z. Witkowski (red.), Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Tom 6. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Warszawa, 30-34.
4. Bernard R. 2004b. *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1840), Zalotka większa. [W:] P. Adamski, R. Bartel, A. Bereszyński, A. Kepel, Z. Witkowski (red.), Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik

metodyczny. Tom 6. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Warszawa, 35-38.
5. Bernard R., Buczyński P. 2006. Poland, Estonia, Lithuania, Latvia, Belarus and Ukraine. [W:] K.-D.B. Dijkstra (red.), R. Lewington, Field Guide to the Dragonflies and Damselflies of Britain and Europe. British Wildlife Publishing, Gillingham, 43-45.
6. Bernard R., Buczyński P. 2008. Stan zachowania i wybiórczość siedliskowa iglicy małej *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840) w Polsce. Odonatrix, 4, 2, 43-60.
7. Bernard R., Buczyński P. 2012. Rząd: Ważki – Odonata. [W:] Cz. Błaszak (red.), Zoologia. Tom 2, część 2, Stawonogi, Tchawkodyszne. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 131-144.
8. Bernard R., Buczyński P., Tończyk G. 2002. Present state, threats and conservation of dragonflies (Odonata) in Poland. Nat. Conserv., 59, 2, 53-71.
9. Bernard R., Buczyński P., Tończyk G., Wendzonka J. 2009. Atlas rozmieszczenia ważek (Odonata) w Polsce – A distribution atlas of dragonflies (Odonata) in Poland. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań, 256 s.
10. Buczek A., Buczek T. 1996. Chełmskie torfowiska węglanowe. IUCN, Lublin, 40 s.
11. Buczyńska E., Buczyński P. 2006. Aquatic insects (Odonata, Coleoptera, Trichoptera) of the central part of the „Krowie Bagno" marsh: the state before restoration. Ann. UMCS, s. C, 61, 71-88.
12. Buczyńska E., Buczyński P. 2019. Aquatic Insects of Man-Made Habitats: Environmental Factors Determining the distribution of Caddisflies (Trichoptera), Dragonflies (Odonata) and Beetles (Coleoptera) in Acidic Peat Pools. J. Ins. Sci., 19, 1, 17.
13. Buczyńska E., Buczyński P., Lechowski L., Stryjecki R. 2007. Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera, Hydrachnidia): A case study of the pond complex in Zalesie Kańskie (Central-East Poland). Nat. Conserv., 64, 39-55.
14. Buczyński P. 1994. Nowe stanowiska rzadkich gatunków ważek (Odonata) ze wschodniej Polski. Wiad. Ent., 13, 2, 129-130.
15. Buczyński P. 1995. Materiały do poznania ważek (Odonata) Lubelszczyzny. Cz. I. Wiad. Ent., 14, 2, 76-83.
16. Buczyński P. 1997. Ważki Odonata Poleskiego Parku Narodowego. Parki Nar. Rez. Przyr., 16, 2, 41-62.
17. Buczyński P. 1998. Ważki Odonata rezerwatu „Torfowisko przy Jeziorze Czarnym" i okolic (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Parki Nar. Rez. Przyr., 17, 2, 87-96.
18. Buczyński P. 1999. Dragonflies (Odonata) of sand pits in south-eastern Poland. Acta Hydrobiol., 41, 3/4, 219-230.

19. Buczyński P. 2000a. Groβlibellen auf Kiefernnadeln aufgespießt (Odonata: Libellulidae). Libellula, 19, 3/4, 213-216.
20. Buczyński P. 2000b. Nowe dane o występowaniu *Orthetrum brunneum* (Fonsc.) i *O. coerulescens* (Fabr.) (Odonata, Libellulidae) na Lubelszczyźnie. Wiad. Ent., 19, 1, 51-52.
21. Buczyński P. 2000c. On the occurrence of *Coenagrion armatum* (Charpentier, 1840) in Poland (Odonata: Coenagrionidae). Opusc. Zool. Flumin., 179, 1-10.
22. Buczyński P. 2000d. Ważki (Odonata) niektórych istniejących i projektowanych rezerwatów torfowiskowych Polesia Lubelskiego. Rocz. Nauk. Pol. Tow. Ochr. Przyr. „Salamandra", 4, 89-101.
23. Buczyński P. 2002. Materiały do poznania ważek (Odonata) Lubelszczyzny. Część II. Ważki w kolekcji Zakładu Zoologii UMCS w Lublinie. Wiad. Ent., 21, 1, 5-10.
24. Buczyński P. 2003a. *Aeshna affinis* (Vander L.) (Odonata: Aeshnidae) w dolinie Bugu w roku 2000. Wiad. Ent., 22, 1, 48-49.
25. Buczyński P. 2003b. Uwagi i uzupełnienia do pracy W. Bazyluka o ważkach okolic Siemienia. Nowy Pam. Fizjogr., 1, 2, 207-208.
26. Buczyński P. 2004a. *Coenagrion armatum* (Charpentier, 1840), łątka zielona. [W:] Z. Głowaciński, J. Nowacki (red.), Polska czerwona księga zwierząt, Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Kraków – Poznań, 52-54.
27. Buczyński P. 2004b. Ważki (Odonata) Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny: nowe dane i podsumowanie badań z lat 1985-2003. Parki Nar. Rez. Przyr., 23, 3, 381-394.
28. Buczyński P. 2004c. Ważki (Odonata) z Polski w zbiorach Muzeum i Instytutu Zoologii Polskiej Akademii Nauk w Warszawie. Nowy Pam. Fizjogr., 3, 1-2, 17-26.
29. Buczyński P. 2005. Materiały do znajomości ważek (Odonata) Lubelszczyzny. Część III. Zbiory Katedry Zoologii i Hydrobiologii AR w Lublinie. Wiad. Ent., 24, 4, 197-212.
30. Buczyński P. 2006a. General notes about the dragonfly (Odonata) fauna of the River Bug valley in the Lublin Region (SE Poland). [W:] R. Buchwald (red.), Habitat selection, reproductive behaviour and conservation of central-European dragonflies (Odonata). Aschenbeck & Isensee Universitätsverlag, Oldenburg, 73-80.
31. Buczyński P. 2006b. Uwagi o występowaniu *Aeshna affinis* Vander L. w województwie lubelskim. Odonatrix, 2, 2, 33-36.
32. Buczyński P. 2007. Ważki (Insecta: Odonata) doliny Bugu między Gołębiami i Włodawą. Nowy Pam. Fizjogr., 5, 1-2, 3-26.
33. Buczyński P. 2008. Wstępne badania ważek (Odonata) chełmskich torfowisk węglanowych.

Odonatrix, 4, 1, 21-25.

34. Buczyński P. 2012a. Dragonflies (Odonata) of the left-bank Bug River valley between Włodawa and Kodeń (middle-eastern Poland). Acta Biol., 19, 47-69.
35. Buczyński P. 2012b. Ważki (Odonata). – VI.1. Dragonflies (Odonata). [W:] R. Kornijów, P. Buczyński (red.), Jezioro Skomielno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Polska Wschodnia. Monografia przyrodnicza. – Lake Skomielno (Łęczna-Włodawa Lakeland, Eastern Poland). Environment monograph. Wyd. Mantis, Olsztyn, 238-256.
36. Buczyński P. 2015. Dragonflies (Odonata) of anthropogenic waters in middle-eastern Poland. Wyd. Mantis, Olsztyn, 272 s.
37. Buczyński P., Bielak-Bielecki P., w druku. Materiały do poznania ważek (Odonata) rzek i jezior Polski środkowo-wschodniej. Not. Ent.
38. Buczyński P., Buczyńska E., Kasjaniuk A. 2006. Ważki (Odonata) i chruściki (Trichoptera) rezerwatu „Magazyn" (Polesie Zachodnie). Parki Nar. Rez. Przyr., 24, 1-4, 117-130.
39. Buczyński P., Buczyńska E., Kowalak E., Matuszak-Krupa J., Płaska W., Stryjecki R. 2017a. Ważki (Odonata) Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny: dane z lat 2004-2016. Parki Nar. Rez. Przyr., 36, 1, 59-86.
40. Buczyński P., Buczyńska E., Michalczuk W. 2019. From Southern Balkans to Western Russia: Do First Polish Records of *Pantala flavescens* (Fabricius, 1798) (Odonata: Libellulidae) Indicate a Migration Route? J. Ent. Res. Soc., 21, 1, 11-16.
41. Buczyński P., Buczyńska E., Tarkowski A., Banach-Albińska B. 2017b. Interesujące stwierdzenie *Somatochlora arctica* (Zetterstedt, 1840) (Odonata: Corduliidae) na Polesiu (Polska środkowo-wschodnia). Odonatrix, 13, 1, 1-8.
42. Buczyński P., Staniec B. 1998. Waloryzacja godnego ochrony torfowiska Krugłe Bagno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie) w oparciu o wybrane elementy jego fauny. Rocz. Nauk. Pol. Tow. Ochr. Przyr. „Salamandra", 2, 95-107.
43. Buczyński P., Tarkowski A., w druku. Lecicha południowa *Orthetrum brunneum* (Fonsc.) (Odonata, Libellulidae) – 58. gatunek ważki stwierdzony w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr.
44. Buczyński P., Tończyk G. 2004. Rola parków narodowych w ochronie ważek (Odonata) w Polsce. Parki Nar. Rez. Przyr., 23, 3, 357-380.
45. Buczyński P., Żurawlew P., Michalczuk W. 2010. Nowe dane o występowaniu *Crocothemis erythraea* (Brullé, 1832) (Odonata: Libellulidae) w Polsce. Odonatrix, 6, 2, 50-60.
46. Burbarch K., Winterholler M. 1997. Die Invasion von *Hemianax ephippiger* (Burmeister) in Mittel- und Nordeuropa 1995/1996 (Anisoptera: Aeshnidae). Libellula, 16, 1/2, 33-59.

47. Corbet P. 1999. Dragonflies. Behaviour and ecology of Odonata. Harley, Colchester, 829 s.
48. Ebertowska B., Dzierża P., Grzędzicka E., Krogulec J., Król W., Pępkowska-Król A. 2015. Ścieżka przyrodnicza „Nadrybie". Przewodnik po ścieżce dydaktyczno-edukacyjnej wokół Zalewu Nadrybskiego. OTOP, Marki, 92 s.
49. Fudakowski J. 1930. Fauna ważek (Odonata) Tatr polskich. Sprawozd. Kom. Fizjogr., 64, 87-174.
50. Gerlach J., Samways M.J., Pryke J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. J. Ins. Conserv., 17, 4, 831-850.
51. Kalkman V.J., Boudot J.-P., Bernard R., Conze K.J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E., Sahlén G. 2010. European Red List of Dragonflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 28 s.
52. Kornijów R., Ścibior R. 1999. Seasonal changes in macrofaunal feeding groups assotiated with *Nuphar lutea* (L.) Sm. leaves in a small eutrophic lake. Pol. J. Ecol., 47, 2, 135-143.
53. Krogulec J., Piotrowska M., Wójciak J. 1996. Chełmskie torfowiska węglanowe. Przewodnik po ścieżkach dydaktycznych. Ekofundusz, IUCN Poland, Lublin, 32 s.
54. Mikołajczuk P. 2013. Nowe stanowiska iglicy małej *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840) (Odonata: Coenagrionidae) w południowej części Podlasia z uwagami o ekologii i mobilności gatunku. Odonatrix, 9, 1, 1-12.
55. Mikołajczuk P. 2014. Stwierdzenie wylotu drugiej generacji tężnicy małej *Ischnura pumilio* (Charpentier, 1825) i tężnicy wytwornej *Ischnura elegans* (Vander Linden, 1820) (Odonata: Coenagrionidae) w Polsce środkowo-wschodniej. Odonatrix, 10, 1, 24-30.
56. Mikołajczuk P. 2016a. Wpływ okresowego wysychania torfowisk na występowanie zimujących larw ważek (Odonata): obserwacje z Polski środkowo-wschodniej. Odonatrix, 12, 2, 1-12.
57. Mikołajczuk P. 2016b. Siedliska noclegowe *Erythromma viridulum* (Charpentier, 1840) (Odonata: Coenagrionidae) – dane z Polski środkowo-wschodniej. Odonatrix, 12, 4, 1-4.
58. Mikołajczuk P. 2017. Mobilność imagines *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840) (Odonata: Coenagrionidae): obserwacje behawioru dyspersyjnego. Odonatrix, 13, 2, 1-4.
59. Mikołajczuk P., Miłaczewska E. 2012. Nowe stanowiska iglicy małej *Nehalennia speciosa* (Charpentier, 1840) (Odonata: Coenagrionidae) we wschodniej części Mazowsza i północnej części województwa lubelskiego. Odonatrix, 8, 1, 1-10.
60. Pongrácz A. 1919. Beiträge zur Pseudoneuropteren und Neuropterenfauna Polens. Annals Mus. Zool. Hungarici, 17, 161-177.
61. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony

gatunkowej zwierząt. Dz. U. 2016 poz. 2183.
62. Rychła A., Buczyński P., Czechowski P., Dumański J., Kusal K., Lewandowska E., Lewandowski K., Michalczuk W., Niewolik J., Orska M., Ostrowski K., Pielot M., Rauner-Bułczyńska E., Świtała D., Świtała M., Tańczuk A., Tarkowski A., Tończyk G., Wakulski R., Wasylków E., Wereniewicz K., Wiszniowska M. 2019. Najwcześniejsze obserwacje ważek (Odonata) notowane w kwietniu i maju 2018 r. w Polsce. Odonatrix, 15, 4, 1-10.
63. Sahlén G., Ekestubbe K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as bioindicators of general species richness in boreal forest lakes. Biodiv. Conserv., 10, 5, 673-690.
64. Wildermuth H. 2001. Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer – Simluation naturgemässer Dynamik. Natschutz Landschaftspl., 33, 9, 269-273.
65. Wildermuth H., Martens A. 2019. Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 958 s.

Streszczenie

Odonatofauna Polesia Lubelskiego jest bogata w gatunki (65 gat. – 88% fauny Polski) i zróżnicowana ekologicznie w sposób typowy dla obszarów o dużej ilości różnych środowisk wodnych i podmokłych. Zachodnie i wschodnie pobrzeże regionu to duże doliny rzeczne z fauna typową dla obszarów dynamicznych hydrologicznie, z dobrze zachowanym układem siedlisk i elementami fauny potamocenu. Część centralna jest uboższa w wody bieżące i zdominowana przez mokradła i torfowiska leżące w obszarach bezodpływowych lub o spowolnionym odpływie wody, z fauną typową dla takich siedlisk. Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim wykształciła się też specyficzna fauna jeziorna. Polesie Zachodnie już w XIX wieku zaczęło być transformowane antropogenicznie, wiele obszarów zmeliorowano i poddano działaniom gospodarczym. Mimo to, powierzchnia siedlisk cennych przyrodniczo i dobrze zachowanej faunie ważek pozostaje znaczna, a wiele tradycyjnych metod gospodarowania – obecnie niestety zarzucanych – sprzyja utrzymaniu tego stanu. Jednak dziś środowiska wodne Polesia i ich ważki są coraz silniej zagrożone. Czynnikiem najbardziej niekorzystnym jest ocieplenie klimatu, które nasila skutki innych zmian środowiska. Ochrona obszarowa nie zapobiega tym zagrożeniom; dla przetrwania wielu gatunków i zgrupowań konieczne wydaje się wdrożenie metod ochrony czynnej, jak: piętrzenie wody, ingerencja w sukcesję roślinności w zbiornikach wodnych i na torfowiskach, koszenie torfowisk lub kontrolowany wypas dla zapobieżenia zarastaniu przez drzewa i krzewy. Należy też zacząć aktywnie wykorzystywać potencjał wód antropogenicznych, zwłaszcza torfianek, piaskowni i zbiorników retencyjnych.

Paweł Buczyński

7.1.3. Chrząszcze wodne (Coleoptera aquatica)

7.1.3.1. Wstęp

„Chrząszcze wodne" to pojęcie niejednoznaczne i nieodnoszące się do jednolitej grupy taksonomicznej. Częstm podejściem jest wyróżnienie tzw. właściwych chrząszczy wodnych, których zarówno larwy, jak też imagines występują w środowisku wodnym – i to właśnie ich dotyczy niniejszy tekst. Oprócz nich istnieje jeszcze podobnie duża i zróżnicowana taksonomicznie grupa chrząszczy związanych z wodą luźniej – całych rodzin, podrodzin, pojedynczych rodzajów czy nawet gatunków [Klausnitzer 1996; Jäch 1998].

Właściwe chrząszcze wodne należą do kilku pochodzących od przodków lądowych, niezależnych linii ewolucyjnych, w których powstały różne adaptacje morfologiczne i fizjologiczne do życia w środowisku wodnym. Ich przedstawiciele występują głównie w płytkich częściach zbiorników wodnych: imagines Adephaga są nektobentosowe, rzadziej pleustonowe (Gyrinidae), a Polyphaga zwykle pełzają po dnie lub roślinach (dobrze pływają tylko przedstawiciele rodzaju *Berosus* Leach). Larwy są fitofilne lub nadenne. Duże jest też zróżnicowanie pokarmowe. Liczne są drapieżniki, żerujące też na padlinie. Duże gatunki mogą polować nawet na mniejsze kręgowce. Inne chrząszcze wodne to fitofagi lub saprofagi, albo są wszystkożerne [Galewski, Tranda 1978; Galewski 1990].

Występujące w Polsce właściwe chrząszcze wodne należą do 12 rodzin (Adephaga: 5, Polyphaga: 7), zwykle w całości związanych ze środowiskiem wodnym – tylko mała część Hydrophilidae żyje na lądzie. Za wodne uznaje się 354 gatunki, czyli 5,7% krajowej fauny chrząszczy (Adephaga: 176 gat., Polyphaga: 178) [Anonim, 2004; Przewoźny, 2004a, b].

Ze względu na zróżnicowanie taksonomiczne i ekologiczne oraz różne wymagania siedliskowe chrząszcze wodne to cenione bioindykatory jakości środowiska i różnorodności biologicznej [Sánchez-Fernández i in. 2006; Burghelea i in 2011; Sharma i in. 2012].

7.1.3.2. Wykorzystane materiały

W niniejszym opracowaniu wykorzystano:

- prace zawierające oryginalne dane faunistyczne [Galewski 1964; Kowalik 1965, 1969; Burakowski i in. 1976; Smetana 1980; Majewski 1994; Staniec 1997; Buczyński 1998; Buczyński, Staniec 1998; Buczyński, Piotrowski 2002; Buczyński 2003; Buczyński, Pałka 2003; Kowalik, Buczyński 2003; Buczyński, Kowalik 2005; Buczyński, Przewoźny 2005, Buczyńska, Buczyński 2006; Guz 2006; Buczyńska i in. 2007; Płaska 2006; Przewoźny i in.

2006; Buczyński, Przewoźny 2010; Buczyński i in. 2011; Buczyński 2012; Buczyński i in. 2012; Greń 2017; Greń i in. 2017; Nilsson i in. 2017; Buczyński i in. 2019];

– niepublikowane materiały autora zdeponowane w kolekcji Zakładu Zoologii UMCS, w których z Polesia Lubelskiego pochodzi 5 larw i 404 imagines.

7.1.3.3. Retrospekcja

Dane historyczne są skąpe i wyrywkowe. Część prac zawiera nieliczne stwierdzenia oparte na osobnikach zebranych do badań nad biologią lub taksonomią chrząszczy. Pełne dane pochodzą z dwóch systemów hydrologicznych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Kowalik [1965, 1969] badał trzy jeziora koło Sosnowicy, stwierdzając bogatą jakościowo (57 gat.) faunę typową dla jezior eutroficznych z dobrze rozwiniętą roślinnością litoralową [Galewski, Tranda 1978]. Następnie Kowalik i Buczyński [2003] na podstawie materiałów z lat 1979-1989 opisali faunę zbiornika i systemu kanałów z wodami dołowymi z kopalni węgla kamiennego w Bogdance i zasilanych nią rzeki Świnki. W tych zaburzonych, słonawych wodach stwierdzili oni 50 gatunków chrząszczy, w tym tylko jednego halofila – resztę fauny stanowiły pospolite, tolerancyjne gatunki słodkowodne.

Dane stosunkowo bogate (dotyczące 129 gat.), choć czysto faunistyczne, zawiera też praca Buczyńskiego i Kowalika [2005]. Wnosi ona informacje o dużej liczbie występujących kiedyś na Polesiu Lubelskim gatunków dzisiaj rzadkich i zagrożonych, z których wiele to tyrfofile i tyrfobionty.

7.1.3.4. Aktualne zasoby i walory fauny

Na Polesiu Lubelskim stwierdzono 224 gatunki z 11 rodzin[4]:

– Gyrinidae (11 gat.) – *Aulonogyrus concinnus* (Klug), *Gyrinus aeratus* Steph., *G. caspius* Mén., *G. distinctus* Aubé, *G. marinus* Gyll., *G minutus* Fabr., *G. natator* (L.), *G. paykulli* Ochs, *G. substriatus* Steph., *G. suffriani* Scriba, *Orectochilus villosus* (O.F. Müll.);

– Haliplidae (17) – *Haliplus apicalis* Thoms., *H. confinis* Steph., *H. flavicollis* Sturm, *H. fluviatilis* Aubé, *H. fulvicollis* Er., *H. fulvus* (Fabr.), *H. furcatus* Seidl., *H. heydeni* Wehn., *H. immaculatus* Gerh., *H. laminatus* (Schall.), *H. lineatocollis* (Marsh.), *H. obliquus* (Fabr.), *H. ruficollis* (De G.), *H. sibiricus* Motsch., *H. variegatus* Sturm, *H. varius* Nic., *Peltodytes caesus* (Duftschm.);

– Noteridae (2) – *Noterus clavicornis* (De G.), *N. crassicornis* (O.F. Müll.);

[4] Nie stwierdzono tylko Hygrobiidae z jednym gatunkiem *Hygrobia hermanni* (Fabr.), ostatni raz łowionym w Polsce w 1938 r. [Galewski, Tranda 1978].

– Dytiscidae (106) – *Agabus affinis* (Payk.), *A. biguttulus* (Thoms.), *A. bipustulatus* (L.), *A. clypealis* (Thoms.), *A. congener* (Thunb.), *A. conspersus* (Marsh.), *A. didymus* (Ol.), *A. fuscipennis* (Payk.), *A. labiatus* (Brahm), *A. nebulosus* (Forst.), *A. paludosus* (Fabr.), *A. pseudoclypealis* Scholz, *A. sturmii* (Gyll.), *A. uliginosus* (L.), *A. undulatus* (Schrank), *A. unguicularis* (Thoms.), *Ilybius aenescens* Thoms., *I. ater* (De G.), *I. chalconatus* (Panz.), *I. erichsoni* (Gemm. & Har.), *I. fenestratus* (Fabr.), *I. fuliginosus* (Fabr.), *I. guttiger* (Gyll.), *I neglectus* (Er.), *I quadriguttatus* (Lacord.), *I. similis* Thoms., *I. subaeneus* Er., *I. subtilis* (Er.), *Platambus maculatus* (L.), *Colymbetes fuscus* (L.), *C. paykulli* Er., *C. striatus* (L.), *Nartus grapii* (Gyll.), *Rhantus bistriatus* (Bergstr.), *R. consputus* (Sturm), *R. exsoletus* (Forst.), *R. frontalis* (Marsh.), *R. incognitus* Scholz, *R. latitans* Sharp, *R. notaticollis* (Aubé), *R. suturellus* (Harr.), *R. suturalis* (MacL.), *Liopterus haemorrhoidalis* (Fabr.), *Cybister lateralimarginalis* (De G.), *Acilius canaliculatus* (Nic.), *A. sulcatus* (L.), *Graphoderus austriacus* (Sturm), *G. bilineatus* (De G.), *G. cinereus* (L.), *G. zonatus* (Hoppe), *Dytiscus circumcinctus* Ahr., *D. circumflexus* Fabr., *D. dimidiatus* Bergstr., *D. latissimus* L., *D. marginalis* L., *D. semisulcatus* O.F. Müll., *Hydaticus aruspex* Clark, *H. continentalis* Balf.-Browne, *H. seminiger* (De G.), *H. transversalis* (Pontopp.), *Bidessus grossepunctatus* Vorbr., *B. unistriatus* (Goeze), *Hydroglyphus geminus* (Fabr.), *Nebrioporus airumlus* (Kol.), *N. depressus* (Fabr.), *Scarodytes halensis* (Fabr.), *Hydroporus angustatus* Sturm, *H. dorsalis* (Fabr.), *H. elongatulus* Sturm, *H. erytrocephalus* (L.), *H. ferrugineus* Steph., *H. figuratus* (Gyll.), *H. fuscipennis* Schaum, *H. glabriusculus* Aubé, *H. incognitus* Sharp, *H. melanarius* Sturm, *H. memnonius* Nic., *H. morio* Aubé, *H. neglectus* Schaum, *H. nigrita* (Fabr.), *H. notatus* Sturm, *H. obscurus* Sturm, *H. palustris* (L.), *H. planus* (Fabr.), *H. pubescens* (Gyll.), *H. rufifrons* (O.F. Müll.), *H. scalesianus* Steph., *H. striola* (Gyll.), *H. tristis* (Payk.), *H. umbrosus* (Gyll.), *Graptodytes bilineatus* (Sturm), *G. granularis* (L.), *G. pictus* (Fabr.), *Porhydrus lineatus* (Fabr.), *Hydrovatus cuspidatus* (Kunze), *Clemnius decoratus* (Gyll.), *Hygrotus impressopunctatus* (Schall.), *H. novemlineatus* (Steph.), *H. polonicus* (Aubé), *H. versicolor* (Schall.), *Hyphydrus ovatus* (L.), *Laccornis oblongus* (Steph.), *Laccophilus hyalinus* (De G.), *L. minutus* (L.), *L. poecilus* Klug;
– Helophoridae (16) – *Helophorus aequalis* Thoms., *H. aquaticus* (L.), *H. brevipalpis* Bed., *H. croaticus* Kuw., *H. dorsalis* (Marsh.), *H. grandis* Ill., *H. flavipes* Fabr., *H. granularis* (L.), *H. griseus* Herbst, *H. minutus* Fabr., *H. nanus* Sturm, *H. nubilus* Fabr., *H. obscurus* Muls., *H. paraminutus* Ang. (?), *H. pumilio* Er., *H. strigifrons* Thoms.;

– Hydrochidae (7) – *Hydrochus angustatus* Germ., *H. brevis* (Herbst), *H. crenatus* (Fabr.), *H. elongatus* (Schall.), *H. flavipennis* Küst., *H. ignicollis* Motsch., *H. Hydrochus megaphallus* Berge Heneg.;
– Spercheidae (1) – *Spercheus emarginatus* (Schall.);
– Hydrophilidae (45) – *Berosus geminus* Reiche & Saulcy, *B. luridus* (L.), *B. signaticollis* (Charp.), *B. spinosus* (Stev.), *Laccobius albipes* Kuw., *L. bipunctatus* (Fabr.), *L. minutus* (L.), *L. sinuatus* Motsch., *L. striatulus* (Fabr.), *Hydrobius fuscipes* (L.), *H. rottenbergii* Gerh., *H. subrotundus* Steph., *Limnoxenus niger* (Gmel.) (?), *Hydrochara caraboides* (L.), *H. flavipes* (Stev.), *Hydrophilus aterrimus* Eschsch., *H. piceus* (L.), *Anacaena bipustulata* (Marsh.), *A. globulus* (Payk.), *A. limbata* (Fabr.), *A. lutescens* (Steph.), *Chaetarthria seminulum* (Herbst), *Cymbiodyta marginella* (Fabr.), *Enochrus affinis* (Thunb.), *E. bicolor* (Fabr.), *E. coarctatus* (Gredl.), *E. melanocephalus* (Ol.), *E. ochropterus* (Marsh.), *E. quadripunctatus* (Herbst), *E. testaceus* (Fabr.), *Helochares lividus* (Forst.), *H. obscurus* (O.F. Müll.), *Coelostoma orbiculare* (Fabr.), *Cercyon analis* (Payk.), *C. bifenestratus* Küst., *C. convexiusculus* Steph., *C. laminatus* Sharp, *C. littoralis* (Gyll.) (?), *C. marinus* Thoms., *C. pygmaeus* (Ill.), *C. quisquilius* (L.), *C. sternalis* Sharp, *C. tristis* (Ill.), *C. unipunctatus* (L.), *C. ustulatus* (Preyssl.),
– Hydraenidae (12) – *Hydraena palustris* Er., *H. riparia* Kug., *Limnebius aluta* Bedel, *L. atomus* (Duftschm.), *L. crinifer* Rey, *L. papposus* Muls., *L. parvulus* (Herbst), *L. truncatellus* (Thunb.), *Aulacochthebius narentinus* (Reitt.), *Ochthebius flavipes* D.T., *O. minimus* (Fabr.), *O. pusillus* Steph.;
– Elmidae (3) – *Potamophilus acuminatus* (Fabr.), *Oulimnius tuberculatus* (P.W.J. Müll.), *Macronychus quadrituberculatus* P.W.J. Müll.;
– Dryopidae (4) – *Dryops anglicanus* Edw., *D. auriculatus* (Geoffr.), *D. ernesti* Gozis, *D. griseus* (Er.).

Trudno porównać faunę dzisiejszą z historyczną – o tej drugiej brak do tego danych, a informacje współczesne, choć już dość bogate, także nie tworzą obrazu całościowego. Dobrze zbadane są obszary najcenniejsze, jednak też często niewielkie – Poleski Park Narodowy, fragmenty Lasów Sobiborskich, niemal cała dolina Bugu, niektóre torfowiska węglanowe, wody w i wokół kompleksu stawów w Zalesiu Kańskim, zlewnia jeziora Skomielno. Dane o innych obszarach są zwykle wyrywkowe i czysto faunistyczne. Jednak pomimo tej niepełnej wiedzy i również mimo ewidentnej utraty dużej powierzchni jej siedlisk w wiekach XIX i XX, koleopterofauna wodna Polesia Lubelskiego wydaje się wciąż bogata i bardzo cenna – za czym

przemawia wiele argumentów. I tak np.: (1) stwierdzono tu 63% fauny krajowej i ponad 70% fauny Niżu Polskiego; (2) wszystkie gatunki łowione w okresie historycznym stwierdza się też dzisiaj; (3) w każdym projekcie opartym na systematycznych pracach terenowych lub na krótszej, ale bardzo intensywnej penetracji terenu notowano znaczne lub bardzo duże liczby gatunków (ponad 100, niekiedy nawet ponad 150), co wskazuje na wciąż zadowalające zróżnicowanie siedlisk i ich dobry stan; (4) regularnie łowi się liczne: gatunki zagrożone, gatunki chronione, gatunki priorytetowe w programie Natura 2000 (*Graphoderus bilinetaus*), stenotopy związane z zagrożonymi siedliskami wodnymi i podmokłymi.

Polesie Lubelskie uznaje się za ostoję chrząszczy o znaczeniu środkowoeuropejskim – nie tylko jego fauna jest bogata, ale też występują tu duże populacje gatunków silnie zagrożonych w krajach ościennych. Jest to kolejny argument za ochroną tego regionu, nawet jeśli wiele z tych gatunków jest w Polsce wciąż niezagrożonych czy wręcz często spotykanych [Buczyński i in. 2019].

Podobnie jak w przypadku omówionych wcześniej ważek, fauna dolin rzecznych na obrzeżach Polesia Lubelskiego różni się od fauny interioru. Doliny rzek w znacznie mniejszym stopniu utrzymują gatunki tyrfofilne, za to występują tu cenozy związane z dużymi rzekami (potamocen), zwłaszcza w dolinie Bugu [Buczyński i in. 2011]. Warta uwagi jest też fauna zbiorników terasy zalewowej rzek (zwłaszcza okresowych) i starorzeczy. Dotyczy to nie tylko właściwych chrząszczy wodnych, ale też np. związanych z roślinnością wodną ryjkowcowatych (Curculionoidea), występujących bardzo licznie i w zgrupowaniach wyjątkowych ze względu na swój skład i bogactwo jakościowe – zdecydowanie unikalne w skali całej Unii Europejskiej [Gosik 2006; Buczyński i in. 2019].

Interior Polesia Lubelskiego jest pozbawiony większych rzek, a te mniejsze, które tędy płyną, często już dawno temu przekształcono i/lub włączono w systemy kanałów i rowów melioracyjnych. Ich fauna często ma charakter bardziej drobnozbiornikowy niż rzeczny czy strumieniowy. Zgrupowania typowe dla wód bieżących spotyka się za to w większych kanałach, w tym w górnym i środkowym biegu kanału Wieprz-Krzna. Za to bardzo interesujące i zróżnicowane są zgrupowania chrząszczy wodnych w różnego typu wodach stojących i podmokłościach. Jest to szerokie spektrum siedlisk mezotroficznych, o różnym stopniu eutrofii, politroficznych (tych akurat z fauną ubogą i mało cenną), wreszcie dystroficznych – z fauną kształtującą się stosownie do warunków siedliskowych. Jej typową cechą, wynikającą z powszechnego występowania torfowisk różnego rodzaju, jest częsta i liczna obecność tyrfofili (w mniejszym stopniu też tyrfobiontów), które regularnie występują także poza swymi optymalnymi siedliskami.

Wyłącznie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i w jego pobliżu występują jeziora, zwykle eutroficzne, niektóre przeżyźnione wskutek antropopresji, i rzadziej – mezotroficzne i dystroficzne. Na tle jezior Polski północnej koleopterofauna jezior poleskich jest uboga w reo- i psammofile. Ma charakter w dużym stopniu zbliżony do fauny drobnych zbiorników i jest zdominowana przez gatunki zasiedlające strefę szuwarów. Także w tym siedlisku, nawet w jeziorach eutroficznych, spotyka się wyraźną domieszkę tyrfofili.

Cenny element fauny jezior poleskich to *Dytiscus latissimus*. Stwierdzono go w 1996 r. w Jeziorze Długim w Poleskim Parku Narodowym [Buczyński, Piorowski 2002] i potem długo nie łowiono, co można było uważać za objaw związanego ze zmianą klimatu zaniku tego zimnolubnego chrząszcza poza Polską północną [Przewoźny i in. 2011]. Jednak w 2019 r. okazało się, że wciąż jest on obecny na tym obszarze [P. Markowski, inf. ustna].

Transformacja Polesia i jego eksploatacja gospodarcza przyczyniły się do powstania licznych siedlisk wtórnych dla chrząszczy wodnych. Ich fauna jest wciąż słabo zbadana, poza lokalnie dobrze poznaną fauną rowów i kanałów. Jednak wydaje się, że przynajmniej część stawów rybnych oraz zbiorniki retencyjne są siedliskami ciekawymi i wartościowymi, które uzupełniają i nawet poszerzają poza obszar pojezierny bazę siedliskową gatunków typowych dla jezior i większych drobnych zbiorników. Interesujące są też zbiorniki w piaskowniach, które umożliwiają rozwój gatunkom psammofilnym i pionierskim.

7.1.3.5. Zagrożenia

Największe zagrożenie to degradacja i zanik siedlisk, do niedawna związane prawie wyłącznie z bezpośrednim wpływem człowieka – z melioracjami torfowisk i łąk oraz z zanieczyszczaniem i nade wszystko z eutrofizacją wód związaną z turystyką i gospodarką rolną (w tym z uwalnianiem biogenów ze zmeliorowanych, murszejących torfowisk). Obecnie dołącza do nich ocieplenie kllimatu, które powoduje wzrost temperatur wody oraz astatyzację i wysychanie zbiorników. Co więcej, bezpośrednie wpływy antropogeniczne i ocieplenie klimatu wchodzą też z sobą w silne sprzężenia zwrotne dodatnie.

7.1.3.6. Kierunki i metody ochrony

Należy kontynuować ochronę bierną siedlisk. Sieć obszarów chronionych jest dobrze rozbudowana w części centralnej Polesia Lubelskiego, choć wciąż nie objęła niektórych cennych miejsc. Tworzenie rezerwatów przyrody sprawia trudności, są projekty czekające na realizację od kilkudziesięciu lat. Być może należy częściej tworzyć użytki ekologiczne, które przy odpowiednich zapisach prawnych ochronią wystarczająco faunę i jej siedlisko, a przez

niewyłączanie terenu z użytkowania są mniej kontrowersyjne. W innych regionach Polesia – w dolinie Bugu, w Obniżeniu Dorohuckim, na Nizinie Parczewskiej – obszarów chronionych jest bardzo mało i to należałoby zmienić.

Biorąc pod uwagę znaczenie dolin Wieprza i Bugu dla ochrony fauny naturalnych, dużych dolin rzecznych, należy je chronić przed zmianami krajobrazowymi, a same rzeki przed zanieczyszczeniami wody. Dotyczy to szczególnie doliny Bugu.

Ochrona bierna nie wszędzie zapobiegnie zanikowi wód i mokradeł, które dziś nasila drastycznie ocieplenie klimatu. Dlatego w razie potrzeby należy prowadzić ochronę czynną: piętrzyć wodę w miejscach wysychania cennych siedlisk, ingerować w sukcesję roślinności, kosić torfowiska, w sposób kontrolowany wypasać na nich trzodę w celu zapobieżenia ich zarastaniu przez drzewa i krzewy.

W ochronie czynnej warto wykorzystywać siedliska antropogeniczne. Już istniejące zbiorniki (stawy rybne, zbiorniki w piaskowniach, zbiorniki retencyjne, torfianki, kanały) można łatwo kształtować pod kątem ochrony bogactwa gatunkowego fauny lub konkretnych gatunków. W uzasadnionych przypadkach warto także tworzyć nowe zbiorniki, co w razie silniejszej degradacji wód naturalnych czy ich pełnego zaniku może być jedynym sposobem na zachowanie ich fauny wodnej. Dotyczy to zwłaszcza ochrony fauny torfowisk, szczególnie wysokich i przejściowych, w której można wykorzystać niewielkie torfianki.

Piśmiennictwo

1. Anonim 2004. Chrząszcze drapieżne (Adephaga). [W:] W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Filipiuk, E. Skibińska (red.), Fauna Polski, Charakterystyka i wykaz gatunków. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 28-44.
2. Buczyńska E., Buczyński P. 2006. Aquatic insects (Odonata, Coleoptera, Trichoptera) of the central part of the "Krowie Bagno" marsh: the state before restoration. Ann. UMCS, s. C, 61, 2, 71-88.
3. Buczyńska E., Buczyński P., Lechowski L., Stryjecki R. 2007. Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera, Hydrachnidia): A case study of the pond complex in Zalesie Kańskie (Central-East Poland). Nat. Conserv., 64, 39-55.
4. Buczyński P. 1997. *Aulonogyrus concinnus* (Klug, 1834) – nowy dla Wyżyny Lubelskiej gatunek krętakowatych (Coleoptera: Gyrinidae). Wiad. Entomol., 16, 3-4, 229.
5. Buczyński P. 2003. Nowe dla Wyżyna Lubelskiej gatunki wodnych chrząszczy (Coleoptera). Wiad. Entomol., 21, 4, 245.

6. Buczyński P. 2012. VI.2. Chrząszcze środowisk wodnych (Coleoptera: Adephaga, Hydrophiloidea, Staphylinoidea, Byrrhoidea). – VI.2. Beetles of aquatic environments (Coleoptera: Adephaga, Hydrophiloidea, Staphylinoidea, Byrrhoidea). [W:] R. Kornijów, P. Buczyński (red.), Jezioro Skomielno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Polska Wschodnia). Monografia przyrodnicza – Lake Skomielno (Łęczna-Włodawa Lakeland, Eastern Poland). Enivronment monograph. Wyd. Mantis, Olsztyn, 257-272.
7. Buczyński P., Przewoźny M., Zgierska M. 2011. Biodiversity hot spot and important refugium of the potamocoen? Aquatic beetles (Coleoptera: Adephaga, Hydrophiloidea, Staphylinodea, Byrrhoidea) of the River Bug Valley between Włodawa and Kodeń (Eastern Poland). Acta Biol., 18, 49-84.
8. Buczyński P., Przewoźny M., Zgierska M. 2012. Wstępne badania chrząszczy wodnych (Coleoptera) Nadwieprzańskiego Parku Krajobrazowego (Polska środkowo-wschodnia). Parki Nar. Rez. Przyr., 31, 2, 41-56.
9. Buczyński P., Przewoźny M., Angus R., Bameul F., Bilton D., Buczyńska E., Foster G, Foster S.L., Geijer J., Gerend R., Gosik R., Hendrich L., Herbig C., Köhler J., Nilsson A.N., Scheers K., Smith M., Tarkowski A., Turner C., Watson W.R.C. 2019. Beetles (Coleoptera) of wetlands and other aquatic habitats in the Polish part of the Polesie region found during the Balfour-Browne Club Meeting. Rocz Muz. Górnośl. Bytom, Przyr., 25 (on line 001): 1-28.
10. Buczyński P., Kowalik W. 2005. Aquatic beetles (Coleoptera) in the collection of Zoological Department of University of Agriculture in Lublin. Ann. UMCS, s. C, 60, 19-39.
11. Buczyński P., Pałka K. 2003. Nowe stanowiska *Potamophilus acuminatus* (Fabricius, 1782) i *Macronychus quadrituberculatus* Ph. Müller, 1806 (Coleoptera, Elmidae) z południowo-wschodniej Polski. Wiad. Entomol., 22, 4, 245-246.
12. Buczyński P., Piotrowski W. 2002. Materiały do poznania chrząszczy wodnych (Coleoptera) Poleskiego Parku Narodowego. Parki Nar. Rez. Przyr., 21, 2, 185-194.
13. Buczyński P., Przewoźny M. 2005. Uwagi o niektórych chrząszczach wodnych (Coleoptera: Gyrinidae, Haliplidae, Dytiscidae, Spercheidae, Hydrophilidae) uważanych za zagrożone w Polsce. Wiad. Entomol., 24, 2, 69-76.
14. Buczyński P., Przewoźny M. 2010. Aquatic beetles (Coleoptera) of carbonate habitats in the vicinities of Chełm (eastern Poland). Ann. UMCS, s. C, 65, 1, 77-105.
15. Buczyński P., Staniec B. 1998. Waloryzacja godnego ochrony torfowiska Krugłe Bagno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie) w oparciu o wybrane elementy jego fauny. Rocz.

Nauk. Pol. Tow. Ochr. Przyr. „Salamandra", 2, 95-107.
16. Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1976. Katalog fauny Polski, XXIII, 4. Chrząszcze – Coleoptera. Adephaga prócz Carabidae, Myxophaga, Polyphaga: Hydrophiloidea. PWN, Warszawa, 308 s.
17. Burghelea C.I., Zaharescu D.G., Hood P.S., Palanca-Solera A. 2011. Predatory aquatic beetles, suitable trace elements bioindicators. J. Env. Monit., 13, 5, 1308-1315.
18. Galewski K. 1964. The hibernation of the adults of the European species of Dytiscidae (Coleoptera) out of Water. Pol. Pismo Ent., 34, 1, 25-40.
19. Galewski K. 1990. Fauna słodkowodna Polski. Zeszyt 10A. Chrząszcze Coleoptera. Rodzina: Kałużnicowate (Hydrophilidae). PWN, Warszawa, 261 s.
20. Galewski K., Tranda E. 1978. Fauna słodkowodna Polski. Zeszyt 10. Chrząszcze Coleoptera. Rodziny Pływakowate (Dytiscidae), Flisakowate (Haliplidae), Mokrzelicowate (Hygrobiidae), Krętakowate (Gyrinidae). PWN, Warszawa – Poznań, 396 s.
21. Gosik R. 2006. Weewils (Curculionoidea) of the middle part of the Bug River Valley. Ann. UMCS, s. C, 61, 1, 7-69.
22. Greń C. 2017. Nowe stanowiska przedstawicieli rodziny Helophoridae (Coleoptera) w Polsce wraz z krytyczną listą krajowych gatunków. Rocz. Muz. Górnośl. Bytom, Przyr., 23, online 002, 1-20.
23. Greń C., Przewoźny M., Miłkowski M. 2017. Nowe stanowiska gatunków z rodzaju *Laccobius* Erichson, 1837 (Coleoptera: Hydrophilidae) w Polsce. Acta Entomol. Siles., 25, online 032, 1-11.
24. Guz M. 2006. Nowe dane o chrząszczach wodnych (Coleoptera) Poleskiego Parku Narodowego. Wiad. Entomol., 25, Supl. 2, 85-88.
25. Jäch M.A. 1998. Annotated check list of aquatic and riparian/littoral beetle families of the world. [W:] M.A. Jäch, L. Ji (red.), Water beetles of China, Vol. II. Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich and Wiener Coleopterologenverein, Vienna, 25-42.
26. Klausnitzer B. 1996. Käfer im und am Wasser. Westarp Wissenschaften, Spektrum Akademische Verlag, Magdeburg – Heidelberg – Berlin – Oxford, 237 s.
27. Kowalik W. 1965. Wyniki dotychczasowych badań nad chrząszczami jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] Materiały na VIII Zjazd Polskiego Towarzystwa Zoologicznego, Olsztyn-Kortowo, 8-12 września 1965 r. Polskie Towarzystwo Zoologiczne – Oddział w Olsztynie, Katedra Zoologii WSR, Olsztyn, 80-81.
28. Kowalik W. 1969. Chrząszcze wodne (Coleoptera aquatica) jezior sosnowieckich na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 23, 283-300.

29. Kowalik W., Buczyński P. 2003. Beetles (*Coleoptera*) of saline waters from "Bogdanka" stone coal mine (South-Eastern Poland). Acta Agroph., 1, 1, 115-121.
30. Majewski T. 1994. The Laboulbeniales of Poland. Pol. Bot. Stud., 7, 3-466.
31. Nilsson A.N., Geijer J., Shaverdo H. & Bergsten J. 2017. Larval morphology of *Agabus clypealis* (Thomson, 1867) and *A. pseudoclypealis* Scholz, 1933 and notes on their distribution (Coleoptera: Dytiscidae). Aquat. Insects, 38, 3, 141-169.
32. Płaska W. 2006. Struktura gatunkowa zoopleustonu w warunkach silnej presji drapieżniczej ryb. [W:] M. Kłonowska-Olejnik, W. Fiałkowski (red.), XIII Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne – Zastosowanie hydrologii w badaniach biologicznych wód płynących. Ochotnica – Kraków, 18-20.05.2006 r.. Bel Studio, Kraków – Warszawa, 109-110.
33. Przewoźny M. 2004a. Byrrhoidea. [w:] W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Filipiuk, E. Skibińska (red.), Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 118-124.
34. Przewoźny M. 2004b. Kałużnicowate (Hydrophiloidea). [W:] W. Bogdanowicz, E. Chudzicka, I. Filipiuk, E. Skibińska (red.), Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, 149-151.
35. Przewoźny M., Buczyński P., Mielewczyk S. 2006. Chrząszcze wodne (Coleoptera: Adephaga, Hydrophiloidea, Byrrhoidea) doliny Bugu w województwie lubelskim (południowo-wschodnia Polska). Nowy Pam. Fizjogr., 4, 1-2, 23-54.
36. Przewoźny M., Greń C., Lubecki K. 2011. 1081 Pływak szerokobrzeżek *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758. [W:] Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Internet: http://www.gios.gov.pl/siedliska/pdf/wyniki_monitoringu_zwierzat_2009_2011_dytiscus_latissimus.pdf
37. Sánchez-Fernández D., Abellán P., Mellado A., Velasco J., Millán A. 2006. Are Water Beetles Good Indicators of Biodiversity in Mediterranean Aquatic Ecosystems? The Case of the Segura River Basin (SE Spain). Bodiv. Conserv., 15, 14, 4507-4520.
38. Sharma S., Pandey P., Dave V. 2013. Role of auatic beetles for water quality assessement. Int. J. Rec. Sci. Res., 4, 11, 1673-1676.
39. Smetana A. 1980: Revision of the genus *Hydrochara* Berth. (Coleoptera: Hydrophilidae). Mem. Ent. Soc. Canada, 111, 1-100.
40. Staniec B. 1997 (1996). Nowe stanowisko *Macronychus quadriturberculatus* Ph. Müller, 1806 (Coleoptera, Limniidae). Wiad. Entomol., 15, 4, 250.

Streszczenie

Niniejszy tekst dotyczy tzw. właściwych chrząszczy wodnych (sensu Jäch, 1998). W faunie Polski jest to 12 rodzin z podrzędów Adephaga i Polyphaga.

Fauna Polesia Lubelskiego nie jest w pełni poznana. Dane historyczne są wyrywkowe, a współcześnie zbadano głównie obszary wybrane, najcenniejsze. Mimo to wiadomo, że jest to fauna bogata i zróżnicowana ekologicznie w sposób typowy dla obszarów o dużej ilości różnych środowisk wodnych i podmokłych. Jest ona wciąż bardzo cenna, a Polesie Lubelskie można uznać za ostoję koleopterofauny wodnej o randze co najmniej środkowoeuropejskiej: stwierdzono tu 63% fauny krajowej i ponad 70% fauny Niżu Polskiego; wszystkie gatunki łowione w okresie historycznym stwierdza się też dzisiaj; w każdym projekcie opartym na systematycznych pracach terenowych lub na krótszej, ale bardzo intensywnej penetracji terenu notowano znaczne lub bardzo duże liczby gatunków, co wskazuje na wciąż zadowalające zróżnicowanie siedlisk i ich dobry stan; regularnie łowi się liczne gatunki „specjalnej troski".

Zachodnie i wschodnie pobrzeże Polesia Lubelskiego to duże doliny rzeczne z fauną typową dla obszarów dynamicznych hydrologicznie, z dobrze zachowanym układem siedlisk i elementami fauny potamocenu. Część centralna jest uboższa w wody bieżące i zdominowana przez mokradła i torfowiska leżące w obszarach bezodpływowych lub o spowolnionym odpływie wody, z fauną typową dla takich siedlisk. Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim występują też jeziora. Ich fauna jest uboga w reo- i psammofile, ma najczęściej charakter zbliżony do fauny drobnych zbiorników i jest zdominowana przez gatunki zasiedlające strefę szuwarów. W części centralnej regionu ważną rolę jako siedliska chrząszczy odgrywają też siedliska antropogeniczne, zwłaszcza kanały, zbiorniki retencyjne, stawy i torfianki.

Środowiska wodne Polesia i ich chrząszcze są coraz silniej zagrożone. Ochrona obszarowa, choć wciąż potrzebna, nie zapobiega tym zagrożeniom. Konieczne staje się prowadzenie ochrony czynnej: piętrzenie wody, ingerencja w sukcesję roślinności, koszenie torfowisk lub ich kontrolowany wypas. Należy też aktywnie wykorzystywać potencjał wód antropogenicznych.

Wojciech Płaska

7.1.4. Zoopleuston wybranych torfowisk

7.1.4.1. Wstęp

Zoopleuston stanowi specyficzną grupę ekologiczną wiązaną z powierzchnią wody. W jego skład wchodzą zarówno organizmy poruszające się po jej powierzchni, jak również organizmy pływające pod powierzchnią wody, oddychające jednak powietrzem atmosferycznym [Ward 1992].

Obecny stan wiedzy na temat zoopleustonu torfowisk w Polsce jest niewielki [Kurzątkowska 1999; Płaska 2000; Płaska 2010, 2014]. Te stosunkowo ubogie informacje przyczyniły się do podjęcia badań nad tą grupą ekologiczną, zasiedlającą tak charakterystyczny dla Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego element środowiska, jakim są torfowiska. Dane o tych organizmach mają zwykle charakter faunistyczny z elementami ekologii i dotyczą głównie składu jakościowego i ilościowego makrofauny torfowisk i innych zbiorników wodnych [Buczyński, Staniec 1998; Buczyński, Piotrowski 2002; Kowalik, Buczyński 2003]. Niektóre prace dotyczą wpływu czynników abiotycznych i biotycznych na zoopleuston [Płaska, Tarkowska-Kukuryk 2014; Mieczan i in. 2014]. Brak jest jednak danych pochodzących z dłuższego okresu badań.

Niektóre pluskwiaki wodne opisane zostały jako gatunki charakterystyczne dla torfowisk. Wśród nich należące do *Corixidae*: *Hesperocorixa sahlbergi* oraz *H. linnaei* [Mielewczyk 1963]. Wyniki badań prowadzonych na wysokich torfowiskach w pobliżu Hanoweru (Niemcy) wykazały dominację *H. linnaei* na torfowiskach, w porównaniu do innych występujących tam *Corixidae.* Równie charakterystycznym gatunkiem, preferującym zacienione, dystroficzne wody znajdujące się w zalesionych obszarach, jest *Cymatia bonsdorffi* [Krajewski 1969; Mielewczyk 1971; Biesiadka, Tabaka 1990]. Często spotykana jest także *Microvelia umbricola* [Wróblewski 1980; Krajewski 1969; Biesiadka 1969; Mielewczyk 1985]. Gatunkami, które w wodach torfowiskowych znalazły swoje ekologiczne optimum są *Notonecta lutea* oraz *N. reuteri* [Mielewczyk 1985; Biesiadka 1991; Kurzątkowska 1993; Biesiadka, Moroz 1996]. Charakterystyczne dla torfowisk są również *Gerris lateralis* [Mielewczyk 1985a; Biesiadka, Radek 1983; Biesiadka i Tabaka 1990] i *Hydrometra gracilenta*. Zdecydowanie torfowiskowy charakter wykazuje *Herbus ruficeps*, który w innych środowiskach jest bardzo wyjątkowy i rzadki [Mielewczyk 1978; Štys 1961].

Badania dotyczące Heteroptera i innych grup zooplеustonu prowadzone były też w różnych zbiornikach wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Obszar ten obfituje w torfowiska i często nawet w faunie jezior zauważalny jest wpływ pobliskich torfowisk.

Stan wiedzy na temat zooplеustonu drobnych zbiorników wodnych jest nadal niewystarczający [Biesiadka i Moroz 1996; Kurzątkowska 1999; Płaska 2000]. Ze względu na stosunkowo ubogie informacje podjęto badania nad tą grupą ekologiczną, która zasiedla charakterystyczny dla Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego element środowiska, jakim są torfowiska.

7.1.4.2. Teren badań

Stanowisko Jelino

Leży w otulinie PPN i tworzy je kilka torfianek na torfowisku przejściowym. Roślinność występuje głównie w strefie przybrzeżnej. Dominuje wchodzące w torfowiska, tworzące pływający kożuch *Sphagnum* sp. Z hydrofitów występują w niewielkich, przybrzeżnych skupieniach *Hydrocharis morsus-ranae* L. i *Ulticularia* sp., z helofitów przeważa *Carex rostrata*. Tworzy ona niezbyt gęste szuwary z domieszką *Calla palustris* i *Lysimachia thyrsiflora*, które rosną jedynie miejscami w niewielkich, jednorodnych płatach.

Stanowisko Moszne I

Na zachód od jeziora Moszne znajduje się bór bagienny z zespołem *Ledo-Sphagnetum*. Leży w nim kilka torfianek różnej wielkości, charakteryzujących się dużymi zmianami sezonowymi poziomu wody i kwaśnym odczynem. Roślinność torfianki jest dość dobrze rozwinięta. Przy brzegu wschodnim wykształcił się sfagnowy kożuch splei, który wkracza na lustro wody. Na krawędzi pła od strony wody występuje dość gęsty szuwar turzycowy tworzony przez *Carex rostrata*. Dno torfianki zalega gruba warstwa mułu i torfu. Przy brzegach występuje ponadto nieliczna roślinność: *Polygonum amphibium, Hydrocharis morsus-ranae, Utricularia vulgaris, Phragmites australis, Potemogeton natans, Schoenoplectus lacustris, Calla palustris.*

Stanowisko Moszne II

Torfianka położona jest pomiędzy torfianką I a Jeziorem Moszne i otoczona również przez bór bagienny. Brzegi torfianki są strome, silnie zacienione, porośnięte olszą czarną, a dno wypełnione mułem i rozkładającymi się liśćmi. Barwa wody w torfiance jest ciemnobrunatna.

Roślinność wodna jest tu bardzo uboga, występują nieliczne: *Utricularia vulgaris, Calla palustris, Typha angustifolia*, *Lemna minor*.

Stanowisko Moszne III

Stanowisko badawcze położone na zachód od jeziora Moszne. Otoczone jest borem bagiennym z zespołem *Ledo-Sphagnetum*. Stanowisko to tworzy kilka rozlewisk i oczek zawieszonych w ple sfagnowym różnej wielkości, które charakteryzują się dużymi zmianami sezonowymi poziomu wody i kwaśnym odczynem.

Stanowisko Bagno Bubnów

Badana torfianka położona jest na torfowisku węglanowym niskim, porośnięta głównie przez *Phragmites australis, Nymphea alba, Utricularia vulgaris, Potamogeton lucens.* Ma ona regularny kształt, głębokość do 1,5 m i niewielką powierzchnię – ok. 40 m^2.

Stanowisko na „Durnym Bagnie"

Rezerwat „Durne Bagno" zajmuje powierzchnię 244,49 ha. Głównym celem ochrony jest tu torfowisko wysokie typu kontynentalnego, wykształcone na głębokim torfie. Charakteryzuje się dobrze ukształtowanym podmokłym obrzeżem, porośniętym przez brzozy i wierzby. „Durne Bagno" charakteryzuje się również dużą miąższością warstwy torfu. Próby pobierane były na rozlewiskach i oczkach zawieszonych w ple sfagnowym.

Stanowisko Blizionki

Stanowisko Blizionki zaliczane jest do torfowisk przejściowych, natomiast miejscami przechodzi w torfowisko niskie. Powierzchnia torfowiska osiąga 71,7 ha. Stanowisko badawcze charakteryzuje się występowaniem kilku niewielkich oczek otwartej wody. Tereny te zdominowane są przez torfowce. Tworzą na powierzchni wielkie poduchy, narastające na obumierającej warstwie, która później przekształca się w torf. Miejscami porośnięte są trzciną, która również ma duży udział w tworzeniu torfu. Obok trzcin spotkać tu możemy turzyce: niskie, współtworzące mechowiska oraz wysokie, tworzące szuwary wielkoturzycowe.

7.1.4.3. Materiał i metody badań

Badania prowadzone były na torfowiskach położonych na terenie Poleskiego Parku Narodowego oraz w jego otulinie. Materiał do pracy pobierano w latach 1997-2017. W każdym

terminie i na każdym stanowisku, przy użyciu czerpaka hydrobiologicznego, pobierano próby ze strefy stykowej wody z płem sfagnowym.

Z próby wybierano przedstawicieli czterech określonych grup systematycznych: (pluskwiaki) Heteroptera, (chrząszcze) Coleoptera, (skoczogonki) Collembola oraz (muchówki) Diptera, związanych z powierzchnią wody. Wybrane bezkręgowce pleustonowe umieszczano następnie w pojemnikach i konserwowano 80% roztworem alkoholu etylowego.

Na podstawie wartości współczynnika dominacji wyróżniono następujące klasy dominacji:

I. dominanty – udział gatunku w zbiorze powyżej 10,0%,
II. subdominanty – udział gatunku w zbiorze od 2,1 do 10,0%,
III. recedenty – udział gatunku w zbiorze ≤ 2%.

7.1.4.4. Wyniki badań

Kształtowanie się różnorodności gatunkowej zoopleustonu

Na badanych torfowiskach Poleskiego Parku Narodowego oraz jego otuliny występowało łącznie 35 taksonów zoopleustonu. Należały one do następujących grup taksonomicznych: pluskwiaki wodne (*Heteroptera aquatica*) – 31 gatunków, muchówki (*Diptera*) – 2 taksony, skoczogonki (*Collembola*) – 1 gatunek oraz chrząszcze wodne (*Coleoptera aquatica*) (tab. 1).

Wszystkie cztery grupy taksonomiczne reprezentujące zoopleuston stwierdzono w torfiance na Bagnie Bubnów oraz torfiance II koło jeziora Moszne. W torfiarce I koło jeziora Moszne nie stwierdzono obecności przedstawicieli pleustonowych Diptera. Na stanowiskach Moszne III, „Durne Bagno" i Blizionki brak było przedstawicieli Collembola.

Bogactwo gatunkowe zoopleustonu na poszczególnych stanowiskach utrzymywało się na zróżnicowanym poziomie. Największa liczba taksonów występowała na torfowisku Jelino – 28 taksonów, nieco mniej było w torfiance II koło jeziora Moszne – 25 taksonów. Nieco niższe wartości odnotowano w torfiance II koło jeziora Moszne – 19 i na Bagnie Bubnów – 18 taksonów, oraz na stanowisku Moszne III – 16 taksonów. Najuboższymi stanowiskami okazały się Blizionki – 11 taksonów i „Durne Bagno" – 10 taksonów (tab. 1).

Na badanym stanowiskach można było zaobserwować zmiany w składzie taksonomicznym w ciągu badanego okresu. Na większości badanych stanowisk największe bogactwo gatunkowe obserwowano w pierwszych latach badań. Wyjątkami były stanowiska na Bagnie Bubnów i Moszne III. Były to stanowiska poddane zabiegom renaturalizacyjnym, polegającymi na podpiętrzeniu poziomu wody i wycinaniu zakrzaczeń. Prawdopodobnie te zabiegi przyczyniły się do poprawy warunków siedliskowych.

Struktura dominacji

Na większości badanych stanowisk zdecydowanie dominowały pluskwiaki wodne (*Heteroptera aquatica*). Jedynie w Jelinie i torfiance Moszne I chrząszcze wodne zaliczone zostały do dominantów w zoopleustonie. Na pozostałych stanowiskach udział tej grupy taksonomicznej był bardzo zbliżony, stanowiły one zwykle grupę subdominantów. Jedynie w torfiarce na Bagnie Bubnów występowały one nielicznie.

W torfiance Jelino wśród dominantów wystąpiły: *Ilyocoris cimicoides* i wspomniane powyżej Colepotera. Grupę subdominantów tworzyły *Plea minutissima* i *Cymatia coleoptrata*. Pozostałe taksony zaliczone zostały do grupy recedentów. W torfiance na Bagnie Bubnów do dominantów zaliczono Culicidae, a do subdominantów: *Hesperocorixa sahlbergi*, *Notonecta glauca* oraz Coleoptera. W torfiance I koło jeziora Moszne gatunkami dominującymi były Coleoptera, a grupę subdominantów tworzyła *Microvelia reticulata*. W torfiance II koło jeziora Moszne do dominantów zaliczono *N. glaca*, a grupę subdominantów tworzyły: *Gerris lacustris* i *H. sahlbergi*. Na stanowisku Moszne III dominowała *Notonecta glauca*, a współdominowały *H. sahlbergi* i Coleptera. Na „Durnym Bagnie" dominowały Culicidae i *H. sahlbergi*, a współdominowały: *N. glauca*, *Gerris lateralis*, Corixidae n. det., Gerridae n. det. i Coleoptera. Na stanowisku Blizionki dominowała *H. sahlbergi*, a współdominowały *N. glauca, G. odontogaster*, Coleoptera, Culicidae i Stratiomyidae.

Tab. 1. Skład taksonomiczny zoopleustonu na torfowiskach Polesia Lubelskiego

Takson/stanowisko	Jelino	Bubnów	Moszne I	Moszne II	Moszne III	„Durne Bagno"	Blizionki
Cymatia coleopterata	**	*		*	*		
Cymatia bonsdorffi	*	*					
Callicorixa praeusta	*			*			
Corixa punctata	*	*		*			
Corixa dentipes	*		*				
Hesperocorixa linnaei	*	*	*	*			
Hesperocorixa sahlbergi	*	**	*	**	**	***	***
Sigara falleni	*				*		
Sigara distincta	*		*				
Sigara limitata	*						
Sigara semistriata	*		*				
Sigara striata	*			*			
Notonecta glauca	*	**	*	***	***	**	**
Notonecta lutea	*		*	*			

Notonecta reuteri	*						
Plea minutissima	**		*	*	*		
Iliocoris cimicoides	***	*	*	*	*		
Nepa cinerea		*	*				
Ranatra linearis	*		*	*	*		
Mesovelia furcata				*	*		
Microvelia reticulata	*	*	**	*			
Microvelia buenoi		*	*	*	*		
Gerris argentatus	*	*		*			
Gerris lacustris	*	*	*	**	*	*	*
Gerris lateralis				*		**	*
Gerris paludum						*	*
Gerris odontogaster	*		*		*	*	**
Gerris rufoscutellatus	*	*	*	*			
Hydrometra stagnorum			*				
Corixidae n. det	*	*	*	*	*	**	*
Gerridae n. det.	*	*	*	*	*	**	*
Coleoptera n. det	***	*	***	**	**	**	**
Podura aquatica	*	**	*	*			
Cullex sp.	*	***		*		***	**
Stratiomyidae				*	*		**
Łącznie taksonów	28	18	19	25	16	10	11

*** dominanty

** subdominanty

* recedenty

7.1.4.5. Podsumowanie

1. W badanych torfiankach stwierdzono występowanie 35 taksonów zoopleustonu. Wyróżniono wśród nich cztery grupy taksonomiczne: Heteroptera, Coleoptera, Collembola oraz Diptera.
2. Stwierdzono występowanie pięciu gatunków rzadkich dla fauny Polski: *Cymatia bonsdorffi*, *Microvelia buenoi*, *Notonecta lutea*, *Notonecta reuteri* i *Hydrometra gracilenta.*
3. Największe bogactwo gatunkowe występowało w torfiance koło Jelina.
4. Największe bogactwo gatunkowe na większości stanowisk występowało w pierwszych latach badań.
5. Na badanych torfowiskach dominowały zazwyczaj Heteroptera, a wśród nich licznie występowały *N. glauca* i *H. sahlbergi*.

Piśmiennictwo

1. Biesiadka E. 1969. Water bugs (Heteroptera) of the vicinity of Międzychód and Sieraków. Pol. Pismo Entomol., 39, 385-400.
2. Biesiadka E. 1991. Side distribution of Heteroptera Walters in Karkonosze Mountains, part II (red. J. Sarosiek). Geoekolog. Problemy Karkonoszy. Wyd. Uniw. Wrocław. Materiały z sesji naukowej w Karpaczu, 253-261.
3. Biesiadka E., Moroz M. 1996. A preliminary description of water bugs (Heteroptera) of the Zehlau peatbog. Wyd. Uniw. w Kaliningradzie, 39-42.
4. Biesiadka E., Radek T. 1983. Water bugs (Heteroptera) of the Lake Tyrsko reserve. Chrońmy Przyr. Ojcz., 39, 36-42.
5. Biesiadka E., Tabaka K. 1990. Inwestigations on the water bugs (Heteroptera) of Szczytno lakes (woj. olsztyńskie). Fragm. Faunist., 33, 45-69.
6. Buczyński P., Piotrowski W. 2002. Materiały do poznania wodnych chrząszczy (Coleoptera) Poleskiego Parku Narodowego. Parki Nar. i Rez. Przyr., 21, 185-194.
7. Buczyński P., Staniec B. 1998. Waloryzacja godnego ochrony torfowiska Krugłe Bagno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie) w oparciu o wybrane elementy jego fauny. [W:] Rocznik Naukowy Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra", 2, 95-107.
8. Kowalik W., Buczyński P. 2003. Beetles (Coleoptera) of saline waters from „Bogdanka" Stone Coal Mine (south-eastern Poland). Acta Agrophysica 1(1), 115-121.
9. Krajewski S. 1996. Water bugs (Heteroptera) of the River Grabia and its reservoirs area. Pol. Pismo Entomol., 39, 465-513.
10. Kurzątkowska A. 1993. Inwestigations on the developmental biology of *Notonecta reuteri* HUNG. and *N. glauca* L. (Heteroptera). Acta Hydrobiol., 35, 41-48.
11. Kurzątkowska A. 1999. Water bugs (Heteroptera) of high bogs and transitional moors of Masurian Lake District. Pol. Pismo Entomol., 68, 349-369.
12. Mieczan T., Tarkowska-Kukuryk M., Płaska W., Rechulicz J. 2014. Abiotic predictors of faunal communities in an ombrotrophic peatland lagg and an open peat bog. Isr. J. Ecol. Evol., 60, 62-74.
13. Mielewczyk S. 1963. Water bugs (Hemiptera – Heteroptera) of the Walters in the vicinity of Gniezno. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 12, 65-83.
14. Mielewczyk S. 1971. Completion of knowledge on water in the vicinity of Gniezno. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 24, 75-81.
15. Mielewczyk S. 1978. Water bugs (Heteroptera aquatica et semiaquatica) of Pieniny Mountains. Fragm. Faunist., 22, 295-336.

16. Mielewczyk S. 1985. *Gerris lateralis* SHUM. and *Gerris asper* FIEB. (Heteroptera: *Gerridae*) in Polish Tatra Mountains. Przeg. Zool., 29, 321-324.
17. Płaska W. 2000. Wstępne badania nad fauną pluskwiaków wodnych (Heteroptera aquatica) wybranych torfowisk Polesia Lubelskiego. [W:] Szacunek dla wody. Materiały zjazdowe XVIII Zjazdu Hydrobiologów Polskich w Białymstoku, 205-206.
18. Płaska W. 2010. Preliminary research of zoopleuston in peatbog pools of Polesie National Park and its protection zone. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 7, 328-334.
19. Płaska W. 2013. Zoopleuston of small water bodies in Polesie National Park and its protection buffer zone. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 10, 326-333.
20. Płaska W., Tarkowska-Kukuryk M. 2014. Influence of abiotic factors on species spectrum of zoopleuston in different types of peatlands. Pol. J. Environ. Stud., 23 (2), 441-447.
21. Štys P.1961. Die Wanzenfauna des Moorgebites Soos in Böhmen (Heteroptera). Acta Univ. Carol. Biol. Suppl., 83-133.
22. Ward J.V. 1992. Aquatic insect ecology. John Wiley & Sons, Inc., USA, ss. 456.
23. Wróblewski A. 1980. Fauna słodkowodna Polski. Pluskwiaki (Heteroptera). PWN, Warszawa – Poznań, ss. 157.

Streszczenie

W latach 1997-2017 prowadzono badania zoopleustonu na siedmiu wytypowanych torfowiskach Polesia Lubelskiego. Łącznie stwierdzono występowanie 35 taksonów zoopleustonu. Największe bogactwo gatunkowe stwierdzono na torfowisku w Jelinie oraz torfiankach I i II koło jeziora Moszne. Stwierdzono, że najwięcej taksonów na większości stanowisk występowało w pierwszych latach badań. Spadek ten mógł być spowodowany zmianami sukcesyjnymi siedlisk. Najczęściej dominującymi taksonami były: *Hesperocorixa sahlbergi*, *Notonecta glauca*, Culicidae i Coleoptera. Stwierdzono również występowanie pięciu gatunków pluskwiaków wodnych uznanych za rzadkie w faunie Polski.

7.2. Kręgowce

Jacek Rechulicz, Marcin Kolejko

7.2.1. Ichtiofauna

7.2.1.1. Wstęp

Ichtiofauna stanowi bardzo ważny element przyrodniczy w ekosystemach wodnych, jest bowiem ostatnim ogniwem w piramidzie troficznej. Poprzez modelowanie struktury gatunkowej i ilościowej można skutecznie oddziaływać na pozostałe grupy organizmów oraz stan ekologiczny ekosystemów wodnych. Pierwsze kompleksowe opracowania dotyczące zmian w zespole ryb w odniesieniu do procesu eutrofizacji przypadają na drugą połowę XX wieku. Podobne wnioski można formułować w odniesieniu do ekosystemów wodnych Polesia Lubelskiego, które charakteryzują się bardzo dużą różnorodnością zarówno pod względem typologicznym, jak i charakterem ekologicznym.

Pierwsze prace dotyczące ichtiofauny przypadają na lata 60. i 70. XX wieku. Ówczesne piśmiennictwo dotyczące ichtiofauny Polesia Lubelskiego było dość ubogie, a prace badawcze były sporadyczne i miały charakter inwentaryzacyjno-przeglądowy. Głównie opierały się na gospodarczych połowach rybackich, których wyniki trudno było interpretować zarówno pod kątem składu gatunkowego, jak i struktury dominacji. Przede wszystkim dotyczyły one struktury gatunkowej ichtiofauny: rzek – Włodawka, Tyśmienica i Bug, nielicznych jezior oraz powstałych w ich zlewniach małych zbiorników powyrobiskowych [Danilkiewicz 1965, 1968, 1973].

Z kolei do końca lat 80. XX wieku piśmiennictwo dotyczące ichtiofauny Polesia Lubelskiego nadal było ubogie, a zarazem zdominowane przez prace badawcze i przeglądowe, które miały na celu określenie ówczesnego składu gatunkowego tej gromady zwierząt. Prace te skupiały się przede wszystkim na strukturze gatunkowej ichtiofauny ekosystemów wód płynących i istniejących w dolinach ww. rzek zbiorników potorfowych [Danilkiewicz 1973, 1984-1985] oraz w wybranych jeziornych tego regionu [Stroński 1971; Adamczyk 1975; Jarzynowa, Stroński 1982; Radwan i in. 1987].

Z początkiem lat 90. badania ichtiologiczne stawały się bardziej szczegółowe i obejmowały większą liczbę obiektów [Danilkiewicz 1985, 1997; Kolejko 1998, 2000, 2003; Kolejko i in. 2007; Kornijów i in. 2002, Radwan i in. 1987, 1992, 2002; Rechulicz 2011]. W wyniku przeprowadzonych badań wyżej wymienieni autorzy stwierdzili, że zarówno skład gatunkowy, jak i struktura dominacji w wybranych ekosystemach wodnych ulegają powolnym zmianom.

Na szczególną uwagę zasługują wieloletnie, retrospektywne prace badawcze Danilkiewicza [1985], podsumowujące obecność strzebli błotnej w małych zbiornikach wodnych w dolinie rzeki Piwonia. Autor ten stwierdził, że w latach wcześniejszych istniało kilkadziesiąt stanowisk tego gatunku, zapewne wiele w obecnych granicach Poleskiego Parku Narodowego. Ocena stanu populacji strzebli błotnej ostatecznie została przedstawiona w monografii przyrodniczej [Wolnicki, Kolejko 2008]. Na przełomie lat 80. i 90. XX wieku w jeziorach Łukie, Długie i Moszne będących w granicach Poleskiego Parku Narodowego przeprowadzono pierwsze kompleksowe badania uwzględniające strukturę jakościową i ilościową zasiedlającej je ichtiofauny [Radwan i in. 1987, 1992]. W niespełna dziesięć lat później podjęto kontynuację badań mającą na celu monitoring ichtiofauny tych zbiorników [Kolejko 2000a, b, Kolejko 2009]. Wieloletnie wyniki tych badań były podstawą do oceny zmian zachodzących w strukturze ichtiofauny w ostatnim 50-leciu w jeziorach Poleskiego Parku Narodowego [Kolejko 2003, 2006].

Na początku XXI wieku prowadzono badania związane z oceną różnorodności ichtiofauny jezior na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim [Rechulicz 2011]. Od 2011 r. prowadzono badania nad biologią i ekologią ryb w zbiornikach wodnych włączonych w system kanału Wieprz-Krzna [Toporowska i in. 2018]. Badano ichtiofaunę ekstensywnie eksploatowanego Jeziora Głębokie Uścimowskie w warunkach zaburzonej struktury troficznej w zespołach ryb [Płaska, Rechulicz 2012]. Ponadto określono stan troficzny jezior na podstawie zespołów ryb i ich produktywności [Rechulicz i in. 2012] oraz dokonano oceny zespołów ryb w litoralu dwóch płytkich jezior w powiązaniu z wędkarskim wykorzystaniem tych zbiorników [Rechulicz i in. 2014].

W ostatnich kilkunastu latach zwiększono intensywność badań w kontekście występowania i zagadnień ekologii gatunków inwazyjnych ryb na terenie Polesia Lubelskiego. Przeprowadzone wieloletnie badania jezior skoncentrowane na populacji sumika karłowatego (*Ameiurus nebulosus*, Lesueur 1918) pozwoliły na stwierdzenie, że gatunek ten ma niewielki, ale stały udział w ichtiofaunie zbiorników tego obszaru [Rechulicz i in. 2015; Rechulicz, Płaska 2018]. Dodatkowo w celu poznania preferencji pokarmowych sumika karłowatego dokonano oceny składu jego diety [Rechulicz i Płaska 2018]. Uzyskane w tych badaniach wyniki dają wiedzę na temat potencjalnego wpływ *A. nebulosus* na gatunki rodzime ryb poprzez konkurencję o pokarm oraz drapieżnictwo.

7.2.1.2. Wykorzystane materiały i metody

Skład i stan ichtiofauny Polesia Lubelskiego określono na podstawie wyników badań własnych. Badania naukowe, z których pochodziły wyniki analizy ichtiofauny różnych ekosystemów wodnych Polesia Lubelskiego, prowadzono w latach 2003-2018.

Oceny składu i stanu gatunkowego ryb przeprowadzono przez analizę wyników terenowych badań ichtiofaunistycznych w różnych typach ekosystemów wodnych, które mogą one zasiedlać. W związku z tym w opracowaniu uwzględniono:

1. Ekosystemy jeziorne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, wśród których wydzielono dwie grupy jezior: jeziora poza systemem kanału Wieprz-Krzna (Piaseczno, Miejskie, Syczyńskie, Rotcze, Sumin, Glinki, Głębokie Uścimowskie, Krasne, Łukcze i Uściwierz); jeziora i zbiorniki włączone w system kanału Wieprz-Krzna (Dratów, Krzczeń, Domaszne, Białe Sosnowickie, Czarne Sosnowickie, Somielno i Wytyckie).
2. Ekosystemy rzeczne zlewni Wieprza z rzekami Wieprz, Tyśmienica i Piwonia, zlewni Bugu z rzekami Bug, Włodawka i Zielawa oraz kanału Wieprz-Krzna (KW-K).
3. Ekosystemy drobnych zbiorników wodnych powyrobiskowych, pochodzenia najczęściej antropogenicznego, położonych w dolinach rzek: Bugu, Wieprza, Tyśmienicy i Mogielnicy, na obszarach Bagna Bubnów, Chełmskich Torfowisk Węglanowych oraz na obszarze Natura 2000 Jeziora Uściwierskie.

Określenia składu gatunkowego ryb we wszystkich jeziorach i zbiornikach wchodzących w skład systemu KW-K uzyskano na podstawie odłowów kontrolnych ryb, które przeprowadzono kilkukrotnie. Ryby odłowiono przy użyciu zestawu biernych narzędzi połowu – sieci dennych typu nordyckiego, których długość wynosi 30 m ,a wysokość 1,5 m i składają się z pojedynczego płatu zbudowanego z kilkunastu odcinków o zróżnicowanej wielkości oczek (od 5,0 do 55,0 mm) [Appelberg 2000; CEN dokument, 2005; norma EN 14757]. Czas ekspozycji sieci na wszystkich jeziorach wynosił 12 godzin, stawiano je wieczorem około godz. 18, a zdejmowano rano około godz. 6.

Ocenę ichtiofauny rzek i kanału Wieprz-Krzna przeprowadzono na podstawie wyników połowów kontrolnych ryb przy wykorzystaniu elektrycznych narzędzi połowu (IUP-12; 220-250 V, 7 A) [Hickley 1990]. W zależności od wielkości cieków połowów ryb dokonywano jedną z dwóch metod: cieki małe o głębokości do 0,7 m odławiano na całej szerokości lub wzdłuż jednego z brzegów (w zależności szerokości rzeki) na odcinku ok. 200-300 m. Cieki większe (o głębokości większej niż 0,7 m) odławiano z łodzi dryfującej wzdłuż jednego brzegu rzeki [PN-EN 14011:2006; Prus i in. 2016].

W drobnych zbiornikach powyrobiskowych ryby odławiane były za pomocą pułapkowych narzędzi połowu, takich jak: żaki (dwie pułapki – każda o długości 3 m i średnicy 0,5 m połączone płotkiem o długości 4 m), zmodyfikowaną pułapką z jedną klatką łowną, wykonaną z sieci o oczku 5 mm oraz przy wykorzystaniu elektrycznych narzędzi połowu (IUP-12; 220-250 V, 7 A).Wszystkie złowione ryby oznaczono do gatunku, zmierzono ich długość całkowitą (*Longitudo totalis*) (Lt) (w cm) oraz je zważono (W) (w gramach). Po pomiarach ryby wpuszczono z powrotem do wody na stanowisku, w którym je złowiono.

Dla wszystkich badanych ekosystemów określono skład i bogactwo gatunkowe ryb, a także dodatkowo szacowany udział poszczególnych gatunków w zespołach ryb. W celu określenia znaczenia udziału w strukturze liczebności (%N) i biomasy (%B) danego gatunku w zespole ryb przyjęto następujące kryteria: %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący (jeśli udział wynosił powyżej 25%), 2 – znaczący(od 10 do 25%), 3 – mały (od 2 do 10%), 4 – znikomy (ok. 1% i mniej).

7.2.1.3. Ocena aktualnego stanu ichtiofauny

Ogółem podczas prowadzenia badań ichtiofaunistycznych na terenie Polesia Lubelskiego odłowiono ponad 50 000 sztuk ryb należących do 39 gatunków i 13 rodzin. Wśród stwierdzonych gatunków sześć okazało się gatunkami chronionymi (OG) (różanka, piskorz, koza, śliz, piekielnica, strzebla błotna), cztery – gatunkami wymienionymi w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej (DSII), pięć – gatunkami z Załącznika V Dyrektywy Siedliskowej (DSV). Niepokojącym zjawiskiem jest występowanie na badanym terenie gatunków obcych inwazyjnych, które w różnym stopniu zasiedlają ekosystemy tego obszaru.

W jeziorach włączonych w system kanału Wieprz-Krzna stwierdzono występowanie 22 gatunków ryb należących do 6 rodzin (tab. 1). Liczba gatunków wahała się od 13 do 18, największą odnotowano w jeziorze Skomielno (18 gatunków). Wśród ichtiofauny tych zbiorników obecne było dwa gatunki ryb objęte ochroną gatunkową różanka *Rhodeus sericeus amarus* i koza *Cobitis taenia* (OG) (tab. 1). Ponadto odnotowane na tym terenie różanka i boleń *Aspius aspius* są gatunkami wymienionymi w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej a boleń dodatkowo w Załączniku V tej dyrektywy. W jeziorach w systemie kanału Wieprz-Krzna występowały trzy gatunki obce inwazyjne. Wśród nich czebaczek amurski *Pseudorasbora parva* obecny jedynie w Jeziorze Białe Sosnowickie, karaś srebrzysty *Carassius gibelio* stwierdzony w większości jezior oraz sumik karłowaty *Ameiurus nebulosus*, którego odnotowano w wynikach połowów we wszystkich badanych zbiornikach tej grupy.

Tab. 1. Gatunki ryb stwierdzone w jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego włączonych w system kanału Wieprz-Krzna; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; DSV – gatunek z V załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący, 2 –znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Dratów	Krzczeń	Domaszne	Białe Sosnowickie	Czarne Sosnowickie	Skomielno	Wytyckie	%N	%B
Karpiowate	Boleń – *Aspius aspius* (DSII, DSV)			X			X		4	4
	Czebaczek amurski – *Pseudorasbora parva*				X				4	4
	Jaź – *Leuciscus idus*		X						4	4
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*	X	X	X	X		X		3	3
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*	X	X		X	X	X		3	2
	Karp – *Cyprinus carpio*						X		4	4
	Kiełb – *Gobio gobio*		X						4	4
	Krąp – *Blicca bjoerkna*	X	X	X	X	X	X	X	2	2
	Leszcz – *Abramis brama*	X	X	X	X	X	X	X	3	3
	Płoć – *Rutilus rutilus*	X	X	X	X	X	X	X	1	1
	Lin – *Tinca tinca*	X	X	X	X	X	X		3	3
	Różanka – *Rhodeus sericeus amarus* (OG, DSII)		X	X		X	X	X	3	4
	Słonecznica – *Leucaspius delineates*		X				X		4	4
	Ukleja – *Alburnus alburnus*	X	X	X	X	X	X	X	1	3
	Wzdręga – *Scardinius erythrophthalmus*	X	X	X	X	X	X	X	3	3
Szczupakowate	Szczupak – *Esox lucius*	X	X	X	X		X	X	3	2
Sumowate	Sum – *Silurus glanis*				X	X	X	X	4	2
Okoniowate	Jazgarz – *Gymnocephalus cernua*	X	X	X	X	X	X	X	4	4
	Okoń – *Perca fluviatilis*	X	X	X	X	X	X	X	1	1
	Sandacz – *Sander lucioperca*	X		X	X	X	X	X	3	3
Kozowate	Koza – *Cobitis taenia*(OG)							X	4	4
Sumikowate	Sumik karłowaty – *Ameiurus nebulosus*	X	X	X	X	X	X	X	3	2
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		13	16	14	15	13	18	13	**22**	

Analiza ichtiofauny jezior w systemie kanału Wieprz-Krzna wykazała, że w większości z nich w strukturze liczebności dominowały płoć *Rutilus rutilus*, okoń *Perca fluviatilis* i ukleja *Alburnus alburnus*. Z kolei w strukturze biomasy największy udział miały okoń (fot. 1) i płoć oraz sumik karłowaty (fot. 2), a także znaczącym udziałem w zależności od jeziora charakteryzowały się gatunki drapieżne ryb, takie jak szczupak *Esox lucius*, sandacz *Sander lucioperca* i sum *Silurus glanis*.

Fot. 1. Okoń – jezioro Bikcze (fot. M. Kolejko)

Fot. 2. Sumik karłowaty – jezioro Płotycze Sobiborskie (fot. M. Kolejko)

W badanych 9 jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego niemających połączenia z kanałem Wieprz-Krzna stwierdzono występowanie 24 gatunków ryb należący do 8 rodzin (tab. 2). W tych jeziorach liczba gatunków ryb była bardzo zróżnicowana i wahała się od 7 i 9 w jeziorach Syczyńskie i Głębokie Uścimowskie do 15 w Jeziorze Miejskim. W tych jeziorach podobnie jak w poprzednich odnotowano obecność dwóch gatunków chronionych (różanka i koza) oraz dodatkowo trzech wymienionych w Załącznikach II i V Dyrektywy Siedliskowej (boleń, sielawa i sieja). Gatunki sieja i sielawa były obecne tylko w dwóch badanych jeziorach (Piaseczno i Krasne) reprezentujących typ sielawowy jezior, które charakteryzuje duża głębokości (ponad 30 m) oraz bardzo duża widzialność. Z dostępnych wyników literaturowych [Harasimiuk 1998] wiadome jest, że gatunki te występują także w Jeziorze Białe Włodawskie, które reprezentuje także ten typ rybacki. Spośród odnotowanych w tych jeziorach gatunków obecne były dwa gatunki obce inwazyjne: karaś srebrzysty i sumik karłowaty. Sumik karłowaty obecny był we wszystkich jeziorach, natomiast karaś srebrzysty w pięciu. Szczegółowy wykaz gatunków w poszczególnych jeziorach przedstawiono w tabeli 2.

Tab. 2. Gatunki ryb stwierdzone w jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego poza systemem kanału Wieprz-Krzna; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; DSV – gatunek z V załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący, 2 – znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Piaseczno	Miejskie	Syczyńskie	Rotcze	Sumin	Glinki	Głębokie Uścimowskie	Krasne	Łukcze	Uściwierz	%N	%B
Karpiowate	Boleń – *Aspius aspius* (DSII, DSV)	X	X									4	4
	Jaź – *Leuciscus idus*										X	4	4
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*		X	X	X		X			X	X	3	4
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*		X	X	X	X		X				2	4
	Karp – *Cyprinus carpio*	X						X				4	4
	Kiełb – *Gobio gobio*							X	X			4	4
	Krąp – *Blicca bjoerkna*				X	X	X		X		X	2	3
	Leszcz – *Abramis brama*	X	X		X	X	X	X	X	X	X	2	2
	Płoć – *Rutilus rutilus*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1	1
	Lin – *Tinca tinca*	X	X		X				X		X	4	4
	Różanka – *Rhodeus sericeus amarus* (OG, DSII)			X					X	X	X	4	4
	Słonecznica – *Leucaspius delineates*							X				4	4
	Ukleja – *Alburnus alburnus*	X	X	X	X	X	X		X	X	X	1	2
	Wzdręga – *Scardinius erythrophthalmus*	X	X				X	X	X	X	X	3	4

Szczupakowate	Szczupak – *Esox lucius*	X	X		X	X			X	X	X	3	2/3
Sumowate	Sum – *Silurus glanis*		X		X	X	X			X		4	2/3
Okoniowate	Jazgarz – *Gymnocephalus cernua*	X	X			X	X	X	X	X	X	3	4
	Okoń – *Perca fluviatilis*	X	X	X	X	X	X		X	X	X	1	1
	Sandacz – *Sander lucioperca*		X			X	X			X	X	4	2/3
Kozowate	Koza – *Cobitis taenia* (OG)						X					4	4
Węgorzowate	Węgorz – *Anguilla Anguilla*		X									4	4
Sumikowate	Sumik karłowaty – *Ameiurus nebulosus*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	2	2/3
Łososiowate	Sielawa – *Coregonus albula* (DSV)	X							X			2/3	3
	Sieja – *Coregonus lavaretus* (DSV)								X			4	4
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		12	15	7	11	11	12	9	14	12	14	**24**	

Analiza struktury ichtiofauny wykazała, że gatunkami dominującymi w strukturze liczebności we wszystkich jeziorach były płoć i okoń, ale znaczący udział miały także leszcz, krąp, karaś srebrzysty i sumik karłowaty, a dodatkowo w głębokich jeziorach w pelagialu sielawa. W strukturze biomasy dominowały okoń i płoć, ale w niektórych jeziorach znaczący udział miały także gatunki drapieżne, takie jak szczupak i sandacz.

W ekosystemach rzecznych Polesia lubelskiego odnotowano obecność 32 gatunków ryb należących do 12 rodzin. Liczba i skład gatunków ryb były zróżnicowane w zależności od zlewni, najwięcej gatunków stwierdzono w dorzeczu rzeki Wieprz (27). Gatunkami ryb odnotowanymi tylko w jednej zlewni okazały się pstrąg potokowy i lipień w dorzeczu Wieprza oraz sum w dorzeczu Bugu. W ekosystemach rzecznych stwierdzono pięć gatunków chronionych oraz trzy gatunki wymienione w Załącznikach (II i V) Dyrektywy Siedliskowej. Szczegółowy wykaz rodzin i gatunków ryb w poszczególnych dorzeczach przedstawiono w tabeli 3. Spośród gatunków obcych inwazyjnych stwierdzono występowanie czterech, spośród których sumik karłowaty był obecny w dorzeczu rzek Wieprz i Bug, ale i w wodach kanału Wieprz-Krzna. Karasia srebrzystego stwierdzono w dorzeczu Wieprza i kanale Wieprz-Krzna, a babka szczupła *Neogobius fluviatilis* i trawianka *Perccottus glenii* były obecne tylko w dorzeczu Bugu (tab. 3).

Gatunkami dominującymi w strukturze liczebności ryb we wszystkich dorzeczach były płoć i okoń, ale dodatkowo znaczący udział miały jelec i kleń w dorzeczu Wieprza, ukleja, kleń i różanka w dorzeczu Bugu oraz ukleja, jelec, kleń i kiełb w kanale Wieprz-Krzna (tab. 3).

Tab. 3. Gatunki ryb stwierdzone w rzekach Polesia Lubelskiego zlewni Wieprza i Bugu; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; DSV – gatunek z V załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N – udział w strukturze liczebności: 1 – dominujący, 2 – znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Zlewnia Wieprza				Zlewnia Bugu				KWK	
		Wieprz	Tyśmienica	Piwonia	%N	Bug	Włodawka	Zielawa	%N	KWK	%N
Karpiowate	Boleń – *Aspius aspius* (DSII, DSV)	X			4	X		X	4	X	4
	Brzana – *Barbus barbus* (DSV)	X			4	X			4		
	Jaź – *Leuciscus idus*	X	X		3	X	X		3	X	3
	Jelec – *Leuciscus leuciscus*	X	X	X	2	X		X	3	X	2
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*						X		4	X	4
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*		X	X	3					X	3
	Kiełb – *Gobio gobio*	X		X	3	X	X	X	3	X	2
	Kleń – *Leuciscus cephalus*	X	X		2	X	X	X	2	X	2
	Krąp – *Blicca bjoerkna*	X	X		4	X		X	4	X	3
	Leszcz – *Abramis brama*	X	X	X	4	X		X	3	X	3
	Płoć – *Rutilus rutilus*	X	X	X	1	X	X	X	1	X	1
	Lin – *Tinca tinca*		X	X	3					X	4
	Piekielnica – *Alburnoides bipunctatus* (OG)	X		X	3	X			4		
	Różanka – *Rhodeus sericeus amarus* (OG, DSII)	X	X		3	X	X	X	2	X	3
	Słonecznica – *Leucaspius delineates*	X			4					X	4
	Ukleja – *Alburnus alburnus*	X	X		3	X	X	X	1	X	1
	Wzdręga – *Scardinius erythrophthalmus*	X	X	X	3	X	X		3	X	3
Szczupakowate	Szczupak – *Esox lucius*	X	X	X	3	X	X	X	2	X	2
Sumowate	Sum – *Silurus glanis*					X			4		
Okoniowate	Jazgarz – *Gymnocephalus cernua*	X	X	X	4						
	Okoń – *Perca fluviatilis*	X	X	X	1	X	X	X	1	X	1
	Sandacz – *Sander lucioperca*	X	X		3					X	3
Dorszowate	Miętus – *Lota lota*	X			4	X	X		4	X	4
Kozowate	Koza – *Cobitis taenia* (OG)	X			3	X	X	X	3	X	4
	Piskorz – *Misgurnus fossilis* (OG, DSII)			X	3	X	X		3	X	4
	Śliz – *Barbatula barbatula* (OG)	X			3					X	3
Łososiowate	Pstrąg potokowy – *Salmo trutta m. fario*	X			4						
Lipieniowate	Lipień – *Thymallus thymallus* (DSV)	X			4						
Ciernikowate	Ciernik – *Gasterosteus aculeatus*							X	4	X	4
Sumikowate	Sumik karłowaty – *Ameiurus nebulosus*		X		4		X		4	X	3
Babkowate	Babka szczupła – *Neogobius fluviatilis*					X		X	3		
Odontobutidae	Trawianka – *Perccottus glenii*					X			4		
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		23	16	12	**27**	21	14	14	**24**	23	**24**

W zbiornikach powyrobiskowych obszaru Polesie Lubelskie stwierdzono występowanie 8 gatunków ryb, należących do 3 rodzin. Liczba gatunków była zróżnicowana w zależności od obszaru, w którym zlokalizowane były badane zbiorniki, i wahała się od 5 gatunków w dolinie Mogielnicy i Świnki do 7 gatunków w dolinie Tyśmienicy (tab. 4-6).

Tab. 4. Gatunki ryb stwierdzone w zbiornikach powyrobiskowych w dolinie rzek Mogielnica i Świnka; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący, 2 – znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Dębowce	Dobromyśl I	Dobromyśl II	Gotówka I	Janowica	Zbitek Zabitek	Mogielnica	Siedliszcze 1	Siedliszcze 2	%N	%B
Karpiowate	Strzebla błotna – *Eupallasella percnurus* (OG, DSII)	X	X	X		X	X	X	X	X	2	3
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	4	3
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*	X	X		X	X		X	X	X	3	2
	Płoć – *Rutilus rutilus*		X			X					4	4
	Lin – *Tinca tinca*		X	X		X					3	3
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		3	5	3	3	5	2	3	3	3	**5**	

Tab. 5. Gatunki ryb stwierdzone w zbiornikach powyrobiskowych w zlewniach wybranych jezior; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący, 2 – znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Ciesacin	Grabniak	Jelino	Podpakule	Sumin	Kosyń	%N	%B
Karpiowate	Strzebla błotna – *Eupallasella percnurus* (OG, DSII)	X	X	X	X	X	X	2	3
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*	X	X	X	X	X	X	4	4
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*	X	X	X	X	X	X	3	3
	Lin – *Tinca tinca*		X	X				4	4
Kozowate	Piskorz – *Misgurnus fossilis* (OG, DSII)						X	4	4
Sumikowate	Sumik karłowaty – *Ameiurus nebulosus*			X				4	4
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		3	4	5	3	3	4	**6**	

Tab. 6. Gatunki ryb stwierdzone w zbiornikach powyrobiskowych w dolinie Tyśmienicy; OG – ochrona gatunkowa w Polsce; DSII – gatunek z II załącznika Dyrektywy Siedliskowej; %N/%B – udział w strukturze liczebności/biomasy: 1 – dominujący, 2 – znaczący, 3 – mały, 4 – znikomy; na szaro zaznaczono obce inwazyjne gatunki ryb

Rodzina	Gatunek	Bełcząc	Lichty	Lipniak	Rzymki	Skoki	Suchowola	%N	%B
Karpiowate	Strzebla błotna – *Eupallasella percnurus* (OG, DSII)	X	X	X	X	X	X	2	3
	Karaś pospolity – *Carassius carassius*	X	X	X	X	X	X	3	3
	Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio*	X	X	X	X	X	X	2	1
	Płoć – *Rutilus rutilus*	X						4	3
	Lin – *Tinca tinca*	X				X		4	3
	Różanka – *Rhodeus sericeus amarus* (OG, DSII)		X				X	4	4
Kozowate	Piskorz – *Misgurnus fossilis* (OG, DSII)	X						4	4
Liczba gatunków (bogactwo gatunkowe)		6	4	3	3	4	4	**7**	

W badanych zbiornikach występowały trzy gatunki chronione i wymienione w Załączniku II Dyrektywy siedliskowej (DS. II) (tab 4-6). Dodatkowo odłowy kontrolne wykazały obecność silnych populacji gatunków obcych inwazyjnych, tj. karasia srebrzystego oraz sumika karłowatego. Analiza struktury dominacji w liczebności w większości zbiorników wykazała współdominację kilku gatunków ze znaczącym udziałem strzebli błotnej i karasia srebrzystego. W strukturze biomasy w niektórych zbiornikach dominowały karaś srebrzysty i sumik karłowaty (tab. 4-6).

7.2.1.4. Zagrożenia, kierunki zmian i metody ochrony

Za najważniejsze, bo praktycznie nieodwracalne, należy uznać zanikanie obszarów płytkowodnych i podmokłych, szczególnie drobnych i izolowanych zbiorników powyrobiskowych. Zanikają one w wyniku celowego osuszania, zmiany uprawy gruntów, wielkoobszarowego obniżenia poziomu wód gruntowych oraz regulacji koryt rzek. Jest to proce ciągły, niestety typowy dla obszaru całego Polesia Lubelskiego [Kolejko i in. 2006]. Połowa lat 50. XX wieku to intensyfikacja zapoczątkowanych pod koniec XIX wieku melioracji, a tym samym głębokie zmiany w większości siedlisk wodno-torfowiskowych tego obszaru. Zasięg funkcjonalny kanału Wieprz-Krzna objął około 70% powierzchni regionu fizyczno-geograficznego Polesia Lubelskiego i niemal w całości wpłynął na większość subregionów [Kondracki 1981].

Z historycznych opracowań hydrograficznych [Janiec 1984; Michalczyk 1985; Wilgat 1963; Wilgat i in. 1984] wynika, iż budowa anału Wieprz-Krzna silnie skomplikowała stosunki wodne regionu. Pierwsze objawy obniżenia poziomu wód gruntowych zauważono już w połowie lat 60. XX wieku, bezpośrednio po wykopaniu kanału, chociaż jeszcze przed jego uruchomieniem. Z czasem obniżenie poziomu wód gruntowych, sięgające nawet 1 m, objęło również obszary znacznie oddalone od kanału. Związane to było ze zwiększeniem zasięgu drenażu po wykopaniu kanałów drugorzędowych i kanałów wyższego rzędu systemu kanału Wieprz-Krzna, a szczególnie w wyniku odwadniających melioracji, którymi objęto wiele obszarów torfowiskowych w celu przekształcenia ich w użytki zielone [Chmielewski, Sielewicz 1994; Wojciechowski 1994].

Po niespełna 60 latach od rozpoczęcia zabiegów melioracyjnych na obszarze Polesia Lubelskiego praktycznie całkowicie zanikło już pięć jezior [Chmielewski 2006] oraz większość małych i płytkich zbiorników rozsianych na całym obszarze Polesia [Kolejko i in. 2006; Wolnicki i Kolejko 2008]. Dla wielu z nich obniżenie się poziomu wód gruntowych o jeden lub dwa metry było jednoznaczne z całkowitym zanikiem. Przeprowadzona w latach 2006-2010 waloryzacja przyrodnicza około 200 małych zbiorników wodnych (na podstawie map topograficznych z lat 70. i 80.) wykazała, iż 2/3 z nich nie istnieje (!) [Kolejko i Rechulicz 2012]. Szacuje się, iż w ostatnich dziesięcioleciach w Europie, a i w naszym kraju zanikło około 1/3 powierzchni zajmowanej prze ten rodzaj siedlisk [Hillbricht-Ilkowska 1998]. Najlepiej obrazuje to stan wielkiego niegdyś kompleksu zbiorników potorfowych „Lisie Jamy". To historyczne stanowisko strzebli błotnej dzisiaj ma torfowiskowy charakter i jedynie zarysy brzegów pozwalają domyślać się, że przed 40 laty istniał tu duży kompleks torfianek.

Obszar Polesia Lubelskiego charakteryzuje się bardzo dużymi zasobami torfu. Od kilkudziesięciu lat, zwłaszcza od momentu odwodnienia rozległych obszarów torfowisk, surowiec ten jest bardzo intensywnie eksploatowany. Główne rejony wydobywania torfu to obszary sąsiadujące z miejscowościami Łęczna, Ludwin, Tyśmienica i Dubeczno. Ta działalność gospodarcza ma znamienny charakter: z jednej strony odwadnianiu ulegają najbliżej położone tereny, z drugiej zaś powstają nowe siedliska, które w przyszłości mogą być zasiedlone, np. przez strzeblę błotną.

Drugim istotnym czynnikiem po melioracji jest postępujący proces eutrofizacji, głównie wód stojących. Pierwsze kompleksowe opracowania dotyczące zależnościami pomiędzy procesem eutrofizacji a zmianami w zespole ryb przypadają na drugą połowę XX wieku. Oddziaływanie to jest rozłożone w czasie i wpływa w sposób stopniowy. Pomimo tego, wraz z przekształceniem warunków siedliskowych zmianom ulegają struktura gatunkowa,

rozmieszczenie przestrzenne, wzrost i przeżywalność ryb [Colby i in. 1972; Leopold i in. 1986]. Dla zespołu ichtiofauny dość istotne są również zmiany w zbiorowiskach makrofitów, gdyż są one miejscem schronienia, żerowania i rozrodu wielu gatunków ryb [Hosn i in. 1989; Bettoli i in. 1993; Olson i in. 1998; Smart i in. 1996; Randal i in. 1996; Venugopal, Winfield 1993; Weaver i in. 1997; Van Donk, Otte 1996].

Dość duże znaczenie w kształtowaniu się zespołu ichtiofauny odgrywają również zarybienia i odłowy gospodarcze. W większości badanych jezior w różnych przedziałach czasowych była prowadzona gospodarka rybacka, w jednych ekstensywnie, w innych zaś intensywnie. Systematyczne zarybienia nie zawsze były zgodne z typem rybackim jezior i miały istotny wpływ na ukształtowanie się aktualnej struktury ichtiofauny. Ponadto, od połowy XX wieku większość jezior Polesia Lubelskiego była świadomie lub przypadkowo zarybiana obcymi dla rodzimej fauny Polski gatunkami ryb.

Już w 1961 r. do oligotroficznych wówczas jezior Białe Włodawskie i Piaseczno introdukowano sielawę, która zaaklimatyzowała się i nadal w nich występuje. W latach późniejszych gatunek ten został wprowadzony również do jezior Zagłębocze i Krasne. Sielawa jest gatunkiem zooplanktonożernym, odżywiającym się głównie dużymi wioślarkami, co w konsekwencji może prowadzić do nadmiernego rozwoju glonów planktonowych i tym samym zmniejszenia widzialności w wodzie.

Wiele jezior makroregionu przez wiele lat zarybiano karpiem. I tak, w ciągu ostatnich 20 lat bardzo intensywnie zarybiano tym gatunkiem jezioro Piaseczno, w 1995 r. wprowadzono 60 000 sztuk wylęgu, a w 2001 r. – 1190 kilogramów materiału zarybieniowego. Niemalże w tym samym okresie na około 500 kg odłowionych ryb nie przypadł ani jeden osobnik tego gatunku. Jest to gatunek żerujący w osadach dennych, duże osobniki są w stanie penetrować osady do 0,5 m głębokości. Resuspensja osadów dennych, zwłaszcza w warunkach deficytów tlenowych, może przyczynić się do intensyfikacji procesu wtórnej eutrofizacji.

Do wszystkich badanych jezior w różnych przedziałach czasowych zostały introdukowane karaś srebrzysty i sumik karłowaty. Aktualnie w wielu zbiornikach oba te gatunki stanowią znaczny udział w zespole ryb. W konsekwencji nie do końca przemyślanych zarybień w ciągu ostatnich 50 lat w rybostanie wielu jezior wyraźnie zaznaczył się spadek liczebności karasia pospolitego, lina i szczupaka.

Precyzyjna analiza zmian w zespole ichtiofauny jest dosyć trudna. Powodem tego są różnice w sposobie odłowów ryb i ocenie ich struktury gatunkowej. Użytkowanie gospodarcze, zwłaszcza w okresie przed końcem lat 80., ukierunkowane było na pozyskiwanie gatunków „cennych" gospodarczo. Podczas odłowów nie zwracano uwagi na m. in.: słonecznicę, ukleję,

kozę, piskorza, jazgarza, śliza, kiełbia oraz młode niewymiarowe osobniki płoci, lina, karasia srebrzystego czy pospolitego (fot. 3) itp. Ponadto, niektóre gatunki ryb bardzo podobne morfometrycznie były klasyfikowane jako jeden – płoć i wzdręga, karaś srebrzysty i karaś pospolity, leszcz i krąp. Do odłowów stosowane były różne typy narzędzi połowu (sieci o różnych parametrach), różne modele agregatów prądotwórczych, różne były czas i miejsce ich ekspozycji. Stąd w pewnych obiektach przed laty gatunek nie był notowany, a obecnie występuje – bywa, że licznie. Pomimo tych różnic i nieścisłości można wskazać na pewne tendencje w reakcjach na zmiany środowiskowe i kształtowanie się zespołu ichtiofauny. Z ksiąg gospodarczych wynika, że w latach 60. XX wieku w większości jezior odławiano głównie 8 gatunków ryb, były to: szczupak, lin, karaś, płoć, wzdręga, leszcz, sandacz i okoń. Od połowy lat 70. notowano malejący udział szczupaka, lina i karasia pospolitego, przy wzroście udziału innych gatunków ryb spokojnego żeru.

Nieco inaczej kształtowały się zmiany w małych, trudno dostępnych, często śród-torfowiskowych jeziorach nieużytkowanych gospodarczo. W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat, pomimo pewnych fluktuacji, skład gatunkowy ichtiofauny nie uległ w nich znacznym zmianom.

Zmiany zagospodarowania wód dla jednych gatunków są korzystne, dla innych zaś wręcz przeciwnie. Znaczna część powstałych w wyniku eksploatacji torfu nowych zbiorników wodnych oraz tych istniejących od dawna została przekształcona w łowiska specjalne lub stawy hodowlane. Większość z nich jest zarybiana rybami atrakcyjnymi pod względem gospodarczym i wędkarskim, m. in. karpiem, linem, szczupakiem, sumem oraz sandaczem.

Niestety, wśród preferowanych gatunków ichtiofauny często pojawiają się gatunki obce, zwykle inwazyjne. Wśród nich można wymienić sumika karłowatego, gatunek obcy inwazyjny i wyjątkowo niebezpieczny dla trwałości populacji rodzimych ryb, w tym strzebli błotnej (fot. 3). Do końca lat 80. XX wieku większość wód Polesia Lubelskiego, z niewielkimi wyjątkami, jak np. rezerwatowe jeziora: Moszne, Karaśne, Brzeziczno, została świadomie lub przypadkowo zarybiona tym gatunkiem [Adamczyk 1975; Kolejko 1998, 2000; Radwan i in. 1995]. Sumik karłowaty jest przykładem gatunku, który w wyniku introdukcji poza naturalnym zasięgiem geograficznego występowania osiągnął olbrzymi sukces populacyjny. Złożyło się na to kilka czynników: brak wrogów naturalnych (z uwagi na kolce jadowe), bardzo dobre warunki rozrodcze (płytkie, ciepłe jeziora z rozległą strefą litoralową), opieka nad potomstwem oraz oportunizm w wyborze pokarmu [Rechulicz, Płaska 2019]. Drugim inwazyjnym, jeszcze bardziej niebezpiecznym dla rodzimej ichtiofauny gatunkiem ryby jest ekspansywna trawianka, która dostała się do Polski najprawdopodobniej rzeką Bug i stale zwiększa swój zasięg występowania [Rechulicz i in. 2015; Wolnicki i Sikorska 2007].

Fot. 3. Karaś pospolity i strzeble błotne ze zbiorników potorfowych w Obszarze Natura 2000 Dolina Tyśmienicy (fot. M. Kolejko)

Piśmiennictwo

1. Appelberg M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Fiskeriverket Information 2000, 1.
2. Adamczyk L. 1975. Sumik karłowaty *Ictalurus nebulosus* Le Sueur w biocenozie jeziora. Przegl. Zool., 19, 71-73.
3. Bettoli P.W., Maceina M. J., Noble R.L., Betsill R.K. 1993. Response of a reservoir fish community to aquatic vegetation removal. N. Amer. J. Fish. Manage., 13, 110-24.
4. CEN document. 2005. Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets. EN 14757.
5. Chmielewski T.J. 200. Zmiany krajobrazów Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego a przemiany ich różnorodności biologicznej po 1950 r. [W:] Długookresowe przemiany krajobrazu Polski w wyniku zmian klimatu i użytkowania ziemi. M. Gutry-Korycka, A. Kędziora, L. Starkla, L. Ryszkowski (red.). IGBP Global Change PAN, ZBŚRiL PAN, Wyd. Prodruk, Poznań, 237-251.
6. Chmielewski T.J., Sielewicz B. 1994. Ekologiczna waloryzacja terenu. Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. Wyd. TWWP, AR Lublin, 9-28.
7. Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M., 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. J Fish. Res. Board Can., 29, 975-983.

8. Danilkiewicz Z. 1965. Ichtiofauna rzek i małych zbiorników wodnych okolic Parczewa. Ann. UMCS, s. C, 20, 149-166.
9. Danilkiewicz Z. 1968. Strzebla błotna – Phoxinus percnurus (Pallas, 1811) – na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Ann. UMCS, s. C, 23, 301-320.
10. Danilkiewicz Z. 1973. Ichtiofauna dorzecza Tyśmienicy i Włodawki. Fragm. Faun., 19, 121-148.
11. Danilkiewicz Z. 1984-1985. Ichtiofauna Południowego Podlasia. Rocz. Międzyrzecki, 16-17, 33-55.
12. Danilkiewicz Z., 1985: Problem ochrony strzebli błotnej *Phoxinus percnurus*. Chroń. Przyr. Ojcz., 1, 10-15.
13. Danilkiewicz Z. 1997. Minogi oraz ryby rzeki Bug i jej dopływów. Arch. Ryb. Pol., 5. Supl. 2, 5-82.
14. Danilkiewicz Z. 2001. Regionalna ochrona gatunkowa ryb, stan zagrożenia, kierunki ochrony. Rocz. Nauk. Pol. Zw. Wędk., 14, 157-172.
15. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. 1998. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Monografia przyrodnicza – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin.
16. Hillbricht-Ilkowska A., Pieczyńska E. (red.) 1993. Nutrient dynamics and retention in land/water ecotones of lowland, temporate lakes and rivers. Hydrobiologia, 25, 1-3.
17. Hickley P. 1990. Electric fishing in practice. [In:] Cowx I.G., Lamarque P. (eds.), Fishing with electricity – Applications in Freshwater Fisheries Management. Oxford, Fishing News Books. Blackwell Scientific Publications, 176-187.
18. Hosn W.A., Downing J.D. 1994. Influens of cover on the spatial distribution of littoral-zone fishes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 51, 1832-1838.
19. Janiec B. 1984. Naturalna i antropogeniczna ewolucja właściwości wód jezior zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Przew. Zjazd. PTG, Lublin, 191-194.
20. Jarzynowa B., Stroński R., 1982. Przyczyny poznania ichtiofauny trzech odmiennie troficznie jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Ann. UMCS, s. C, 37, 151-161.
21. Kolejko M. 1998. Sumik karłowaty (*Ictalurus nebulosus* Le Sueur) w wodach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Przegl. Ryb., 23 (4), 19-22.
22. Kolejko M. 2000. The state of ichthyofauna in selected lakes of the Poleski National Park. Folia Univ. Agric. Stetin., 214 (27), 107-113.
23. Kolejko M. 2006. Long-term changes of ichtiofauna structure in protected lake (example from Polesie Lubelskie). Polish J. Environ. Stud., Vol. 15, No. 5d, 528-585.

24. Kolejko M, 2008. Opracowanie analizy skuteczności dotychczasowych sposobów ochrony – ocena efektów renaturalizacji ekosystemów wodnych i torfowiskowych. Część 3. Ocena stanu ekologicznego ekosystemów wodnych na podstawie struktury gatunkowej i ilościowej ichtiofauny. PPN, Lublin-Urszulin (maszynopis).
25. Kolejko M., Rechulicz J. 2012. Species diversity of ichthyofauna of water ecosystems of Polesie Lubelskie with specific regards to protected species. [W:] Biodiversity and regional development. (red.) W. Bojar, F. Diniz, A. Junkuszew. Wyd. TNOiK, Toruń, 237-245.
26. Kolejko M., Wolnicki J. 2006. Strzebla błotna *Eupallasella perenurus* (Pallas, 1914) w obszarach Natura 2000 Polesia Lubelskiego. [W:] Zarządzanie zasobami przyrody na obszarach Natura 2000 w Polsce. T.J. Chmielewski (red.). Wyd. Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin, 128-134.
27. Kolejko M., Wolnicki J., Radwan S. 2006. Preliminary studies on the occurrence of swamp-minnow Eupallasella perenurus (Pallas, 1814) in the aquatic ecosystems of Polesie Lubelskie (Poland). Acta Agrophysica, 1, 395-399.
28. Kolejko M., Wolnicki J., Sikorska J., Radwan S., Demetraki-Paleolog A. 2006. Meristic and biometric features of lake minnow Eupallasella perenurus (Pallas, 1914) in a small peat excavation (Polesie Lubelskie Region). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 3, 71-75.
29. Kolejko M., Wolnicki J., Sikorska J., Różycki A. 2007. Disappearance of lake minnow Eupallasella percnurus (Pallas, 1814) sites in the Poleski Park Narodowy. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 4, 87-92.
30. Kolejko M. 2010a. Analysis of the structure of ichthyofauna of two mesotrophic lakes of Łęczyńsko-Włodawskie Lake District. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 7, 138-145.
31. Kolejko M. 2010b. Structure of ichthyofauna of some small water reservoirs of Polesie Lubelskie. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 7, 146-153.
32. Kornijów R., Pęczuła W., Lorens B., Ligęza S., Rechulicz J., Kowalczyk-Pecka D. 2002. Shallow Polesie Lakes from the view point of the alternative stable states theory. Acta Agrophysica, 68, 61-72.
33. Leopold M., Bnińska M., Nowak W. 1986. Commercial fish catches as an index of lake eutrophication. Arch. Hydrobiol., 106, 513-524.
34. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część trzecia. Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Makomaskiej-Juchiewicz i P. Baran, Warszawa 2012.
35. Michalczyk Z. 1985. Hydrologiczne konsekwencje antropopresji na obszarze Lubelskiego Zagłębia Węglowego. NOT, Lublin, 165-169.

36. Olson M.H., Carpenter S.R., Cunningham P., Gafny S., Herwing B.R., Nibbelink N.P., Pellett T., Storlie C., Trebitz A.S., Wilson K.A. 1998. Managing macrophytes to improve fish growth: a multi-lake experiment. Fisheries, 23 (2), 6-12.
37. Płaska W., Rechulicz J. 2012. Preliminary study of ichthyofauna in extensively exploited Głębokie Uścimowskie Lake with abnormal fish structure Ann. UMCS, s. E, 30 (3), 66-77.
38. Prus P., Wiśniewolski W., Adamczyk M. (red.) 2016. Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w rzekach. Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/GIOS_Przewodnik_metodyczny_rzeki.pdf
39. Radwan S., Kornijów R., Kowalik W., Jarzynowa B., Zwolski W., Kowalczyk Cz., Popiołek B. 1987. Ecological and fishery characteristic of lake situated in the future Western Polesie National Park. Ann. UMCS, s. C, 42, 163-184.
40. Radwan S., Jarzynowa B., Girsztowtt Z. 1992. Stan ichtiofauny jezior Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. PPN, AR Lublin (maszynopis).
41. Radwan S., Gliński J., Geodecki M., Rozmus M. 2002. Środowisko przyrodnicze Polesia – stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 5, 66-67.
42. Randal R.G., Minns C.K., Cairns V.W., Moore J.E. 1996. The relationships between an index of fish production and submerged macrophytes and other habitat features at three littoral areas in the Great Lakes. Can. J. Aqua. Sci., 53 (Suppl. 1), 35-44.
43. Rechulicz J. 2011. The diversity of ichthyofauna of selected lakes in the Łęczyńsko-Włodawskie Lakeland. [W:] Water biodiversity assessment and protection. Agencja Wydawnicza Argi SC, Olsztyn, 165-177.
44. Rechulicz J., Płaska W. 2018. The invasive Ameiurus nebulosus as a permanent part of the fish fauna in selected reservoirs in Central Europe: long term study of three shallow lakes. Turkish Journal of Zoology, 42.
45. Rechulicz J., Płaska W. 2019. Inter-population variability of diet of the alien species brown bullhead (Ameiurus nebulosus) from lakes with different trophic status. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1, 59-69.
46. Rechulicz J., Płaska W., Nawrot D. 2015. Occurrence, dispersion and habitat preferences of Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in oxbow lakes of a large river and its tributary. Aquatic Ecology, 49, 389-399.

47. Rechulicz J., Płaska W., Tarkowska-Kukuryk M. 2014. The ichthyofauna of littoral of two shallow lakes on background of fishery management and angling pressure. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 11, 163-172.
48. Rechulicz J., Płaska W., Tarkowska-Kukuryk M., Mieczan T., Pęczuła W. 2015. Abundance and characteristics of population of brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) in Domaszne Lake. Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, 12: 86-92.
49. Rechulicz J., Tarkowska-Kukuryk M., Pęczuła W., Mieczan T. 2012. Fish community and productivity as an index of trophic state diversity in two shallow lakes. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 9, 181-191.
50. Smart R.M., Doyle R.D., Madsen J.D., Dick G.O. 1996. Establishing native submersed aquatic plant communities for fish habitat. Amer. Fish. Soc. Symp., 16, 347-356.
51. Stroński R. 1971. Wzrost lina – *Tinca tinca* (L.), płoci *Rutilus rutilus* (L.) i wzdręgi *Scardinius erythrophtalmus* (L.) z jezior Libiszowskich przed zasileniem wodami kanału Wieprz-Krzna. Rocz. Nauk Rol., 93, H, 2, 67-85.
52. Toporowska M., Rechulicz J., Adamczuk M., Niedźwiecki M. 2018. The role of abiotic and biotic environmental factors in shaping epiphyton on common reed in shallow, hydrologically transformed, temperate lakes. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst., 419, 18.
53. Weaver M.J., Magnuson J.J., Clayton M.K. 1997. Mechanisms regulating abudance of submerged vegetation in shalow eutrophic lakes. Oecologia, 109, 592-99.
54. Wilgat T. 1963. Budowa geologiczna, rzeźba i wody Polesia Lubelskiego. [W:] Polesie Lubelskie. T. Wilgat (red.). Wyd. Lubelskie, Lublin, 9-30.
55. Wilgat T., Michalczyk Z., Paszczyk J. 1984. Płytkie wody podziemne w obszarze związanym z centralnym rejonem Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin, 71 ss.
56. Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009. Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. Chr. Przyr. Ojcz., 45, 33-52.
57. Wojciechowski I. 1994. Wybrane problemy ekologiczne związane z eksploatacją systemu kanału Wieprz-Krzna. [W:] Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. S. Radwan (red.). Wyd. TWWP, AR Lublin, 87-89.
58. Wolnicki J., Kolejko M. 2008. Stan populacji strzebli błotnej w ekosystemach wodnych Polesia Lubelskiego i podstawy programu ochrony gatunku w tym regionie kraju. Monografia przyrodnicza. Wyd. Liber Duo, Lublin, 92 ss.
59. Wolnicki J., Sikorska J. 2007. Trawianka. Przyroda Polska, 3, 30-31.

60. Van Donk E., Otte A. 1996. Effect of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. Hydrobiologia, 340, 285-290.
61. Venugopal M.N., Winfield I.J. 1993. The distribution of juvenile in a hypereutrophic pond: can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? J. Freshwater Biology, 8 (4), 389-396.

Streszczenie

Ryby stanowią stanowi bardzo ważny element przyrodniczy w ekosystemach wodnych Polesia Lubelskiego. Pierwsze badania ichtiofauny tego regionu sięgają lat 60. XX wieku i są stale kontynuowane i rozszerzane. Z prostych badań inwentaryzacyjnych zmieniły się one na badania związane z biologią i ekologią ryb, jak i ekosystemów przez nie zasiedlanych. W opracowaniu scharakteryzowano ichtiofaunę różnych ekosystemów wodnych jezior, systemów rzecznych, kanału Wieprz-Krzna oraz drobnych zbiorników wodnych pochodzenia antropogenicznego. Przy charakterystyce ichtiofauny uwzględniono bogactwo gatunkowe, udziału poszczególnych gatunków w zespołach ryb, obecność gatunków chronionych oraz występowanie i znaczenie gatunków obcych inwazyjnych. Analiza wyników wieloletnich badań wykazała, że na terenie Polesia Lubelskiego stwierdzono występowanie 39 gatunków ryb należących do 13 rodzin. Spośród stwierdzonych gatunków 6 jest gatunkami chronionymi (OG) (różanka, piskorz, koza, śliz, piekielnica i strzebla błotna), 4 gatunkami wymienionymi w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej (DSII) oraz 5 gatunkami z Załącznika V Dyrektywy Siedliskowej (DSV). W pracy oprócz oceny aktualnego stanu ichtiofauny szeroko omówiono problematykę związaną z kierunkami jej zmian, zagrożeniami oraz metodami jej ochrony. Ocena wyników ostatnich badań ichtiofauny tego regionu wykazała niepokojące zjawisko związane z występowaniem gatunków obcych inwazyjnych, których na tym terenie odnotowano aż pięć, tj. czebaczek amurski, karaś srebrzysty, sumik karłowaty, babka szczupła i trawianka. Większość z nich występuje lokalnie w pojedynczych stanowiskach badawczych, określonych ciekach lub zbiornikach. Jak wykazały jednak wyniki niniejszych badań, niektóre z nich, np. sumik karłowaty, są stałym elementem wszystkich typów ekosystemów wodnych tego regionu.

Rafał Gosik

7.2.2. Płazy

7.2.2.1. Stan poznania

Obecnie na świecie opisanych jest kilkanaście tysięcy gatunków płazów, z których 19 spotyka się na obszarze Polski. Wśród nich 5 zaliczanych jest do jednej rodziny w obrębie rzędu Urodela (Oppel, 1881), pozostałe 14 tworzy kilka rodzin należących do rzędu Anura (Oppel, 1811) [Głowaciński, Sura 2018].

Płazy jako kręgowce, które pierwsze częściowo uniezależniły się od środowiska wodnego i wyszły na ląd (*amphibios* = obuśrodowiskowy) stanowią ważne ogniwo w łańcuchu ewolucyjnym. Kluczowe znaczenie miało tu pojawienie się dewońskiej *Ichtyostegi*, a największy rozwój tej gromady przypada na karbon [Korzeniewski 1996]. Przejście od środowiska wodnego do lądowego wymagało wykształcenia wielu przystosowań. Należą do nich w pierwszym rzędzie nowe narządy oddechowe – płuca, choć funkcję wymiany gazowej pełnić mogą u nich również: skóra, skrzela, nabłonek jamy gębowej i przełyku. Kardynalne zmiany w porównaniu z rybami zaszły u nich w budowie serca i układu krążenia. W układzie szkieletowym dalszemu udoskonaleniu uległ szkielet kończyn, pasa barkowego i miednicowego, umożliwiając poruszanie się w środowisku lądowym [Berger 2000]. W toku ewolucji kręgowców po raz pierwszy u płazów pojawiły się m.in. język, gruczoły łzowe i narządy służące do odbierania fal dźwiękowych rozchodzących się w powietrzu. Budowa ucha wewnętrznego płazów stanowi ewenement wśród kręgowców. Kijanki są zdolne również do odbierania dźwięków rozchodzących się w wodzie. Jednocześnie pojawiły się narządy pozwalające na samodzielne wydawanie głosów [Lewis, Fay 2004]. U niektórych gatunków emitowane dźwięki mogą osiągać ekstremalny poziom głośności, a ich wydobycie wiąże się z największym nakładem energetycznym, na jaki te zwierzęta mogą sobie pozwolić [Wells 2001]. Jednocześnie płazy pozostały jednak gromadą wciąż silnie przywiązaną do środowiska wodnego. Poza okresem rozwoju embrionalnego i larwalnego obligatoryjnie związanym z wodą, słaba odporność na wysychanie, niewielka zdolność do osmoregulacji, brak klatki piersiowej czyni je grupą wciąż nie w pełni przystosowaną do życia na lądzie [Berger 2000]. Obecna w cyklu życiowym płazów ciągła wędrówka pomiędzy wodą i lądem znajduje swoje odbicie nie tylko w ich specyficznej budowie morfologicznej i anatomicznej. Wymagała od nich również wykształcenia wielu skomplikowanych procesów fizjologicznych i zachowań behawioralnych. W konsekwencji płazy stały się grupą ściśle przystosowaną do określonych warunków, jednocześnie wrażliwą na zakłócenia i słabo radzącą sobie ze zmianami siedlisk.

Będąc zwierzętami zmiennocieplnymi, mają tym mniejsze możliwości radzenia sobie z przekształceniami środowiska.

Powyższe uwarunkowania sprawiły, że na całym świecie obserwowany jest zachodzący w szybki tempie spadek liczebność płazów [Blaustein i in. 1994; Houlahan i in. 2000; McCallum 2007]. Najbardziej pesymistyczne prognozy wskazują, że co trzeci gatunek płaza zagrożony jest wyginięciem [Stuart i in. 2004]. Źródeł tego procesu upatrywać należy w degradacji i zaniku siedlisk, zanieczyszczeniu środowiska, introdukcji obcych gatunków, rozprzestrzenianiu się chorób i patogenów oraz zmianach klimatu [Adams 1999; Berger i in. 1998; Brooks i in. 2002; Daszak i in. 2003; Pounds, Crump 1994; Pounds i in. 1999; Reeder i in. 1998; Relyea i in. 2005]. Zazwyczaj populacje płazów poddawane są jednocześnie presji kilku z wymienionych czynników (często antropogenicznych), co nasila ich negatywne działanie [McCallum 2007].

Realne oszacowanie populacji płazów: ich liczebności, kondycji, zagrożeń i kierunków zmian, jest trudne ze względu na fakt, że do niedawna nie były one przedmiotem podstawowych badań faunistycznych [Blaustein i in. 1994]. Rozmieszczenie większości gatunków poznane było częściowo, na podstawie pojedynczych doniesień lub incydentalnych obserwacji w terenie. Kompleksowe, długoterminowe badania oparte na zaawansowanej metodyce należały w kraju do rzadkości [Chobotow, Czarniawski 2001; Juszczyk 1987; Kowalewski 1985; Wojdan 1997; Żyłka 1971]. Kolejny problem stanowi niekompatybilność publikowanych danych wynikająca ze stosowania odmiennej, często wzajemnie nieporównywalnej metodyki [Corn i in. 2000; Głowaciński i Witkowski 1970; Głowaciński i Rafiński 2003].

W ostatnich latach wzrost zagrożeń pociągnął za sobą intensyfikację zarówno badań środowiskowych, jak i prac o charakterze taksonomicznym i fizjologicznym. Sprzyja temu rozwój nowych technik badawczych, szczególnie genetycznych i cytologicznych. Podjęte zostały także kroki prawne i działania praktyczne zmierzające do ochrony batrachofauny [Bucci i in. 2000; Johansson i in. 2005; Stöck i in. 2012]. Świadczy o tym pojawienie się obok prac o znaczeniu fundamentalnym: [Juszczyk 1987], [Berger 2000], [Głowaciński, Rafiński 2003], również takich pozycji, jak *Poradnik ochrony płazów* [Kurek i in. 2011] i drugie wydanie *Atlasu płazów i gadów Polski* [Głowaciński, Sura 2018]. Mimo opublikowania w ciągu ostatnich dwu dekad kilkuset prac zawierających rekordy faunistyczne dotyczące lokalnej batrachofauny, stopień poznania jej w skali kraju uznać należy za fragmentaryczny i niewystarczający [Bonk, Pabijan 2010; Pabijan i in. 2015; Pabijan, Przystalski 2003; Świerad 2003]. Wschodnie tereny Polski nie są w tym względzie wyjątkiem. W porównaniu z relatywnie dobrze zbadaną Lubelszczyzną, występowanie płazów na Polesiu poznano jedynie fragmentarycznie

[Chobotow, Czarniawski 1999, 2001, 2007]. Mimo licznych form ochrony przyrody zarówno o statusie krajowym, jak i międzynarodowym: terenów objętych programem Natura 2000, Sobiborskiego Parku Krajobrazowego, Poleskiego PK, Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie i Poleskiego Parku Narodowego, wchodzącego w skład Transgranicznego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie" [Sielewicz 1999; Rąkowski i in. 2002], do końca XX w. badania o charakterze batrachologicznym należały tu do rzadkości [Czarniawski i in. 2014].

Ogólnikowe wzmianki o występowaniu płazów pojawiały się w opracowaniach zbiorczych [Dziedzic 2002; Izdebski, Grądziel 1981; Grądziel, Różycki 2005; Kęska 2002; Surdacki 1976] lub rozproszone w przewodnikach turystyczno-przyrodniczych [Różycki i in. 2002]. Wyjątek stanowi tu monografia *Płazy Poleskiego Parku Narodowego* [Czarniawski i in. 2014] powstała w wyniku systematycznych, opartych na obiektywnej metodyce badań przeprowadzonych na 95 stanowiskach w latach 2009-2013 oraz badania wybranych stanowisk Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Chobotow, Czarniawski 2012] i Torfowisk Węglanowych pod Chełmem [Gosik 2015].

Przeprowadzone dotychczas badania oraz dane pochodzące z piśmiennictwa mówią o występowanie na obszarze Polesia 15 gatunków płazów. W przypadku 12 z nich bezsprzecznie potwierdzono rozmnażanie na terenie Polesia; obserwacje jednego gatunku miały charakter incydentalny (żaba śmieszka), kolejnego (rzekotki drzewnej) były wynikiem mylnego oznaczenia na podstawie ówczesnego stanu wiedzy, natomiast doniesienia dotyczące żaby zwinki wydają się być błędne.

7.2.2.2. Gatunki, przegląd, charakterystyka i występowanie

Systematyka płazów Polesia

Gromada: Płazy (Amphibia Linnaeus, 1758)
Rząd: Płazy ogoniaste (Urodela Oppel, 1881)
Rodzina: Salamandrowate (Salamandridae Gray, 1825)
Rodzaj: *Lissotriton* Bell, 1839
Traszka zwyczajna (*Lissotriton vulgaris*, Laurenti, 1758)
Rodzaj: *Triturus* Rafinesque, 1815
Traszka grzebieniasta (*Tritirus cristatus*, Laurenti, 1768)
Rząd: Płazy bezogonowe (Anura Oppel, 1811)
Rodzina: Kumakowate (Bombinatoridae Gray, 1825)
Rodzaj: *Bombina* Oken, 1816
Kumak nizinny (*Bombina bombina* Linnaeus, 1761)
Rodzina: Grzebiuszkowate (Pelobatidae Boulenger, 1882)
Rodzaj: *Pelobates* (Wagler, 1880)
Grzebiuszka ziemna (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768)

Rodzina: Ropuchowate (Bufonidae Fizinger, 1826)
Rodzaj: *Bufo* Laurenti, 1768
Ropucha szara (*Bufo bufo* Linnaeus, 1758)
Rodzaj: *Bufotes* Rafinesque, 1815
Ropucha zielona [(*Bufotes viridis* (Laurenti, 1768)]
Rodzaj: *Epidalea* Cope, 1864
Ropucha paskówka *Epidalea calamita* (Laurenti, 1768)
Rodzina: Rzekotkowate (Hylidae Rafinesque, 1815)
Rodzaj *Hyla* Laurenti, 1768
Rzekotka wschodnia (*Hyla orientalis* Bedriaga, 1890)
Rodzina: Żabowate (Ranidae Rafinesque, 1814)
Rodzaj: *Rana* Linnaeus, 1758
Żaba moczarowa (*Rana arvalis* Nilsson, 1842)
Żaba trawna (*Rana temporaria* Linnaeus, 1758)
Rodzaj: *Pelophylax* Fitzinger, 1843
Żaba jeziorkowa (*Pelophylax lessonae* Camerano, 1882)
Żaba śmieszka (*Pelophylax ridibundus* Pallas, 1771)
Żaba wodna (*Pelophylax esculentus* Linnaeus, 1758)

Ryc. 2.13. Wybrane stanowiska ropuchy zielonej i r. paskówki na Polesiu Lubelskim

Ryc. 1. Wybrane stanowiska ropuchy zielonej i ropuchy paskówki na Polesiu Lubelskim

Traszka zwyczajna

Gatunek wyróżniający się przede wszystkim smukłą, delikatną budową ciała i małymi rozmiarami, który u obu płci nie przekracza 11 mm i 4,6 g. Do cech systematycznych traszki zwyczajnej należy także brak fałdu podgardlanego. Głowa tego płaza jest mała, pysk wąski, palce krótkie; skóra lekko chropowata lub gładka, wierzch i boki ubarwione ciemnobrunatno, z ciemniejszymi, okrągłymi punktami; dolna strona ciała jest żółtawa, z okrągłymi, nieregularnie ułożonymi plamami [Berger 2000]. W okresie godowym u samca rozwija się wysoki, ząbkowany fałd grzbietowy, a kolory nabierają większej intensywności. Pierwsze aktywne osobniki można obserwować już w lutym. Wewnętrzne zapłodnienie poprzedza taniec godowy. Ikra przyklejana jest pojedynczo do roślin wodnych. Kijanki są smukłe, oliwkowo-brunatne, o zaokrąglonych ogonach. Traszka zwyczajna jest płazem mało wybrednym. Spotkać je można w śródpolnych rozlewiskach, starorzeczach, torfiankach, koleinach, rowach melioracyjnych, zarastających stawach i piaskowniach. Często zasiedla także oczka ogrodowe. Wymaga jednak obfitej roślinności i dobrego nasłonecznienia. Traszka zwyczajna jest oportunistą polującym na larwy owadów, drobne skorupiaki i ślimaki. Zjada także jaja i larwy płazów oraz ikrę. Poza okresem lęgowym podejmuje wędrówki, zimuje na lądzie, choć notowane były również przypadki zimowania kijanek w wodzie [Głowaciński, Sura 2018]. Małe rozmiary ciała sprawiają, że traszka zwyczajna jest łatwą zdobyczą dla ryb, larw ważek i pływaków, a także innych płazów [Juszczyk 1987; Berger 2000]. Obszar występowania tego płaza obejmuje Europę z wyjątkiem Półwyspu Iberyjskiego i Skandynawii oraz zachodnią część Azji [Arnold 2004]. Ze względu na nocny tryb życia i niewielkie rozmiary liczebność traszki zwyczajnej nie tylko na Polesiu wydaje się znacznie niedoszacowana. Jej obecność notowana jest prawie w każdym zbiorniku odpowiadającym podanej charakterystyce, a także w oczkach ogrodowych. Nierzadko odławiano po kilkadziesiąt okazów podczas jednego połowu [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. W Polsce płaz objęty ochroną częściową, figuruje na Czerwonej Liście IUCN w kategorii (LC). Wpisany został również do Konwencji Berneńskiej [Głowaciński, Sura 2018].

Traszka grzebieniasta

Największy spośród krajowych gatunków traszek, osiągający 15 cm długości i 9 g masy (samce) oraz do 17 cm i 11 g (samice). Traszka grzebieniasta charakteryzuje się masywnym ciałem, szeroką, spłaszczoną głową, którą od tułowia oddziela wyraźny fałd podgardlany (pozwalający najłatwiej odróżnić ją od traszki zwyczajnej). Ciało pokryte jest chropowatą skórą, tworzącą na grzbiecie i bokach tułowia liczne zgrubienia. Wierzch ciała ubarwiony jest czarno

lub brunatnoczarno, boki dodatkowo z mało wyraźnymi, białymi i czarnymi plamami. Spód jaskrawopomarańczowy z dużymi, nieregularnymi, czarnymi plamami. W okresie godowym u samców na grzbiecie pojawia się wysoka, pofałdowana płetwa ciągnąca się od głowy do ogona. Poza okresem godowym dymorfizm płciowy zanika niemal zupełnie [Arnold 2004; Berger 2000]. Traszki są nocnymi drapieżnikami, polującymi głównie na wodne bezkręgowce, rzadziej na owady lądowe, ślimaki i dżdżownice. Spośród wszystkich płazów (zarówno jako larwy, jak i dorosłe) są one prawdopodobnie najbardziej narażone na ataki drapieżników (ryb, larw ważek, chrząszczy wodnych) [Zieliński 2004]. Wykazują także wysoką wrażliwość na zanieczyszczenie środowiska. Traszka grzebieniasta jest gatunkiem stenotopowym, spotykanym w nielicznych miejscach [Berger 2000; Juszczyk 1987]. Preferuje raczej zbiorniki niewielkie, średniej głębokości, z mulistym dnem, bogatą roślinnością, dobrze nasłonecznione, najchętniej w pobliżu lasu. Spotykana jest zarówno w miejscach o podłożu piaszczystym, jak i na torfowiskach. Gody traszki grzebieniastej rozpoczynają się pod koniec marca. Złożenie ikry poprzedza złożony rytuał godowy. Zapłodnienie jest wewnętrzne. Jaja składane są pojedynczo na rośliny wodne lub przyklejane do zanurzonych przedmiotów. Kijanki dorastają do 62 mm. W trakcie rozwoju jako pierwsze pojawiają się u nich odnóża przednie i pierzaste skrzela zewnętrzne. Mają także charakterystyczną nić ogonową i długie zaostrzone palce. Poza okresem godowym dorosłe przebywają na lądzie, najchętniej w wilgotnej ściółce. Traszka grzebieniasta jest doskonałym pływakiem, lecz na lądzie porusza się niezdarnie, co czyni ją łatwą ofiarą. Zimuje w szczelinach, norach ziemnych, często grupowo. Areał występowania traszki grzebieniastej obejmuje środkową i wschodnią Europę. Na Polesiu do niedawna nie była gatunkiem rzadkim. Regularnie spotykano ją w torfiankach na terenie PPN i jego otuliny [Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009], a także Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie, starorzeczach Bugu i stawach podworskich (Świerże). Niestety, podobnie jak i na pozostałym obszarze kraju, w ciągu ostatnich lat notuje się drastyczny spadek populacji tego gatunku [Bonk, Pabijan 2010]. Jest on częściowo łagodzony przez relatywnie długi okres życia tego płaza (do 17 lat). Jednak z roku na rok coraz więcej rekordów ma już tylko charakter historyczny. Traszka grzebieniasta jest w Polsce objęta ochroną całkowitą, w Polskiej Czerwonej Księdze figuruje w kategorii (NT). Zaliczana jest do grupy tzw. *umbrella species,* a na listę IUCN wpisano ją w kategorii (LC) [Głowaciński, Sura 2018].

Kumak nizinny

Drobny płaz o masie ok. 6 g, kształtem ciała przypominający małą ropuchę. Samce osiągają zwykle długość 26-55 mm, a samice 30-57 mm [Berger 2000]. Źrenice oczu kumaków

mają kształt sercowaty. Ubarwienie wierzchu ciała jest kryptyczne: mozaikowe, brunatne lub ciemnooliwkowe (fot. 1); spód ciemnoszary lub czarny z licznymi kontrastującymi pomarańczowoczerwonymi plamami. Od kumaka górskiego *Bombina variegata* L. gatunek ten różni się m.in. miękkimi brodawkami na grzbiecie oraz brakiem połączenia jaskrawych plam mostkowych z plamami obojczykowymi. Na podgardlu u kumaków występują dwa rezonatory podskórne [Diesener, Reichholf 1997]. Nazwa gatunku pochodzi od głosu godowego samców „uhm", „kum". Okazy zaniepokojone wyginają się w łuk ukazując jaskrawe plamy brzucha (odruch kumaka), jednocześnie pokrywają się trującą wydzieliną z gruczołów jadowych. Jest ona silnie toksyczna również dla ludzi. Kumaki są niezbyt wybredne jeśli chodzi o zajmowane siedliska. Spotykane są w niewielkich, płytkich zbiornikach, często o pochodzeniu antropogenicznym (można je również spotkać w wypełnionych wodą koleinach). Początek pory godowej tych płazów przypada na kwiecień i w zależności od pogody może trwać do czerwca. U kumaków obserwowany jest amplexus anguinalny (pachwinowy, samiec obejmuje samicę na wysokości pasa miednicowego). Skrzek w postaci luźnych kłębów przyczepiany jest do roślin; przy czym jedna samica składa kilka złóż, w różnych odstępach czasu [Berger 2000]. Kijanki wykluwają się w maju, dorastają do ok. 5 cm długości. Ich cechą charakterystyczną jest obok układu melanoforów także kształt przylgi i położenie rurki oddechowej symetrycznie względem osi ciała [Juszczyk 1987]. Kumaki chętnie wędrują pomiędzy zbiornikami poszukując pokarmu (głównie owadów), zimują na lądzie zagrzebane w ściółce [Arnold 2004]. Areał występowania kumaka nizinnego obejmuje Europę Środkową od Niemiec do Rosji. W Polsce występuje dość powszechnie, na Polesiu jest jednym z najpospolitszych płazów, spotykanym na wielu stanowiskach w Poleskim PN, Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i Torfowiskach Węglanowych koło Chełma [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. Mimo tego jego liczebność stale spada na skutek stepowienia powodującego zanik miejsc rozrodu i utrudnioną migrację. W Polsce jest objęty całkowitą ochroną. Kumak nizinny został także wyszczególniony w programie Natura 2000 oraz na Czerwonej liście IUNC (w kategorii LC) [Głowaciński, Sura 2018].

Grzebiuszka ziemna

Niewielki płaz, osiągający 40-60 mm długości i masę ok. 60 g, o budowie morfologicznej łączącej cechy ropuch (krępe ciało o zaokrąglonym pysku) i cechy żab (gładka skóra i wyraźna dysproporcja kończyn przednich i tylnych). Oczy grzebiuszek są duże i wyłupiaste, źrenice mają pionowy przebieg (fot. 2). U podstawy pierwszego palca tylnej nogi rozwinięte jest podłużne zgrubienie (modzel piętowy), które umożliwia błyskawiczne

zagrzebywanie się w ziemi. Ubarwienie ciała dość różnorodne, grzbiet jest brunatnooliwkowy z zaznaczonymi ciemniejszymi cętkami oraz ceglastymi plamami; brzuch jednolicie jasny [Berger 2000; Diesener, Reichholf 1997]. Grzebiuszki preferują niewielkie zbiorniki: rowy melioracyjne, torfianki, jeziorka śródpolne, a także astatyczne rozlewiska pośniegowe i wyrobiska piachu. Zdecydowanie unikają miejsc zasiedlonych przez ryby. Potoczna nazwa gatunku – huczek ziemny – pochodzi od głosu, jaki samce wydają podczas godów. Amplexus grzebiuszek jest typu anguinalnego (fot. 3). Gody mogą być wielokrotne i trwają od kwietnia do lipca. Skrzek ma postać krótkiego sznura i składany jest swobodnie, w płytkim miejscu zbiornika [Arnold 2004]. Kijanki grzebiuszek są brunatnożółtawe i dorastają do 80-120 mm, przy czym młode osobniki świeżo przeobrażone liczą tylko 25-35 cm [Berger 2000]. Niemiecka nazwa gatunku „Knoblauchkröte" pochodzi od intensywnej woni czosnku wydzielanej przez kijanki. Grzebiuszki chętnie przebywają na lądzie, w miejscach o glebach piaszczystych, na polach uprawnych, w ściółce leśnej. Zimę spędzają w głębokich norkach [Arnold 2004; Berger 2000]. Ze względu na nocny, skryty tryb życia liczebność tego gatunku jest niedoszacowana, choć podlega presji ze względu na intensyfikację gospodarki rolnej, wypalanie traw i obecność drapieżników. Areał grzebiuszki obejmuje środkową i wschodnią część Europy. Na Polesiu, w tradycyjnym krajobrazie rolniczym jest obok kumaka i żab zielonych najpospolitszym płazem [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. W Polsce gatunek podlega ochronie ścisłej, podlega również Dyrektywie Siedliskowej UE, figuruje na Czerwonej Liście IUNC (kategoria LC) [Głowaciński, Sura 2018].

Ropucha szara

Największy przedstawiciel ropuch w Polsce, charakteryzujący się wyraźnym dymorfizmem płciowym: samce są dość smukłe i osiągają od 48 do 97 mm; samice są krępe i dorastają do 125 mm [Berger 2000]. Ropucha szara ma masywną głowę o szerokim pysku i wyraźnie zaznaczonych podłużnych zgrubieniach – gruczołach przyusznych (parotydach). Źrenica ropuchy szarej ma przebieg poziomy. Skóra grzbietu jest gliniasta lub szarawa, wyraźnie szorstka, pokryta licznymi brodawkami; spód ciała jaśniejszy, jednolity lub mozaikowy [Diesener, Reichholf 1997]. Ze względu na brak rezonatorów głos godowy stanowi ciche pomrukiwanie. W okresie godowym u samców na trzech pierwszych palcach przednich kończyn rozwijają się gruzełkowate zgrubienia – modzele godowe, pozwalające na pewniejsze przytrzymywanie samicy. Amplexus ropuchy szarej ma charakter axillarny (pachowy, samiec obejmuje samicę przednimi odnóżami w okolicy pasa barkowego) (fot. 4). Optymalnym

miejscem rozrodu tego gatunku są wiosenne rozlewiska śródpolne, rzadziej torfianki lub niewielkie oczka wodne. Gody rozpoczynają się już pod koniec marca i mają charakter eksplozywny. Skrzek składany jest w postaci sznurów o długości dochodzącej do 5 m, splątanych wśród roślinności wodnej [Arnold 2004]. Kijanki są czarne, ruchliwe i przejawiają tendencję do grupowania się w płytkich miejscach zbiornika [Juszczyk 1987]. Podobnie jak pozostali przedstawiciele swojej rodziny, ropucha szara jest płazem zdecydowanie lądowym, spędzającym większość życia na długich (do 12 km) wędrówkach w poszukiwaniu pokarmu. Jako żarłoczny drapieżnik bardzo chętnie przebywa w pobliżu siedzib ludzkich polując na owady, mięczaki i dżdżownice. Zjada również inne płazy, młode żółwie i gryzonie. Zimuje zakopana w ziemi lub w budynkach gospodarskich [Berger 2000; Diesener, Reichholf 1997]. Obszar występowania ropuchy szarej obejmuje północną część Afryki, Europę i środkową część Azji [Arnold 2004]. Na Polesiu mimo nocnego, skrytego trybu życia była pospolicie spotykana, zarówno w dolinach rzek (Bugu), jak i na terenach rolniczych i przedmieściach [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. Choć seria bezśnieżnych zim znacznie ograniczyła jej dostępność miejsc rozrodu, to jednak ze względu na długowieczność (żyje do 12 lat), oportunizm i dużą wytrzymałość wciąż jest gatunkiem często spotykanym. Gatunek objęty w Polsce ochroną częściową, na Czerwonej Liście IUNC figuruje w kategorii LC. Wpisany został również do Załącznika III Konwencji Berneńskiej [Głowaciński, Sura 2018].

Ropucha zielona

Prowadzone w ostatnich latach badania z użyciem markerów genetycznych stały się źródłem licznych rewizji systematycznych w obrębie tego gatunku. Stąd wyodrębnienie nowych taksonów i zmiany w rzeczywistym areale ich występowania. W przypadku obszaru Polski (z nielicznymi wyjątkami) notuje się jednak niemal wyłącznie formę nominatywną – *Bufotes viridis viridis* [Nöllert, Nöllert 1992; Stöck i in. 2008]. Ropucha zielona jest relatywnie dużym płazem osiągającym maksymalnie 12 cm długości i 88 g masy ciała [Juszczyk 1987], przy czym samiczki są zwykle większe od samców. Cechą charakterystyczną tego gatunku jest ubarwienie grzbietu: jasnoszare z mozaiką z zielonych, oliwkowych lub ceglastych plam, których wielkość, układ i odcień mają charakter indywidualny (fot. 5). Według Juszczyka [1987], nie udało się zaobserwować dwóch osobników o identycznym schemacie ubarwienia. Spód ciała jest jasnoszary z nielicznymi, drobnymi zielonkawymi plamkami. Skóra ropuchy zielonej jest szorstka, gęsto pokryta gruczołami, tworzącymi na głowie wyraźne parotydy. Podobnie jak u pozostałych ropuch, źrenice ropuchy zielonej mają poziomy przebieg.

Dymorfizm płciowy u tego płaza jest raczej słabo widoczny; samce są smuklejsze od samic. W okresie godowym na palcach przednich kończyn wykształcają się również wyraźne czarne zgrubienia (modzele godowe). Podobnie jak poprzedni gatunek ropucha zielona jest niewybrednym drapieżnikiem. W jej diecie dominują owady (chętnie zjada larwy komarów), skorupiaki i dżdżownice. Według literatury [Diesener, Reichholf 1997] ropucha zielona jest gatunkiem eurytopowym, odbywającym gody w bardzo różnych typach zbiorników wodnych, głównie antropogenicznych. W praktyce wybiera jednak zbiorniki płytkie, dobrze nasłonecznione, o znikomej roślinności [Profus 2003]. Należy do gatunków ciepłolubnych. Do godów przystępuje na przełomie kwietnia i maja, gdy temperatura wody przekroczy 10˚C. Amplexus ma charakter axillarny. Często obserwowany jest amplexus międzygatunkowy z żabami zielonymi lub ropuchą paskówką [Juszczyk 1987]. Godujące samce wydają odgłos przypominający ptasie trele, niepodobne do głosów godowych innych krajowych płazów. Skrzek ma postać długich sznurów, złożonych w płytkiej wodzie. Kijanki pojawiają się w sierpniu, są czarno ubarwione i masowo gromadzą się przy brzegu zbiornika. Ich cechą taksonomiczną jest charakterystyczny układ melanoforów na płetwie ogonowej [Juszczyk 1987]. W przeciwieństwie do innych płazów ropucha zielona relatywnie dobrze znosi zanieczyszczenie środowiska i nawet wysokie zasolenie. Wykazuje również znaczną odporność na suszę i wysokie temperatury [Arnold 2004]. Miejsca rozrodu opuszcza zaraz po godach, podejmując wielokilometrowe wędrówki [Berger 2000]. Prowadzi nocny, skryty tryb życia. Dzień zazwyczaj spędza ukryta, stąd jej liczebność jest wyraźnie niedoszacowana, przy czym podlega znacznym fluktuacjom. Spoczynek zimowy rozpoczyna już we wrześniu, zagrzebana w ziemi. Badania prowadzone na terenie Wyżyny Lubelskiej i Polesia, a także w innych rejonach kraju wskazują, że jest to płaz antropofilny, potrafiący wnikać do centrów dużych miast [Chobotow, Czarniawski 2001, 2007]. Niestety, świadectwem tego zjawiska są głównie liczne osobniki rozjechane przez samochody.

Na terenach rolniczych ropuchy zielone poza okresem rozrodu skupiają się wokół siedzib ludzkich, wieczorami i nocą podchodząc pod same zabudowania i stąd pochodzi większość rekordów. Unikają zwartych kompleksów leśnych, rozległych mokradeł, miejsc zacienionych, o gęstej roślinności, dużych zbiorników wodnych. Największym zagrożeniem staje się dla nich zanik miejsc dogodnych do rozrodu, brak opadów powodujący wysychanie złóż skrzeku i kijanek, ekspansja ryb drapieżnych oraz śmiertelność wywołana komunikacją samochodową; osobniki przejechane znajdowane były zwykle w pobliżu latarni, oświetlonych znaków i reklam, czyli miejsc, w których płazy polowały na przywabione światłem owady. Obszar występowania ropuchy zielonej obejmuje środkową, wschodnią i południową część

Europy. W Polsce uważana jest za płaza o nieregularnym rozmieszczeniu, wciąż jednak dość licznym. Dotychczasowe rekordy o jej występowaniu na Polesiu miały charakter ogólnikowy [Głowaciński, Rafiński 2003; Grądziel, Różycki 2005]. Badania inwentaryzacyjne pozwoliły na zlokalizowanie kilku miejsc rozrodu ropuchy zielonej, nieodpowiadających jednak liczebnością i położeniem relatywnie licznym stwierdzeniom pojedynczych osobników poza okresem rozrodu. Prawdopodobnie wynika to z wykorzystywania przez ropuchy zielone niewielkich, astatycznych zbiorników – trudnych do zlokalizowania. Na Polesiu jej rozród obserwowano wyłącznie w piaskowniach i zbiornikach przeciwpożarowych w Woli Wereszczyńskiej i Kolonii Jaszczów [Chobotow i in. 2014; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009] oraz Dubience. Pozostałe obserwacje dotyczą przypadkowo spotkanych osobników polujących lub zimujących w zabudowaniach gospodarskich w różnych miejscowościach, bądź okazów przejechanych przez samochody. Świadczą one niezbicie o obecności tego gatunku, nie wskazują jednak wprost miejsc jego rozrodu. Ropucha zielona objęta jest ochroną całkowitą, umieszczona na Czerwonej Liście IUCN (kategoria LC), ujęta została także w Konwencji Berneńskiej oraz Dyrektywie Siedliskowej UE [Głowaciński, Sura 2018].

Ropucha paskówka

Najmniejszy spośród krajowych przedstawicieli ropuch, dorastający do ok. 76 mm długości i masy maksymalnie 36 g. Ubarwieniem przypomina ropuchę zieloną, jednak plamy pokrywające wierzch ciała nigdy nie przybierają u paskówki tak intensywnych i kontrastowych barw jak u ropuchy zielonej. Dodatkowo na jej grzbiecie widoczna jest żółtawa smuga kręgowa [Juszczyk 1987], której zawdzięcza swoją nazwę (fot. 6). Ponadto różni się od poprzedniej mniejszymi rozmiarami i smukłą, delikatną budową ciała (*calamitas* = marny), słabiej rozwiniętymi parotydami i relatywnie krótszymi odnóżami tylnymi. Dymorfizm płciowy u paskówek jest słabo zaznaczony. W przeciwieństwie do innych ropuch i żab paskówka porusza się krocząc lub biegnąc. Zwinnością przypomina raczej drobne ssaki niż płazy. Preferencje siedliskowe i biologia rozrodu paskówki są podobne jak u ropuchy zielonej. Jest gatunkiem wybitnie ciepłolubnym o nocnej aktywności; przejawia bardzo skryty tryb życia, prawie 90% czasu spędzając w ukryciu [Juszczyk 1987; Kowalewski 1974]. Poza godami towarzyszy miejscom o suchych, luźnych glebach, pokrytych rzadką roślinnością, również na terenach antropogenicznych. Podobnie jak inne ropuchy podejmuje kilkukilometrowe wędrówki w poszukiwaniu nowych miejsc rozrodu. Unika zwartych kompleksów leśnych. Przejawia jednak wysoką wrażliwość (szczególnie w larwalnej fazie życia) na zanieczyszczenie

środowiska, antropopresję, suszę i drapieżnictwo. Skrzek paskówek wykazuje podatność na infekcje grzybowe [Sinsch 2008], dlatego szacuje się, że tylko 0,3% wszystkich kijanek paskówki dożywa momentu przeobrażenia [Głowaciński, Sura 2018]. Miejscami jej rozrodu są prawie wyłącznie piaskownie z niewielkimi, płytkimi, silnie nasłonecznionymi zbiornikami wodnymi [Chobotow i in. 2014; Czarniawski i in. 2014]. Zimuje zagrzebana w ziemi nawet na głębokość 3 m. Niewielkie rozmiary ciała połączone z wysokimi wymaganiami siedliskowymi i dużą wrażliwością sprawiają, że jest gatunkiem zdecydowanie najrzadziej spotykanym i zagrożonym. W przeszłości jej występowanie stwierdzano ogólnikowo, na podstawie przypadkowych obserwacji [Głowaciński, Rafiński 2003; Grądziel, Różycki 2005], współcześnie już nieaktualnych [Chobotow i in. 2014; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009]. Nowsze, szczegółowe badania pozwoliły na odnalezienie jedynie trzech pewnych miejsc rozrodu paskówki: w okolicach Serniaw i Kolonii Jaszczów [Chobotow i in. 2014; Czarniawski i in. 2014] oraz Kulczyna [Czarniawski i in. w druku]. W przeciwieństwie do poprzedniego gatunku, obserwacje pozalęgowe wędrujących paskówek należą do rzadkości. Pojedyncze okazy notowano w okolicach Zbójna, Urszulina [Czarniawski i in. 2014] oraz Sobiboru [ZLPK 2013]. Biorąc pod uwagę, że jej wymagania siedliskowe i sposób życia są podobne jak ropuchy zielonej, zdecydowana dysproporcja w liczbie obserwacji obu gatunków wskazuje, że paskówka jest na Polesiu gatunkiem rzeczywiście bardzo rzadkim. Areał tego płaza obejmuje zachodnią, środkową i wschodnią część Europy [Arnold 2004]. W Polsce spotykana jest lokalnie, znana z rozrzuconych stanowisk w różnych częściach kraju. Objęta została ochroną całkowitą, umieszczona na Czerwonej Liście IUCN (kategoria LC). Figuruje również w Konwencji Berneńskiej oraz Dyrektywie Siedliskowej UE [Głowaciński, Sura 2018].

Rzekotka wschodnia

Prowadzone w ostatnich latach badania genetyczne pozwoliły stwierdzić, że na terenie Polski występują dwa gatunki rzekotek: rzekotka drzewna (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758) spotykana na zachód od Wisły i rzekotka wschodnia rozpowszechniona na wschód od Wisły. W centrum kraju obszary występowania obu gatunków zachodzą na siebie nieznacznie. Z wyjątkiem metod genetycznych oba gatunki pozostają w zasadzie nierozróżnialne, zwłaszcza że nie stwierdzono pomiędzy nimi różnic w ubarwieniu i biologii, a jedynie subtelne różnice morfometryczne [Stöck i in. 2012]. Przeprowadzone badania wskazują jednoznacznie, że na terenie Polesia występuje wyłącznie czysta populacja rzekotki wschodniej [Stöck i in. 2012],

stąd wszystkie poprzednie obserwacje mówiące o rzekotce drzewnej należy w istocie odnieść do rzekotki wschodniej.

Rzekotka jest najmniejszym spośród krajowych płazów, o długości ciała nieprzekraczającej zazwyczaj 50 mm, charakteryzującym się wątłą, delikatną budową [Juszczyk 1987]. Dymorfizm płciowy jest bardzo słabo zaznaczony – samiczki są nieznacznie większe od samców. Skóra rzekotek jest cienka i delikatna. W ubarwieniu grzbietu dominuje barwa intensywnie zielona, seledynowa lub oliwkowoszara (fot. 7). Bokiem ciała biegnie wyraźnie ograniczona ciemna plama (jej wielkość i intensywność zwiększają szanse podczas doboru par). Spód ciała jest jednolity, białawy lub zielonkawy. Rzekotki mają (nieustępującą kameleonom) zdolność zmiany intensywności i odcień ubarwienia w zależności od barwy otoczenia. Oczy rzekotek są duże, wyłupiaste, źrenica ma przebieg poziomy (fot. 8). Łatwo zauważalną cechą morfologiczną są smukłe odnóża z bardzo długimi palcami (zwiększona liczba członów), zakończonymi owalnymi przylgami, które ułatwiają im poruszanie się po roślinach lądowych. Rzekotki są płazami ciepłolubnymi, stąd do godów przystępują dopiero pod koniec kwietnia. Kojarzenie się par i składanie skrzeku ma miejsce wyłącznie w nocy. Towarzyszy mu głos godowy samców, przypominający terkotanie o sile nieadekwatnej do skromnych rozmiarów ciała rzekotki. Wydawaniu odgłosu służy worek gardzielowy. Skrzek składany jest w kilku porcjach, w postaci niewielkich sznurów. Silnie rozwinięte fałdy brzuszny i grzbietowy nadają kijankom rzekotek nieco owalny kształt; koniec płetwy ogonowej jest mocno zwężony [Juszczyk 1987]. Poza okresem godowym rzekotka wschodnia wykazuje wybitnie lądowy, dzienny tryb życia; zimuje jednak na dnie zbiornika wodnego. Jest jedynym europejskim płazem wiodącym nadrzewny tryb życia. Wymagania ekologiczne rzekotek są bardzo wysokie. Preferują niewielkie, dobrze nasłonecznione zbiorniki wodne (rowy melioracyjne, starorzecza, torfianki i małe oczka wodne) w sąsiedztwie krzewów, trzcinowisk, lub innej roślinności dającej rzekotkom możliwość polowania i wygrzewania się. Na pokarm składają się głównie pajęczaki i owady, rzadziej dżdżownice. Obszar występowania rzekotki wschodniej obejmuje wschodnią część Polski, Ukrainę, Rumunię, Bułgarię, Azję Mniejszą i Kaukaz [Arnold 2004]. Ze względu na dość wysokie, specyficzne wymagania siedliskowe i wrażliwość na antropopresję na Polesiu spotykana jest wyspowo. W miejscach optymalnych: nasłonecznione torfianki lub starorzecza w otoczeniu łąk lub pastwisk z kępami zarośli (Bagno Bubnów, okolice Dratowa, Dubienka, Bagno Serebryskie, Torfowisko Roskosz), można zaobserwować kilkanaście okazów jednocześnie [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. Niepublikowane obserwacje rzekotki wschodniej sporządzone podczas badań faunistycznych w latach 2000-2010 pochodzą także

z Sobiborskiego PK i doliny Bugu. Wyniki długotrwałych obserwacji wskazują jednak na systematyczny spadek liczebności tego płaza. W Polsce rzekotka wschodnia podlega tym samym rozporządzeniom co rzekotka drzewna: objęta została ochroną ścisłą, umieszczona na Czerwonej Liście IUCN (w kategorii LC), podlega zarówno Konwencji Berneńskiej, jak i Dyrektywie Siedliskowej UE [Głowaciński, Sura 2018].

Żaby brunatne

Grupa wyróżniana na podstawie ekologii i morfologii w Polsce reprezentowana przez trzy gatunki: **ż. moczarową**, **ż. trawną** i **ż. zwinkę**. W porównaniu z drugą grupą – żabami zielonymi, ż. brunatne charakteryzują się delikatną budową ciała, długimi, smukłymi odnóżami, słabiej rozwiniętymi błonami pławnymi, gładką skórą oraz ubarwieniem grzbietu, w którym barwy brązowa, brunatna i ceglasta tworzą skomplikowane desenie. Spód ciała żab brunatnych jest cielisty, mniej lub bardziej jednolicie ubarwiony, kończyny pokryte mozaiką złożoną z brązowych pasów i plam. Do najłatwiej zauważalnych cech diagnostycznych tej grupy należą także wyraźne, dobrze izolowane plamy skroniowe i położona w okolicy głowy ciemna plama kątowa [Berger 2000].

Żaby brunatne są płazami spędzającymi większość życia na lądzie. Poza okresem rozwoju do wody wracają tylko w celu odbycia godów. Głównym środowiskiem ich życia są łąki, pastwiska, mokradła i ściółka leśna. Do rozrodu przystępują wczesną wiosną (na początku marca), najchętniej w astatycznych rozlewiskach pośniegowych. Preferują również niewielkie zbiorniki śródpolne, leśne i torfianki. Gody mają charakter masowy i eksplozywny, amplexus jest typu axillarnego. W odróżnieniu od żab zielonych samice ż. brunatnych składają tylko jeden kłąb skrzeku. Kijanki są ciemnobrunatne z metalicznie połyskującymi bokami [Berger 2000; Juszczyk 1987]. Na początku czerwca, zaraz po przeobrażeniu, osobniki młodociane mające zaledwie 11-15 mm opuszczają środowisko wodne wędrując w poszukiwaniu schronienia i pokarmu. Okres zimowania (od października do marca) spędzają zagrzebane w ziemi [Diesener, Reichholf 1997]. Jak wszystkie płazy żaby brunatne są drapieżnikami polującymi na owady i ich larwy, dżdżownice, skorupiaki i ślimaki. Dietę uzupełniają niewielką ilością pokarmu roślinnego [Juszczyk 1987]. Żaby brunatne wykazują głównie aktywność zmierzchową i nocną. Podczas deszczowej pogody potrafią być również aktywne w dzień [Berger 2000]. Z wyjątkiem żaby zwinki (spotykanej głównie w południowej części Europy) areał występowania żab brunatnych obejmuje Europę (bez Półwyspu Iberyjskiego) i północną Azję [Arnold 2004]. Na Polesiu żaba trawna i ż. moczarowa spotykane są na całym obszarze [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014, Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015].

Oba gatunki objęte są w Polsce ochroną (ż. moczarowa całkowitą, ż. trawna częściową), umieszczone na Czerwonej Liście IUCN w kategorii (LC), figurują również w załączniku Konwencji Berneńskiej i Dyrektywie Siedliskowej UE [Głowaciński, Sura 2018].

Żaba moczarowa

Przedstawiciele obu płci osiągają podobne rozmiary 40-80 mm długości i masę do 24 g. Poza okresem godowym ubarwienie wierzchu ciała obu płci jest bardzo podobne; dominuje w nim kolor brązowawy, brunatny lub ceglasty. Samce od samic różnią jedynie dyskretne detale desenia oraz czarne modzele obecne na palcach przednich kończyn jedynie u samca. W okresie godowym przypadającym na marzec i początek kwietnia ubarwienie samca zmienia się diametralnie: staje się jaskrawo błękitne lub błękitno-liliowe; skóra gruba i gąbczasta (fot. 9), z fałdami powstałymi z nacieków limfatycznych, przy czym intensywność ubarwienia nasila się wraz ze wzrostem temperatury; ubarwienie samiczek pozostaje niezmienione. Od żab trawnych odróżniają się także jednolicie jasnym, pozbawionym plamek spodem ciała i spiczasto zakończonym pyskiem [Arnold 2004]. Na Polesiu ż. moczarowa jest nieco mniej liczna niż żaba trawna i w przeciwieństwie do niej tworzy raczej lokalne populacje [Czarniawski i in. 2014; Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski, Gosik 2009].

Żaba trawna

W porównaniu z poprzednim gatunkiem charakteryzuje się nieco bardziej krępą budową ciała, szerokim, zaokrąglonym pyskiem i białym, nieregularnie plamiastym spodem ciała [Berger 2000; Diesener, Reichholf 1997]. Barwa grzbietu jest bardzo zmienna i składa się na nią mozaika różnie wykształconych pasów i plamek, tło zaś jest jasnobrunatne lub brązowo-szare [Arnold 2004]. Przedstawiciele obu płci osiągają podobne rozmiary i dorastają do ok. 10 cm długości i 22 g masy ciała (fot. 10). Dymorfizm płciowy zauważalny jest wyraźnie jedynie podczas rozrodu: skóra samca (szczególnie na podgardlu) przybiera niebieskawy odcień, wyraźne stają się również modzele na pierwszych palcach przednich kończyn. Żaba trawna rozpoczyna gody najwcześniej ze wszystkich płazów krajowych, już w lutym, gdy temperatura nieznacznie przekroczy 0˚C [Juszczyk 1987]. Pod względem wybiórczości siedliskowej jest mało wybredna, uchodzi za gatunek ubikwistyczny [Juszczyk 1987; Rybacki, Berger 1995]. Na Polesiu spotykana jest na terenach rolniczych, leśnych i przedmieściach. Na terenie PPN wczesnym latem można było obserwować stada młodych żabek liczące setki osobników, opuszczające zbiorniki wodne. Jednak ostatnie bezśnieżne zimy i suche wiosny zdecydowanie ograniczyły liczbę miejsc rozrodu tego płaza, stąd trudno jest stwierdzić, jak długo jeszcze

pozostanie gatunkiem „pospolitym" [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015].

Kęska [2002] podaje występowanie na Polesiu (na terenie Poleskiego PN) również żaby zwinki (*Rana dalmatina* Fitzinger in Bonaparte, 1838). Wydaj się jednak, że ta pojedyncza, nigdy ponownie nie potwierdzona obserwacja jest raczej niewiarygodna. Północna granica zasięgu ż. zwinki osiąga dolinę Sanu, Pogórze Przemyskie i Śląsk [Starzyk, Durak 2007]. Stanowisko w PPN byłoby zatem dysjunktywnym, oddalonym na północ od granicy zwartego zasięgu o prawie 300 km. Warto zauważyć, że ż. zwinka składa skrzek przyczepiony wokół gałęzi lub łodygi rośliny, zawsze w oddaleniu od brzegu, co czyni go łatwo odróżnialnym od skrzeku pozostałych żab.

Żaby zielone

Grupa ekologiczna trzech gatunków, która ze względu na trudności w oznaczaniu traktowana jest często łącznie jako grupa żab zielonych (*green frogs complex*). W Polsce zalicza się do nich **żabę jeziorkową**, **żabę śmieszkę** i będącą hybrydą tych gatunków **żabę wodną**. Charakteryzują się one dość różnorodnym, zielono-oliwkowo-brunatnym (tworzącym zmienny deseń) ubarwieniem grzbietu i jasnym, szaromarmurkowym spodem ciała. Wyróżniają się brakiem plam skroniowych, krępą sylwetką, masywnymi odnóżami tylnymi i silnie rozwiniętymi błonami pławnymi. Są to gatunki wybitnie przywiązane do środowiska wodnego, tylko sporadycznie oddalające się od wody, natomiast chętnie wygrzewające się na brzegach zbiorników. Zimują zagrzebane w ziemi w bezpośrednim sąsiedztwie wody lub w mule na dnie zbiornika. Nie są płazami bardzo wymagającymi pod względem siedliskowym. Zasiedlają wszelkiego rodzaju trwałe zbiorniki wodne, w tym mokradła oraz śródleśne i śródpolne rozlewiska, a także cieki o łagodnym nurcie. Wszystkie żaby zielone są gatunkami o dziennej aktywności, ciepłolubnymi, które do godów przystępują późną wiosną, gdy temperatura wody przekroczy 15˚C. Gody żab zielonych mają charakter masowy i mogą przeciągać się do wczesnego lata [Berger 2000]. Samce wydają wówczas głośne rechoty, wykazują brak płochliwości i zachowują się agresywnie [Juszczyk 1987]. Wydawaniu odgłosów towarzyszy nadymanie rezonatorów (fot. 11). Amplexus tych płazów jest typu axillarnego (fot. 12). Samica składa skrzek wielokrotnie w postaci małych kłębów. Kijanki są szarozielone, podobnie jak wszystkim płazom bezogonowym jako pierwsze wyrastają im odnóża tylne. Żaby zielone są żarłoczne, bez zastanowienia atakują każdy obiekt poruszający się w zasięgu ich skoku. Polują na owady, skorupiaki, ślimaki, często dochodzi u nich do kanibalizmu [Juszczyk 1987]. Obszar występowania żab zielonych obejmuje kontynentalną cześć Europy (bez półwyspów

Pirenejskiego, Iberyjskiego i Skandynawii) oraz zachodnią część Azji [Arnold 2004]. Ze względu na relatywnie niewielkie wymagania siedliskowe są grupą wciąż jeszcze pospolicie spotykaną w krajobrazie rolniczym i lasach, a ich przywiązanie do wody eliminuje wiele zagrożeń, jakim podlegają płazy wędrujące. Są jednak wyraźnie płochliwe i źle znoszą stałą obecność ludzi. W Polsce wszystkie gatunki należące do tej grupy objęte są ochroną częściową [Głowaciński, Sura 2018].

Żaba jeziorkowa

Najmniejsza spośród żab zielonych; dorastająca zwykle do 4-5 cm, o smukłej budowie ciała i zaostrzonym pysku. Samce żaby jeziorkowej są najczęściej mniejsze od samic [Juszczyk 1987]. Ubarwienie grzbietu ż. jeziorkowej jest intensywnie zielone z czarnymi plamami, rzadko brązowe (u samca podczas godów intensywnie żółte), czasem z wyraźnym podłużnym pasem [Berger 2000]. Tylna część ud pokryta jest żółto-pomarańczową lub brązową mozaiką [Arnold 2004]. Odnóża tylne są relatywnie krótkie. Cechą diagnostyczną tego płaza jest: duży, symetryczny modzel piętowy, mieszczący się 1,3-2 × w długości pierwszego palca tylnej nogi [Berger 2000]. Wyniki wieloletnich badań prowadzonych na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wskazują, że żaba jeziorkowa stanowi tu niecałe 10% populacji żab zielonych, zajmując najczęściej rozlewiska śródpolne i leśne torfianki [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009].

Żaba śmieszka

To największy płaz bezogonowy w faunie krajowej, o masywnej budowie, szerokim pysku i długich, silnie umięśnionych nogach. Samce dorastają do 11 cm długości, samice nawet do 17 cm [Berger 2000; Diesener, Reichholf 1997]. Modzel piętowy ż. śmieszki jest bardzo mały – mieści się 3-4 × w długości pierwszego palca tylnej kończyny. Skóra grzbietu jest brudnozielona lub ciemnobrunatna, z koncentrycznymi plamami, pokryta dużymi, ostrymi brodawkami. Spód ciała biławy, chropowaty [Berger 2000]. Larwy żaby śmieszki mogą przezimować i przejść metamorfozę w kolejnym sezonie wegetacyjnym [Berger 2000; Głowaciński, Sura 2018; Juszczyk 1987]. Nazwę gatunkowi dał głośny, przypominający śmiech głos godujących samców. Żaba śmieszka wykazuje wśród żab zielonych największą wybiórczość siedliskową. Spotykana jest prawie wyłącznie w dużych jeziorach, rozległych piaskowniach i rzekach. W przeciwieństwie do pozostałych żab zielonych poluje chętnie na drobne kręgowce: inne płazy, jaszczurki, węże, a nawet myszy i pisklęta ptaków [Juszczyk 1987]. Liczba stanowisk żaby śmieszki wyraźnie maleje wraz z przemieszczaniem się

z zachodu na północny wschód Polski. O ile na zachód od Wisły stanowi on ok. 33% żab zielonych, to po lewej stronie Wisły już tylko 9%. Co więcej, długotrwałe badania nie potwierdziły jej obecności w Wigierskim Parku Narodowym, Parku Krajobrazowym Pojezierza Iławskiego, Suwalskim PK i Puszczy Rominckiej [Hermaniuk i in. 2006; Łoban i in. 2004; Łupiński i in. 2008; Siwak i in. 2008]. Według Rybackiego i Bergera [1995], żaba śmieszka jest najrzadziej spotykanym przedstawicielem żab zielonych. Jej obecność stwierdzano tylko w co piątym potencjalnie dogodnym stanowisku. Na Lubelszczyźnie jest dość częsta w części zachodniej (okolice Garbowa, Puław i Dęblina) [Chobotow i in. 2014], lecz jej liczebność gwałtownie spada we wschodniej części regionu (Nadwieprzański PK, Krzczonowski PK, okolice Lublina) [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009]. Na obszarze Polesia podawana jest albo na podstawie ogólnikowych stwierdzeń [Głowaciński, Sura 2018; Kęska 2002], albo informacji ustnych pochodzących od pracowników PPN. Żadne z metodycznych badań nie potwierdziło jej obecności [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015]. Mimo to nie można wykluczyć występowania niewielkich populacji tego płaza, zwłaszcza przy dostępności dogodnych siedlisk i trudności w ich penetracji.

Żaba wodna

Rozmiary ciała i szczegóły budowy morfologicznej tego płaza stanowią kompilację cech żaby jeziorkowej i żaby śmieszki. Ze względu na ponowne krzyżowanie spotyka się osobniki żaby wodnej o różnym natężeniu cech dwu poprzednich gatunków. Ubarwienie ciała bardzo zmienne [Berger 2000]. Obserwowane są nawet okazy ubarwione niebiesko bądź turkusowo [Diesener, Reichholf 1997]. Najpewniejszą cechą diagnostyczną żaby wodnej jest zawsze asymetryczny modzel piętowy, mieszczący się 2-3 × w długości pierwszego palca tylnej nogi [Juszczyk 1987]. Kijanki żaby wodnej mogą dorastać nawet do 12 cm długości, przy czym osobniki świeżo po przeobrażeniu liczą zaledwie 2-4 cm [Berger 2000]. Spośród wszystkich żab zielonych żaba wodna podejmuje najdłuższe wędrówki w poszukiwaniu nowych siedlisk. Konieczność migracji wynika również z faktu, że w izolowanych populacjach żab wodnych, w wyniku chowu wsobnego, szybko dochodzi do nagromadzenia osobników niepłodnych [Berger 2000]. Na terenie Polesia żaba wodna jest najliczniej i najpowszechniej spotykanym płazem. Szczegółowe badania morfometryczne wskazują, że stanowi ona tutaj ponad 90% populacji wszystkich żab zielonych [Chobotow, Czarniawski 2012; Czarniawski i in. 2014; Czarniawski, Gosik 2009; Gosik 2015].

7.2.2.3. Perspektywy i zagrożenia płazów

Płazy stanowią grupę podlegającą szczególnej presji związanej z degradacją przyrody. Jako zwierzęta dwuśrodowiskowe wymagają korzystnych warunków nie tylko w wodzie, ale również na lądzie oraz zapewnienia swobodnej migracji. Dodatkowo większość z nich to gatunki bardzo konserwatywne, doskonale przystosowane do ściśle określonych siedlisk, niestety słabo adaptujące się do zmiennych warunków. Paradoksalnie te same cechy, które pozwoliły płazom osiągnąć sukces ewolucyjny, powodują obecnie zwiększoną wrażliwość na zanieczyszczenie środowiska. Stąd przepuszczalna skóra, dająca możliwość oddychania w wodzie, staje się jednocześnie wrotami dla wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń. Z kolei niewielka mobilność (za wyjątkiem ropuch) sprawia, że nie mają one możliwości podjęcia migracji w celu znalezienia nowych, sprzyjających siedlisk. Szczególna podatność płazów na zanieczyszczenie sprawiła, że na wschodnim krańcu Polesia (okręg briański, Rosja) stopień i nasilenie deformacji u płazów wykorzystano jako model w ocenie następstw skażenia środowiska substancjami radioaktywnymi. Stopniowe pogarszanie się kondycji populacji płazów obserwuje się na całym świecie i jest ono powodowane wieloma czynnikami. Obok zanieczyszczenia środowiska, degradacji i izolacji siedlisk, rozprzestrzeniania się chorób i ekspansji drapieżników głównym zagrożeniem stają się zmiany klimatu. Niestety proces ten przybrał w ciągu ostatnich kilkunastu lat rozmiary alarmujące.

W przypadku Polesia, stanowiącego z pozoru idealne miejsce bytowania płazów, głównym zagrożeniem staje się stepowienie. Bezśnieżne zimy skutkują brakiem wiosennych rozlewisk. Niewielkie opady w okresie wiosennym powodują wysychanie zbiorników śródpolnych, torfianek, wyrobisk, rowów melioracyjnych, a nawet starorzeczy. W ten sposób eliminowane są najważniejsze, optymalne miejsca rozrodu większości płazów. W konsekwencji gatunki preferujące zbiorniki niewielkie lub astatyczne spychane są do dużych akwenów, w których wystawione są na ataki drapieżników i konkurencję. Łagodne temperatury zimą i wczesne wiosny stymulują wcześniejszą aktywność i przyspieszają rozpoczęcie godów. W tych warunkach zarówno dorosłe płazy, jak i ich jaja stają się wrażliwe na załamania pogody i obumarcie. Ciepłe wiosny przyspieszają również rozpoczęcie godów przez gatunki późnowiosenne (żaby zielone). W efekcie gatunki, których gody powinny następować po sobie, rozpoczynają je jednocześnie, z konieczności w niewielkiej liczbie miejsc. Powiększa to konkurencję i może doprowadzać do krzyżowania. Z kolei brak opadów w okresie wiosennym i wczesnoletnim uniemożliwia dokończenie rozwoju kijankom i osobnikom młodocianym. Kolejnym zagrożeniem dla płazów Polesia stała się ekspansja trawianki (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877), niewielkiego, lecz bardzo żarłocznego gatunku ryby z rzędu

okoniokształtnych. Wprawdzie Grabowska i in. [2009] podają tylko nieliczne stanowiska tego gatunku, lecz z informacji zebranych od pracowników PPN i WIOŚ wynika, że dane te są wysoce nieaktualne. W pierwszym rzędzie ofiarą trawianki padają ikra i kijanki, następnie osobniki dorosłe, również te o rozmiarach ciała większych od samego napastnika. Obserwowane były także ataki trawianek na kumaki, które ze względu na posiadanie gruczołów jadowych są sporadycznie niepokojone przez inne drapieżne ryby.

Jedno z największych zagrożeń dla płazów niesie ze sobą komunikacja samochodowa [Bartoszewicz 1997; Hermaniuk, Ołdakowski 2016]. Ze względu na relatywnie słabe uprzemysłowienie i niezbyt rozbudowaną sieć dróg wydawać by się mogło, że komunikacja samochodowa nie stanowi na obszarze Polesia znaczącego zagrożenia dla wędrujących płazów. W praktyce okazuje się zupełnie inaczej. W miejscach o dużym natężeniu ruchu samochodowego podejmowane są zazwyczaj czynne (odławianie i przenoszenie) lub bierne (płotki, zapory, tunele) środki zmierzające do zminimalizowania śmiertelności płazów. Dodatkowo, nowoczesne drogi ze względu na samą swoją konstrukcję (wysokie nasypy, ekrany, krawężniki) stają się niedostępne dla płazów. Jednocześnie liczne pojazdy odstraszają lub zmuszają wędrujące płazy do jak najszybszego oddalenia się od źródła stresu. Paradoksalnie drogi lokalne, łatwo dostępne, nieokoszone, o niewielkim lub wręcz sporadycznym ruchu kołowym stają się nieproporcjonalnie dużym zagrożeniem. Wędrujące płazy zamiast przekroczyć jezdnię gromadzą się na niej, aby się wygrzewać. Sprzyja temu ciemne tło podłoża i brak stałego hałasu komunikacyjnego. Stąd na drogach lokalnych (czasami o charakterze gruntowym) (np. wieś Łomianka) odnajdywane były martwe płazy w liczbie absolutnie nieadekwatnej do natężenia komunikacji.

Dla płazów, które spędzają większość życia na lądzie, niebezpieczeństwo stanowią łąki kośne [Kruszewicz 2017] (charakterystyczny element krajobrazu Polesia). Obok ściółki leśnej, łąki stanowią preferowane miejsce bytowania i żerowania żab brunatnych i ropuch. Niestety, nowoczesne maszyny rolnicze sprawiają, że szanse przeżycia sianokosów są dla płazów minimalne. Poranione lub świeżo zabite osobniki stają się łatwym źródłem pokarmu i przywabiają drapieżniki. W konsekwencji upolowane zostają również te, które przeżyły spotkanie z maszyną i znalazły się niespodziewanie na odsłoniętej powierzchni. Z drugiej strony nieokoszone brzegi zbiorników wodnych zmniejszają nasłonecznienie, sprzyjają wzrostowi krzewów i przyspieszają sukcesję, pogarszając tym warunki bytowania płazów.

Lokalnym (na Polesiu istotnym) zagrożeniem dla płazów stają się bociany i czaple [Głowaciński, Sura 2018]. Szczególnie gatunki odbywające masowe, grupowe gody (grzebiuszki, ropuchy szare i żaby brunatne) stają się łatwym celem, czemu sprzyja wczesną

wiosną brak dającej schronienie roślinności, przy czym bociany, doskonaląc swoje umiejętności łowieckie, zabijają zazwyczaj wszystkie płazy, które znalazły się w ich zasięgu.

Negatywny wpływ na liczebność płazów Polesia ma zaniechanie wypasu bydła. Swobodnie pasące się zwierzęta przywabiają owady i przyczyniają się do powstawania na pastwiskach struktury mozaikowej (miejsc spasionych i kęp roślin niejadalnych) – bardzo korzystnej dla płazów. Ponadto naturalne wodopoje (zdeptane i pozbawione roślinności brzegi rzek i jezior) tworzą dogodne miejsca bytowania płazów. Zagrożenie dla zimujących na lądzie płazów niesie ze sobą intensyfikacja rolnictwa (głęboka orka), komasacja gruntów i likwidacja zarośli śródpolnych oraz wiosenne wypalanie suchych traw.

Na terenie Polesia stwierdzono w sposób pewny występowanie 13 gatunków płazów. Biorąc pod uwagę gatunki typowo górskie (kumak górski, traszka karpacka, t. górska i salamandra) oraz te, których zasięgi nie obejmują Polski środkowo-wschodniej (rzekotka drzewna, żaba zwinka), występują tu wszystkie potencjalnie spotykane gatunki krajowe. Świadczy to jednoznacznie o unikatowym charakterze Polesia i wciąż bardzo przyjaznym dla płazów warunkach środowiskowych. Podkreślić trzeba, że właśnie obiekty o charakterze typowo antropogenicznym stanowią na Polesiu siedliska najwartościowsze z punktu widzenia batrachologicznego. Rowy melioracyjne, torfianki, wyrobiska piachu, glinianki są stanowiskami cieszącymi się najbardziej różnorodną fauną [Oertlin i in. 2002]. Dla przykładu: śródłąkowe oczko wodne o powierzchni ok. 100 m^2 w okolicy Wielopola było do 2016 r. miejscem regularnego rozrodu ośmiu gatunków płazów [Czarniawski i in. 2014]. Z kolei rozród ropuchy paskówki był notowany wyłącznie w czynnych piaskowniach, a ropuchy zielonej w zbiornikach przeciwpożarowych. Warto również zauważyć, że wszystkich obserwacji ropuch zielonych dokonywano w bezpośrednim sąsiedztwie siedzib ludzkich (nierzadko w centrach miast). Dlatego Polesie jest regionem, w którym doskonale widać, jak przyszłość i przetrwanie płazów związane są z działalnością człowieka. Źle pojęta ochrona przyrody bądź zaniechanie wszelkiej aktywności niosą ze sobą ryzyko równie wielkie jak dewastacja lub radykalne przekształcenie środowiska.

Piśmiennictwo

1. Adams M.J. 1999. Correlated factors in amphibian decline: exotic species and habitat change in western Washington. Journal of Wildlife Management, 63, 1162-1171.
2. Arnold N. 2004. Reptiles and Amphibians of Britain and Europe. Collins Field Guide.
3. Bartoszewicz M. 1997. Śmiertelność kręgowców na szosie graniczącej z rezerwatem przyrody Słońsk. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 16 (1), 59-69.

4. Berger L. 2000. Płazy i gady Polski. Klucz do oznaczania. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa-Poznań.
5. Berger L., Speare R., Daszak P., Green D.E., Cunningham A., Goggin A.C.L., Slocombe R., Ragan M.A., Hyatt A.D., Cdonald K.R.M., Hines H.B., Lips K.R., Marantelli G., Parkes H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. Proceedings of the National Academy of Science, USA, 95, 9031-9036.
6. Blaustein A.R., Wake D.B., Sousa W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology, 8, 60-71.
7. Bonk M., Pabijan M. 2010. Changes in a regional batrachofauna in south-central Poland over a 25 year period. North-Western Journal of Zoology, 6, 225-244.
8. Brooks T.M., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Fonsenca G.A.B., Rylands A.B., Konstant W.R., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., Hilton-Taylor C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. Conservation Biology, 16, 1523-1739.
9. Bucci S., Ragghianti M., Guerrini F., Cerrini V., Mancino G., Morosi A., Mossone M., Pascolini R. 2000. Negative environmental factors and biodiversity: The case of the hybridogenetic green frog system from Lake Trasimeno. Italian Journal of Zoology, 67, 365-370.
10. Chobotow J., Czarniawski W. 1999. Płazy i gady Parku Krajobrazowego „Lasy Janowskie". Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 18 (2), 111-123.
11. Chobotow J., Czarniawski W. 2001. Płazy i gady Krzczonowskiego Parku Krajobrazowego. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 20 (2), 43-49.
12. Chobotow J., Czarniawski W. 2007. Płazy i gady Lublina. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 63 (4), 21-37.
13. Chobotow J., Czarniawski W. 2012. Płazy (Amphibia) i gady (Reptilia). Amphibians (Amphibia) and reptiles (Reptilia). [W:] red. Kornijów R., Buczyński P., Jezioro Skomielno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Polska Wschodnia. Monografia przyrodnicza. Lake Skomielno Łęczna-Włodawa Lakeland, eastern Poland. Environment monograph). Wyd. Mantis, Olsztyn, 306-321.
14. Chobotow J., Czarniawski W., Gosik R., Sałapa D. 2014. Rola piaskowni w ochronie płazów na Lubelszczyźnie. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 70 (3), 208-217.
15. Corn P.S., Muths E., Iko W.M. 2000. A comparison in Colorado of three methods to monitor breeding amphibians. Northwestern Naturalist, 81, 22-30.

16. Czarniawski W., Gosik R. 2009. Sprawozdanie z wykonania monitoringu płazów na terenie Poleskiego Parku Narodowego w roku 2009. Ocena efektów ochrony płazów i ich siedlisk. Lublin-Urszulin, ss. 77.
17. Czarniawski W., Gosik R., Różycki A., Sałapa D. 2014. Płazy Poleskiego Parku Narodowego. Siedliska – rozmieszczenie – ochrona. Wyd. Mantis, Olsztyn.
18. Czarniawski W., Gosik R., Sałapa D. 2014. Nowe stanowisko ropuchy paskówki *Epidalea calamita* na Lubelszczyźnie. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 70 (5), 458-462.
19. Czarniawski W., Gosik R., Dzyr A. Kolejne stanowisko ropuchy paskówki na Lubelszczyźnie. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, w druku.
20. Daszak P., Cunningham A.A., Hyatt A.D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. Diversity and Distributions, 9, 141-150.
21. Diesener G., Reichholf J. 1997. Płazy i gady. Świat Książki, Warszawa.
22. Dziedzic R. 2002. Kręgowce. Płazy. [W:] red. Radwan S., Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, Lublin, 124-125.
23. Głowaciński Z., Rafiński J. (red.) 2003. Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa-Kraków.
24. Głowaciński Z., Sura P. (red.) 2018. Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
25. Głowaciński Z., Witkowski Z. 1970. Ocena liczebności i biomasy płazów metodą wyłowu. Wiadomości Ekologiczne, 16 (4), 328-340.
26. Gosik R. 2015. Sprawozdanie z wykonania inwentaryzacji kumaka nizinnego (*Bombina bombina* L.) jako przedmiotu ochrony w ramach specjalnego obszaru ochrony siedlisk Torfowiska Chełmskie PLH 060023, Lublin-Chełm, ss. 55.
27. Grabowska J., Grabowski M., Pietraszewski D., Gmur J., 2009. Non-selective predator – the versatile diet of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem. Journal of Applied Ichthyology, 25 (4), 451-459.
28. Grądziel T., Różycki A. 2005. Poleski Park Narodowy. Wyd. PPN, Urszulin, ss. 127.
29. Hermaniuk A., Chętnicki W., Sidoruk K., Siwak P., Marzec M. 2006. Płazy Parku Krajobrazowego Puszczy Rominckiej. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 25 (2), 95-112.
30. Hermaniuk A., Ołdakowski Ł. 2016. Śmiertelność zwierząt kręgowych na Carskiej Drodze w Biebrzańskim Parku Narodowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 72 (1), 42-48.
31. Houlahan J.E., Findlay C.S., Schmidt B.R., Meyer A.H., Kuzmin S.L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. Nature, 404, 752-755.

32. Izdebski K., Grądziel T. 1981. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Przyroda polska. Wiedza Powszechna, Warszawa, ss. 202.
33. Johansson M., Primmer C.R, Sahlsten J., Merila J. The influence of landscape structure on occurrence, abundance and genetic diversity of the common frog, *Rana temporaria*. Global Change Biology, 11, 1664-1679.
34. Juszczyk W. 1987. Płazy i gady krajowe. Część 2. Płazy. PWN, Warszawa.
35. Kęska G. 2002. Płazy i gady w Poleskim Parku Narodowym. Praca magisterska, Akademia Rolnicza w Lublinie, ss. 35.
36. Korzeniewski B. 1996. Powstanie i ewolucja życia. Erem-Fosze, Kraków-Rzeszów.
37. Kowalewski L. 1974. Observations on the Phenology and Ecology of Amphibia in the Region of Częstochowa. Acta Zool. Cracoviensia, 19 (18), 391-460.
38. Kowalewski L. 1985. Płazy i gady (Amphibia et Reptilia) Świętokrzyskiego Parku Narodowego. Fragmenta Faunistica, 29, 235-274.
39. Kruszewicz A.G. 2017. Hipokryzja – nasze relacje ze zwierzętami. Oikos, Warszawa.
40. Kurek R.T., Rybacki M., Sołtysiak M. 2011. Poradnik ochrony płazów. Ochrona dziko żyjących zwierząt w projektowaniu inwestycji drogowych. Problemy i dobre praktyki. Stowarzyszenie Pracownia na rzecz Wszystkich Istot, Bystra.
41. Lewis E.R., Fay R.R. 2004. Environmental variables and the fundamental nature of hearing. [W:] red. Manley G.A., Popper A.N., Fay R.R., Evolution of the Vertebrate Auditory System. Springer-Verlag, New York, 27-54.
42. Łoban A., Hermaniuk A., Chętnicki W., Kuklo E., Siwiak P. 2004. Płazy Parku Krajobrazowego Pojezierza Iławskiego. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 23, 607-628.
43. Łupiński S.Ł., Chętnicki W., Galicki P., Siwak P. 2008. Płazy Wigierskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 27 (3), 75-92.
44. McCallum M.L. 2007. Amphibian Decline or Extinction? Current Declines Dwarf Background Extinction Rate. Journal of Herpetology, 41 (3), 483-491.
45. Narins P.M., Lewis E.R., McClelland B.E. 2000. Hyperextended call repertoire of the endemic Madagascar treefrog Boophis madagascariensis (Rhacophoridae). Journal of Zoology, 250, 283-298.
46. Nöllert A., Nöllert C. 1992. Die Amphibien Europas. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH and Company, Stuttgart.

47. Oertli B., Auderset J., Castella E., Juge R., Cambin D., Lachvanne J.B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. Biological Conservation, 104, 59-70.
48. Pabijan M., Przystalski A. 2003. Występowanie płazów i gadów w Nadgoplańskim Parku Tysiąclecia. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 22, 593-603.
49. Pabijan M., Zieliński P., Dudek K., Chloupek M., Sotiropoulos K., Liana M., Babik W. 2015. The dissertation of a Pleistocene refugium: phylogeography of the smooth newt, Lissotriton vulgaris, in the Balcans. Journal of Biogeography, 42, 671-683.
50. Pounds J.A., Crump M.L. 1994. Amphibian declines and climate disturbance: the case of the Golden Toad and the Harlequin Frog. Conservation Biology, 8, 72-85.
51. Pounds J.A., Fogden M.P., Campbell J.H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. Nature, 398, 611-615.
52. Profus P. 2003. Ropucha paskówka Bufo calamita Laurenti, 1768. [W:] red. Głowaciński Z., Rafiński J., Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa-Kraków, 54-56.
53. Rąkowski G., Smogorzewska M., Janczewska A., Wójcik J., Walczak M., Pisarski Z. 2002. Parki krajobrazowe w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, ss. 719.
54. Reeder A.L., Foley G.L., Nichols D.K., Hansen L.G., Wikoff B., Faeh S., Eisold J., Wheeler M.B., Warner R., Murphy J.E., Beasley V.R. 1998. Forms and prevalence of intersexuality and effects of environmental contaminants on sexuality in Cricket Frogs (*Acris crepitans*). Environmental Health Perspectives, 106, 261-266.
55. Relyea R.A., Schoeppner N.M., Hoverman J.T. 2005. Pesticides and amphibians: the importance of community context. Ecological Applications, 15, 1125-1134.
56. Różycki A., Piotrowski W., Iwaniuk A. 2002. Poleski Park Narodowy. Przewodnik kieszonkowy. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa, ss. 96.
57. Rybacki M, Berger L. 1995. Distribution and ecology of water frogs in Poland. Zoologica Poloniae, 39, 293-303.
58. Sielewicz B. 1999. Stan zasobów przyrody. [W:] Jakość podstawowych elementów środowiska. Raport o stanie środowiska 1999. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska. Lublin, 140-162.
59. Sinsch U. 2008. *Bufo calamita* Laurenti, 1768 – Kreuzkröte. [W:] red. Grossenbacher K. Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas, 5/1. Aula Verlag, Wiesbaden, 339-413.
60. Siwiak P., Hermaniuk A., Chętnicki W. 2008. Płazy Suwalskiego Parku Krajobrazowego. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 27, 109-125.

61. Starzyk N., Durak R. 2007. Nowe stanowisko żaby dalmatyńskiej *Rana dalmatina* Bonaparte w poludniowo-wschodniej Polsce. Przegląd Zoologiczny, 51 (1-2), 51-55.
62. Stöck M., Dufresnes C., Litvinchuk S.N., Lymberakis P., Biollay S., Berroneau M., Borzée A., Ghali K., Ogielska M., Perrin N. 2012. Cryptic diversity among Western Palearctic tree frogs: postglacial range expansion, range limits, and secondary contacts of three European tree frog lineages (*Hyla arborea* group). Molecular Phylogenetics and Evolution, 65, 1-9.
63. Stuart S.N., Chanson J.S., Cox N.A., Young B.E., Rodrigues A.S.L., Fischman D.L., Waller R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science, 306, 1783-1786.
64. Surdacki S. 1976. Zmiany w składzie i rozmieszczeniu niektórych Amphibia, Reptilia, Aves na obszarze byłego woj. lubelskiego w XIX i XX wieku. Ann. UMCS, s. B, 11, 189-205.
65. Świerad J. 2003. Płazy i gady Tatr, Podhala i Doliny Dunajca oraz ich ochrona. Wydawnictwo Naukowe Akademii Pedagogicznej i Tatrzańskiego Parku Narodowego. Kraków – Zakopane.
66. Wells K.D. 2001. The energetics of calling in frogs. [W:] red. Ryan M.J. Anuran Communication. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 45-60.
67. Wojdan D. 1997. Występowanie i ochrona populacji traszek (*Triturus*) w Świętokrzyskim Parku Narodowym. Rocznik Świętokrzyski. Seria B. Nauki Przyrodnicze, 24, 21-29.
68. Zieliński P. 2004. Traszka grzebieniasta. [W:] red. Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z., Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk gatunków Natura 2000. Podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 289-293.
69. ZLPK 2013. Zespół Lubelskich Parków Krajobrazowych. Sobiborski Park Krajobrazowy [http://www.parki.lubelskie.pl/parki-krajobrazowe/sobiborski.html], dostęp: 11.10.2019.
70. Żyłka A. 1971. Uwagi o płazach i gadach powiatu lubaczowskiego. Przegląd Zoologiczny, 15 (4), 375-377.

Streszczenie

Obecnie na świecie opisanych jest kilkanaście tysięcy gatunków płazów, z których 19 gatunków spotyka się na obszarze Polski [Głowaciński, Sura 2018]. Płazy jako kręgowce, które pierwsze częściowo uniezależniły się od środowiska wodnego i wyszły na ląd, stanowią ważne ogniwo w łańcuchu ewolucyjnym [Korzeniewski 1996]. Przejście od środowiska wodnego do lądowego wymagało wykształcenia wielu przystosowań. Jednocześnie płazy

pozostały jednak gromadą wciąż silnie przywiązaną do środowiska wodnego [Berger 2000]. Obecna w cyklu życiowym płazów ciągła wędrówka pomiędzy wodą i lądem znajduje swoje odbicie nie tylko w ich specyficznej budowie morfologicznej i anatomicznej. W konsekwencji płazy stały się grupą ściśle przystosowaną do określonych warunków, jednocześnie wrażliwą na zakłócenia i słabo radzącą sobie ze zmianami siedlisk. Dlatego na całym świecie obserwowany jest zachodzący w szybki tempie spadek liczebność płazów [Blaustein i in. 1994; Houlahan i in. 2000; McCallum 2007]. Najbardziej pesymistyczne prognozy wskazują, że co trzeci gatunek płaza zagrożony jest wyginięciem [Stuart i in. 2004]. Realne oszacowanie populacji płazów: ich liczebności, kondycji, zagrożeń i kierunków zmian, jest trudne ze względu na fakt, że do niedawna nie były one przedmiotem podstawowych badań faunistycznych [Blaustein i in. 1994]. Kolejny problem stanowi niekompatybilność publikowanych danych wynikająca ze stosowania nieporównywalnej metodyki [Corn i in. 2000; Głowaciński i Witkowski 1970; Głowaciński i Rafiński 2003]. Występowanie płazów na Polesiu poznane zostało jedynie fragmentarycznie [Chobotow, Czarniawski 1999, 2001, 2007]. Ogólnikowe wzmianki o występowaniu płazów pojawiały się w opracowaniach zbiorczych [Dziedzic 2002; Izdebski, Grądziel 1981; Grądziel, Różycki 2005; Kęska 2002; Surdacki 1976] lub rozproszone w przewodnikach turystyczno-przyrodniczych [Różycki i in. 2002]. Wyjątek stanowi tu monografia *Płazy Poleskiego Parku Narodowego* [Czarniawski i in. 2014]. Przeprowadzone dotychczas badania oraz dane pochodzące z piśmiennictwa mówią o występowanie na obszarze Polesia 15 gatunków płazów. W przypadku 12 z nich bezsprzecznie potwierdzono rozmnażanie na terenie Polesia; obserwacje jednego gatunku miały charakter incydentalny (żaba śmieszka), kolejnego (rzekotki drzewnej) były wynikiem mylnego oznaczenia na podstawie ówczesnego stanu wiedzy, natomiast doniesienia dotyczące żaby zwinki wydają się być błędne. Pośród płazów mających na Polesiu swoje stanowiska lęgowe 7 gatunków wciąż należy do często spotykanych i obecnych niemal w każdym odpowiednim dla nich biotopie. Należą do nich: traszka zwyczajna, kumak nizinny, grzebiuszka, ropucha szara, żaba wodna, ż. moczarowa i ż. trawna. Również traszka grzebieniasta i rzekotka wschodnia są na Polesiu szeroko rozpowszechnione. Z kolei do nielicznych lub bardzo rzadko spotykanych należą żaba jeziorkowa, ropucha zielona i szczególnie ropucha paskówka. W przypadku Polesia największymi zagrożeniami dla populacji płazów są: stepowienie, ekspansja trawianki, komunikacja samochodowa, intensywne koszenie łąk, zaniechanie wypasu bydła oraz niewłaściwe działania melioracyjne. Na terenie Polesia stwierdzono w sposób pewny występowanie 13 gatunków płazów. Biorąc pod uwagę gatunki typowo górskie (kumak górski, traszka karpacka, t. górska i salamandra)

oraz te, których zasięgi nie obejmują Polski środkowo-wschodniej (rzekotka drzewna, żaba zwinka), występują tu wszystkie potencjalnie spotykane gatunki krajowe. Świadczy to jednoznacznie o unikatowym charakterze Polesia i wciąż bardzo przyjaznych dla płazów warunkach środowiskowych.

Fot. 1. Kumak nizinny (fot. R. Gosik)

Fot. 2. Grzebiuszka ziemna (fot. R. Gosik)

Fot. 3. Grzebiuszka ziemna (*in amplexus*) (fot. R. Gosik)

Fot.4. Ropucha szara (*in amplexus*) (fot. R. Gosik)

Fot. 5. Ropucha zielona (fot. R. Gosik)

Fot. 6. Ropucha paskówka (fot. R. Gosik)

Fot. 7. Rzekotka wschodnia (fot. R. Gosik)

Fot. 8. Rzekotka wschodnia (fot. R. Gosik)

Fot. 9. Żaba moczarowa (*in amplexus*) (fot. R. Gosik)

Fot. 10. Żaba trawna (*in amplexus*) (fot. R. Gosik)

Fot. 11. Gody żab wodnych (fot. R. Gosik)

Fot. 12. Żaba wodna (*in amplexus*) (fot. R. Gosik)

Andrzej Różycki

7.2.3. Gady

7.2.3.1. Wstęp

Gady w naszym kraju nie są zbyt popularne, najliczniej występują na obszarach tropikalnych, pustynnych i półpustynnych. Wszystkie są przystosowane do życia na lądzie. Sucha, łuskowata skóra zabezpiecza je przed utratą wilgoci. Zewnętrzna warstwa skóry złuszcza się co jakiś czas w zależności od pory lub wieku zwierzęcia. Młode okazy częściej niż stare zrzucają skórę. W zmianie pomaga im nawilżenie ciała, tzw. długa kąpiel, lub ocieranie się o drzewa lub kamienie.

Gady są pierwszymi z kręgowców, u których rozwinęły się: odcinek szyjny i tułów, międzyżebrowe mięśnie oddechowe, nerka prawdziwa, 12 nerwów czaszkowych oraz podniebienie twarde. Dzięki zdolności zmiany kształtu przez soczewkę oka mają one możliwość akomodacji oka (dobór ostrości widzenia w zależności od odległości obserwowanych przedmiotów).

W procesie ewolucji u gadów pojawiły się specyficzne błony płodowe w zarodkach. U jako pierwszych z kręgowców wykształciła się metanefrydialna nerka. Układy moczowy, rozrodczy i pokarmowy mają wspólne ujście – kloakę.

Obserwując budowę gadów, można zauważyć, że w większości mają one wydłużone, jaszczurkowate ciało z czterema kończynami, u niektórych kończyny zanikły i zwierzęta przybrały postać wężowatą.

U gadów, jako pierwszych, wykształciły się dwa kręgi: dźwigacz i obrotnik. Czaszka jest połączona z dźwigaczem kłykciem potylicznym, dzięki temu gad może poruszać nią we wszystkich kierunkach. Gady mają też dobrze rozwinięte żebra, które łączą się stawowo z kręgosłupem. W ten sposób formują tułów. Oddychają poprzez płuca. Serce mają podzielone na część komorową (tętniczą) i część przedsionkową (żylną). Przedsionki są od siebie oddzielone, w komorach częściowo miesza się krew.

Gady mają bardzo dobrze rozwinięte zmysły wzroku i węchu. Z wyjątkiem żółwi mają zęby, które służą im do chwytania i zaciskania ofiary.

Większość zwierząt tego gatunku charakteryzuje się dymorfizmem płciowym: różnią się ubarwieniem i rozmiarami ciała. Niektóre są jajorodne, inne jajożyworodne. Samice składają jaja na lądzie i zagrzebują w ziemi. Młode osobniki są podobne do dorosłych.

Gady mają zmienną temperaturę ciała, przez pewien okres utrzymują temperaturę wyższą od panującej w otoczeniu. Od niej uzależniona jest też ich aktywność. Optymalna

temperatura waha się w granicach od 20 do 40°C. Przeważają gatunki gadów aktywnych w ciągu dnia, mniej jest aktywnych o zmierzchu i w nocy.

W okresie hibernacji czynności fizjologiczne są zredukowane do minimum. Po przebudzeniu się ze snu zimowego wraz z nastaniem wiosny gady rozpoczynają okres godowy. Płazy i gady w okresie upałów zapadają w sen letni – estywację. Chroni to ich organizm przed wysychaniem i przegrzaniem [Juszczyk 1987].

W Polsce występuje 11 gatunków gadów [Juszczyk 1987; Głowaciński, Sura 2018]:

1. jaszczurka zielona,
2. jaszczurka zwinka,
3. jaszczurka żyworodna,
4. padalec zwyczajny,
5. padalec kolchidzki,
6. zaskroniec zwyczajny,
7. zaskroniec rybołów,
8. wąż eskulapa,
9. gniewosz plamisty,
10. żmija zygzakowata,
11. żółw błotny (fot. 1).

Fot. 1. Samica żółwia błotnego (fot. A. Różycki)

7.2.3.2. Charakterystyka gadów Polesia (Lubelskiego i Wołyńskiego)

Na terenie Polesia (w granicach naszego kraju, czyli Polesia Lubelskiego i Polesia Wołyńskiego) występuje 8 gatunków gadów. Są to żółw błotny, 4 gatunki jaszczurek i 3 gatunki węży (tab. 1) [Begeer i in. 2014].

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Rząd	Rodzina	Status ochronny, inne formy ochrony, okresy ochronne*	Występowanie**
Jaszczurka zwinka	*Lacerta agilis*	Łuskonośne *Squamata*	Jaszczurkowate *Lacertidae*	Ochrona gatunkowa częściowa, DS4, Bern2	Występuje miejscowo w całej Polsce, PPN, PPK, SPK, CPK, CKPŁ
Jaszczurka żyworodna	*Zootoca vivipara*	Łuskonośne *Squamata*	Jaszczurkowate *Lacertidae*	Ochrona gatunkowa częściowa, Bern3	Występuje miejscowo w całej Polsce, PPN, PPK, SPK, CPK, CKPŁ
Padalec zwyczajny, Padalec kolchidzki	*Anguis fragilis*, *Anguis colchica*	Łuskonośne *Squamata*	Padalcowate *Anguidae*	Ochrona gatunkowa częściowa, Bern3	Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, miejscowo w całej Polsce
Gniewosz plamisty	*Coronella austriaca*	Łuskonośne *Squamata*	Połozowate *Colubridae*	Ochrona gatunkowa ścisła. Wymaga ochrony czynnej, DS4, Bern2, VU	PCKZ występuje w PPN, CKPŁ
Zaskroniec zwyczajny	*Natrix natrix*	Łuskonośne *Squamata*	Połozowate *Colubridae*	Ochrona gatunkowa częściowa, Bern3	Występuje w całej Polsce, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie
Żmija zygzakowata	*Vipera berus*	Łuskonośne *Squamata*	Żmijowate *Viperidae*	Ochrona gatunkowa częściowa, Bern3	Występuje miejscowo w całej Polsce, PPN, PPK, SPK, CPK, CKPŁ
Żółw błotny	*Emys orbicularis*	Żółwie *Testudines*	Żółwie błotne *Emydidae*	Ochrona gatunkowa ścisła. Wymaga ochrony czynnej, DS2/4, Bern2, NT	PCKZ, występuje w PPN, PPK, SPK, CKP, PKPŁ

* PCKZ – Polska Czerwona Księga Zwierząt, NT, VU – kategorie zagrożenia wg IUCN, DS2/4 – Dyrektywa Siedliskowa UE, zał. 2 i 4, Bern2, 3 – Konwencja Berneńska, zał. 2 i 3, Ochrona gatunkowa ścisła, ochrona gatunkowa częściowa – znajduje się na liście gatunków zwierząt objętych ścisłą ochroną lub częściową ochroną na terenie Polski, opracowane na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2016 poz. 2183)
** PPN – Poleski Park Narodowy, PPK – Poleski Park Krajobrazowy, SPK – Sobiborski Park Krajobrazowy, CPK – Chełmski Park Krajobrazowy, PKPŁ – Park Krajobrazowy Pojezierze Łęczyńskie

Jaszczurka zwinka *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758

Jest najczęściej spotykanym gadem w Polsce i na Lubelszczyźnie. Masywne ciało pokryte jest łuskami, na grzbiecie są one mniejsze i szorstkie, a na brzuchu większe i gładkie. Głowa w stosunku do reszty ciała duża, są na niej regularnie ułożone tarczki. Długi ogon jest kruchy, w sytuacji zagrożenia jaszczurka odrzuca go jako przynętę dla drapieżnika, z czasem odrasta. Kończyny umięśnione, zakończone długimi palcami i pazurkami. Grzbiet jaszczurki jest koloru brunatnego, u samicy brunatno-szary, w plamki i kropki, tworzące charakterystyczne desenie (fot. 2, 3). Spód ciała szary z białymi plamkami. W okresie godów pojawia się u samców intensywnie zielone zabarwienie podgardla, rozszerzające się na brzuch, kark, głowę i przechodzące często na grzbiet (fot. 4, 5). Młode jaszczurki zwinki są znacznie ciemniejsze.

Zwinka żyje w miejscach nasłonecznionych, np. na polanach leśnych, na wzgórzach, na skraju dróg i wrzosowisk. W słoneczne dni wygrzewa się w słońcu i poluje na owady, które stanowią jej pokarm. Najchętniej poluje na szarańczaki.

Jaszczurka zwinka zapada w sen zimowy na przełomie października i listopada, budzi się w marcu lub w kwietniu. Zaraz po przebudzeniu się rozpoczyna okres godowy, który trwa do czerwca. Samce toczą pojedynki o samice. Samica składa jaja w czerwcu, w ziemi, w miejscach silnie nasłonecznionych. Po upływie 8 tygodni wykluwają się młode jaszczurki w ilości do 14 sztuk. Najliczniej zwinkę spotyka się wiosną, znacznie rzadziej w ciągu lata i znów nieco częściej jesienią. W tym drugim okresie wzmożonej aktywności spotyka się przeważnie młode, tegoroczne okazy [Juszczyk 1987].

W Polsce jaszczurki zwinki, pomimo bardzo szybkich ruchów i odrzucanego ogona, stają się ofiarami kotów. Wiele okazów ginie też przez zjadane owady, które są zatrute środkami owadobójczymi stosowanymi przez ludzi.

Na Polesiu należy do jednego z liczniejszych gatunków gadów i jest najliczniejszą spośród jaszczurek spotykanych na terenie Poleskiego Parku Narodowego i parków krajobrazowych położonych na Polesiu (Poleski, Chełmski, Sobiborski, Pojezierza Łęczyńskiego). Ponadto występuje w kompleksach Lasów Parczewskich i Lasów Włodawskich [Dziedzic i in. 2000; Różycki 2001].

Fot. 2. Samica zwinki w optymalnym siedlisku murawy napiaskowej (fot. A. Różycki)

Fot. 3. Portret zwinki (fot. A. Różycki)

Fot. 4. Samiec zwinki w ubarwieniu godowym (fot. A. Różycki)

Fot. 5. Samiec zwinki (fot. A. Różycki)

Jaszczurka żyworodna *Zootoca vivipara* (Lichtenstein, 1823)

Głowa jaszczurki żyworodnej jest mała, reszta ciała walcowata, zakończona grubym i nieproporcjonalnym, do jej delikatnej budowy, ogonem. Jej długość sięga do 14 cm. Grzbiet

i część skroniową głowy pokrywa drobna łuska, na głowie umieszczone są tarczki. Grzbiet obu płci jaszczurki ma kolor brunatny i jest pokryty plamkami oraz kropkami, tworzącymi wstęgi. Brzuch samicy jest biały, a samca pomarańczowożółty. Dużą liczbę tego gatunku stanowią okazy melanistyczne w kolorze czarnym (fot. 6, 7).

Fot. 6. Samica jaszczurki żyworodnej (fot. A. Różycki)

W przeciwieństwie do zwinki, jaszczurka żyworodna porusza się dużo wolniej. W sen zimowy zapada w październiku, a budzi się trochę wcześniej niż zwinka, bo w marcu, a nawet w lutym. Okres godowy rozpoczyna w maju lub na początku czerwca, zaś młode jaszczurki rodzą się w sierpniu, w ilości od 3 do 11 sztuk. Rozmnażanie jajożyworodne.

Jaszczurka żyworodna odżywia się owadami, ślimakami i dżdżownicami. Żyje w miejscach wilgotnych i mało nasłonecznionych, np. w lesie lub nad wodą. Unika słońca, jedynie okazy żyjące w górach, w dolnym reglu lub kosodrzewinie, wygrzewają się na skałach [Juszczyk 1987]. Jaszczurka żyworodna szuka schronienia wśród korzeni i kamieni, a nawet na dnie płytkich zbiorników wodnych. Często pada ofiarą żmij i innych węży oraz większych jaszczurek zwinek.

Fot. 7. Głowa jaszczurki żyworodnej (fot. A. Różycki)

Jaszczurka ta na Polesiu najczęściej zasiedla tereny torfowiskowe i sąsiedztwo zbiorników wodnych. W ekosystemach torfowiskowych jest najliczniejszym przedstawicielem gadów. Występuje zarówno na torfowiskach niskich, przejściowych, jak i wysokich. Spotykana bardzo licznie na torfowiskach Poleskiego Parku Narodowego i parków krajobrazowych, ale także w strefie brzegowej jezior i stawów licznych na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Dziedzic i in. 2000; Różycki 2001].

Padalec zwyczajny *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758; **padalec kolchidzki** *Anguis colchica* (Nordmann, 1840)

Padalec zwyczajny jest beznogą jaszczurką, kształtem przypominającą węża. Ma walcowate długie ciało, słabo zaznaczoną granicę między głową a tułowiem. Pyszczek bardzo mały i zaokrąglony. Ogon równy, zakończony kolczastym wyrostkiem, długością zbliżony do reszty ciała. Wyglądem przypomina jadowitą żmiję „miedziankę", dlatego też często jest zabijany przez ludzi. Ma łamliwy ogon, który po odpadnięciu regeneruje się. Ubarwienie ciała padalca jest brunatno-brązowe, rzadziej szare, a nawet z turkusowymi cętkami (niegdyś odmiana turkusowa, obecnie padalec kolchidzki), pokryte drobnymi, szklistymi i owalnymi łuskami. Spód ciała samca jest jasnoszary, a samicy ciemnoszary. Długość ciała samicy sięga 50 cm, a samca 40 cm (fot. 8, 9).

Fot. 8. Padalec zwyczajny w zbiorowisku jastrzębca kosmaczka (fot. A. Różycki)

Fot. 9. Padalec zwyczajny odmiana turkusowa na piaszczystej drodze w Sobiborskim PK (fot. A. Różycki)

Padalec zwyczajny żyje w miejscach wilgotnych, zaciemnionych, zagrzebuje się w liściach lub w ściółce leśnej. Jest aktywny o zmierzchu i w nocy.

W sen zimowy padalec zapada w październiku, a budzi się w marcu lub w kwietniu. Zimę spędza razem z innymi jaszczurkami i wężami. Okres godowy rozpoczyna w maju. Samce, podobnie jak inne jaszczurki, toczą między sobą pojedynki o samicę. Chwytają się za

głowę i siłują. Kopulacja trwa około 1 godziny. Rozmnaża się jajożyworodnie. Ciąża trwa od 12 do 14 tygodni. Z jaj wykluwa się do 16 sztuk młodych. Padalec zwyczajny odżywia się dżdżownicami, ślimakami, owadami i pająkami [Juszczyk 1987].

Na terenie polskiej części Polesia Zachodniego i Polesia Wołyńskiego występuje niezbyt licznie, ale nie jest gadem rzadkim. Z terenu Poleskiego Parku Narodowego znanych jest kilka stanowisk jego występowania. W latach 2013-2014 na terenie Poleskiego Parku Narodowego odnotowano padalca 6 razy w różnych jego rejonach. Ponadto wykazany został także na terenie parków krajobrazowych: Poleskiego, Sobiborskiego, Chełmskiego i Pojezierze Łęczyńskie oraz kompleksów Lasów Włodawskich i Lasów Parczewskich [Dziedzic i in. 2000; Różycki 2001].

Padalec kolchidzki został wydzielony z padalca zwyczajnego w 2010 r. Inna nazwa tego padalca zawiera przymiotnik „wschodni", co podpowiada nam zasięg występowania tego zwierzęcia. Ta beznoga jaszczurka zamieszkuje przede wszystkim kraje basenu Morza Bałtyckiego oraz tereny pomiędzy Europą Środkową a Irakiem oraz Iranem na wschodzie. Na terenie Polski prawdopodobnie zamieszkuje południowo-wschodnią i wschodnią część kraju. Dla zwykłego zjadacza chleba różnice między jednym i drugim gatunkiem są bardzo trudno zauważalne. Istniej duże prawdopodobieństwo, że spotykana na Polesiu odmiana turkusowa może być padalcem kolchidzkim. Oba gatunki tworzą ze sobą mieszańce [Głowaciński, Sura 2018].

Gniewosz plamisty *Coronella austriaca* Laurenti, 1768

Gniewosz plamisty to nieszkodliwy wąż. Próbuje kąsać tylko w przypadku dużego rozdrażnienia, ale jego jad jest niegroźny. Podobnie jak padalec zwyczajny bywa nazywany „miedzianką". Ubarwienie grzbietu ma brunatne lub rdzawo-szare, w tylnej części głowy znajduje się rysunek w kształcie podkowy, przez oko biegnie ciemna, charakterystyczna dla tego gatunku, wstęga. Po bokach grzbietu znajdują się ciemne pręgi, a wzdłuż górnej linii grzbietu widoczne pasmo plamek, przypominających tzw. wstęgę kainową żmii zygzakowatej. Brzuch koloru jasnożółtego lub ceglastego. Gniewosz plamisty jest niewielki, maksymalnie jego długość sięga 70 cm, u samic 80 cm. Głowa wąska, nieduża i słabo oddzielona od tułowia, ogon biczykowaty i chwytny. Grzbiet pokryty łuskami, na głowie znajdują się duże tarczki (fot. 10 i 11).

Fot. 10. Samiec gniewosza plamistego (fot. A. Różycki)

Gniewosz plamisty żyje w miejscach nasłonecznionych, na leśnych polanach lub zboczach wzgórz, często w tych miejscach, gdzie przebywa jaszczurka zwinka. Odżywia się jaszczurkami i padalcami, które przed połknięciem unieruchamia splotami muskularnego ciała. Zapada w sen zimowy w październiku, a budzi się w kwietniu. Okres godowy rozpoczyna w maju, w sierpniu i we wrześniu rodzą się młode gniewosze, w jednym miocie ich liczba wynosi około 15 sztuk. Rozmnażanie jajożyworodne [Profus, Sura 2003].

Gniewosz plamisty jest narażony na wyginięcie, bo żyje coraz mniej jaszczurek, które stanowią jego pokarm. Jego duże podobieństwo do żmii zygzakowatej, naraża go na zabijanie przez ludzi. W *Czerwonej księdze zwierząt* gatunek wpisany jako chroniony z kategorią UV, czyli narażony na wyginięcie [Profus, Sura 2001].

W Polsce gniewosz plamisty występuje na terenie prawie całego kraju w niewielkich, lokalnych populacjach [np. Bonk i in. 2011; Chobotow, Czarniawski 1999; Najbar 2000, 2012; Profus, Sura 2003; Zieloński i in. 2000, 2002]. Kompleksowe badania rozmieszczenia występowania płazów i gadów prowadzone przez Włodzimierza Juszczyka w latach 1962-1984 wykazywały obecność tego gatunku, także na Polesiu Lubelskim w okolicach Parczewa [obserwacja T. Króla w 1970 r., Juszczyk 1987]. Pojawiające się nowe doniesienia o stanowiskach tego gatunku [Chobotow, Czarniawski 1999; Najbar 2000; Zieliński i in. 2000, 2002] wskazują, że aktualne badania herpetologiczne poszczególnych regionów kraju są

niewystarczające i możliwe jest odkrycie wielu nowych stanowisk gniewosza plamistego [Kolanek i in. 2017].

Fot. 11. Charakterystyczne ubarwienie głowy gniewosza (fot. A. Różycki)

W rejonie Poleskiego Parku Narodowego znajduje się wiele miejsc z dogodnymi warunkami biocenotycznymi do występowania tego gatunku węża. Preferuje on otwarte i silnie nasłonecznione biotopy, o urozmaiconej, mozaikowej strukturze szaty roślinnej, obejmujące kamieniste lub piaszczyste murawy z kępami krzewów i drzew, obrzeża lasów i pól, polany śródleśne, czy stare piaskownie lub żwirownie. Na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego po raz pierwszy odnotowano spotkanie gniewosza w lipcu 1983 r. Węża obserwowano na skraju sosnowego lasu ok. 1 km na północ od wsi Jedlanka Podleśna [J. Chobotow, inf. ustna]. Druga informacja, prawdopodobnie o tym gatunku, pochodzi z 1995 r. Jeden z okolicznych mieszkańców poinformował pracowników Poleskiego Parku Narodowego, że na szosie w pobliżu zlewni mleka w Woli Wereszczyńskiej leżała rozjechana „dziwna żmija".

W dniu 21 sierpnia 2005 r. na skraju polnej, piaszczystej drogi prowadzącej ze wsi Załucze Nowe do wsi Babsk przy „dzikiej" kopalni piasku zaobserwowano węża wędrującego węża. Wstępne oględziny pozwoliły stwierdzić, że jest to gniewosz plamisty. Ponieważ okaz był ślepy na lewe oko, zwierzę odtransportowano do Ośrodka Rehabilitacji Zwierząt

Poleskiego Parku Narodowego w Załuczu Starym. Tam dokonano pomiarów, sporządzono dokumentację fotograficzną oraz przeprowadzono obserwacje weterynaryjne. Długość całkowita okazu wynosiła 52,5 cm, w tym na ogon przypadało 11,5 cm, a masa w chwili złowienia – 52 g. Stosunek długości ogona do długości ciała (22%), jak również waga poniżej 60 g pozwoliły ustalić, że był to samiec. Pomimo jednostronnej ślepoty, będącej skutkiem jakiegoś dawno przebytego urazu, wąż był w dobrej kondycji fizycznej i nie zdradzał objawów niedożywienia. Po kilkudniowym pobycie w Ośrodku wypuszczono go w miejscu odłowienia. Jego ubarwienie i ułożenie plam nie odbiegały od typowego dla tego gatunku (fot. 12) [Piotrowski i in. 2006].

Fot. 12. Gniewosz w typowym siedlisku (fot. A. Różycki)

Zaskroniec zwyczajny *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758)

Zaskroniec jest niejadowitym i najbardziej popularnym w Polsce wężem (fot. 13, 14). Długość jego ciała osiąga nawet 1,5 m, w Polsce najczęściej wynosi 1 m. Ma dużą, płaską i wyraźnie odgraniczoną od tułowia głowę i niezbyt długi ogon. Barwa grzbietu jest brunatno-szara lub oliwkowa, lekko plamista. W części tylnej głowy umiejscowione są dwie półksiężycowate żółte plamy i to od nich wywodzi się polska nazwa tego węża. Ciało zaskrońca jest pokryte drobnymi i szorstkimi łuskami, a na brzuchu znajdują się szerokie, pierścieniowe tarczki brzuszne. Żółte plamy na głowie zaskrońca nie występują u jego melanistycznych, czarnych osobników.

Zaskroniec żyje w różnych typach środowisk: w wodzie, w mokradłach, na łąkach i na skraju lasów liściastych. Zapada w sen zimowy w październiku, a budzi się w marcu. Okres godowy rozpoczyna w kwietniu lub w maju, wówczas zaskrońce gromadzą się w miejscach suchych i nasłonecznionych. W lipcu i w sierpniu samica składa około 30 jaj, młode wylęgają się po około 8 tygodniach (fot. 15).

Odżywia się przede wszystkim żabami, rzadko ropuchami, jeszcze rzadziej małymi rybami. W utrzymaniu śliskich płazów zaskrońcowi pomagają długie zęby tylnego odcinka szczęki górnej. Zaskroniec bardzo dobrze pływa, nie jest szkodnikiem, nie łapie ryb. Schwytany przez człowieka, wystrzykuje śmierdzącą, lecz nieszkodliwą wydzielinę, która jest produkowana przez gruczoły znajdujące się koło otworu odbytowego. Często pada ofiarą bocianów i czapli.

Podobnie jak w kraju na obszarze polskiej części Polesia Zachodniego i Polesia Wołyńskiego zaskroniec zwyczajny jest najliczniejszym i najpospolitszym wężem. Liczebnością wśród gadów ustępuje jedynie jaszczurce zwince. W Poleskim Parku Narodowym w latach 2023-2014 służby Parku odnotowały 299 spotkań tego węża [dane własne PPN].

Fot. 13. Zaskroniec w pozycji obronnej udający martwego (fot. A. Różycki)

Fot. 14. Zaskroniec połykający sumika karłowatego (fot. A. Różycki)

Fot. 15. Zaskroniec wykluwający się z jaja (fot. A. Różycki)

Fot. 16. Melanistyczna forma zaskrońca (fot. A. Różycki)

Żmija zygzakowata *Vipera berus* (Linnaeus, 1758)

Żmija zygzakowata jest jedynym jadowitym wężem żyjącym w Polsce. Należy do węży z grupy solenoglypha. Jej aparat jadowy wykazuje najwyższy stopień rozwoju. Zęby jadowe osadzone są w górnej szczęce. Mają one kanaliki, przez które jad dostaje się do ciała ofiary. W momencie ataku żmija za pomocą mięśni ustawia zęby jadowe w odpowiedniej pozycji, dogodnej do ugryzienia.

Długość żmii sięga 75 cm, ma krępą budowę i krótki ogon. Głowa jest płaska, sercowata i szeroka, wyraźnie oddzielona od tułowia. Znajdują się na niej drobne tarczki. Oczy żmii mają pionowe źrenice.

Żmija charakteryzuje się zmiennym ubarwieniem. Najczęściej są one szare lub brązowe, na grzbiecie z wyraźnie zaznaczoną zygzakowatą czarną wstęgą, biegnącą od karku do końca ogona, tzw. wstęga kainowa. Występują też okazy melanistyczne o czarnym, jednolitym ubarwieniu.

Żmija żyje na polanach, stosach kamieni, w okolicach górzystych lub na pograniczu pól i lasów. W słoneczne dni wygrzewa się godzinami na słońcu. W październiku zapada w sen zimowy, a budzi się w marcu. Okres godowy rozpoczyna w kwietniu i w maju. Samce żmii toczą między sobą rytualne pojedynki, w czasie których walczące osobniki oplatają się wokół siebie i unoszą przednie części do góry. Każdy z nich stara się przygnieść przeciwnika do ziemi. Zwycięzca spędza nawet kilka godzin czasu na zalotach i kopulacji z samicą. Rozmnażanie

jajożyworodne. Młode wykluwają się z jaj w sierpniu lub we wrześniu, w jednym miocie może być nawet 20 osobników. Młode od początku przyjścia na świat prowadzą samodzielny tryb życia.

Fot. 17. Żmija zygzakowata (forma szara) w pozycji obronnej gotowa do ataku (fot. A. Różycki)

Żmija zygzakowata jest zwierzęciem nocnym, ale poluje też w ciągu dnia. Odżywia się małymi ssakami, ofiarę uśmierca jadowitym jadem, potem ją połyka. W miejscu ukąszenia pojawia się opuchlizna, występuje paraliż układów: trawiennego i oddechowego. Jad żmii jest niebezpieczny i może być śmiertelny dla ludzi, ratunkiem jest zastosowanie surowicy przeciwjadowej. Najczęściej żmija, w momencie zagrożenia, ucieka. Gdy jest atakowana, wydaje głośne syknięcie, kąsa w ostateczności (fot. 17).

Żmija zygzakowata coraz rzadziej występuje na wolności. Ze względu na swój jad jest tępiona, trzymana w zamknięciu odmawia przyjmowania pokarmu. Na terenie polskiej części Polesia Zachodniego i Polesia Wołyńskiego występuje bardzo licznie, znacznie liczniej niż w innych regionach Lubelszczyzny. Z terenu Poleskiego Parku Narodowego znanych jest wiele miejsc jej występowania. Występuje tu we wszystkich odmianach barwnych, od szarej przez wszelkie odcienie brązu do osobników niemal czarnych, melanistycznych. Formy szare spotykane są najczęściej na terenach suchych, natomiast na terenach podmokłych, szczególnie na torfowiskach ,spotyka się głównie formy brązowe i bardzo rzadko czarne. W Poleskim Parku Narodowym w latach 2023-2014 służby Parku odnotowały 75 spotkań żmii zygzakowatej,

w tym 3 osobniki formy czarnej. Ponadto wykazana została także na terenie parków krajobrazowych: Poleskiego, Sobiborskiego, Chełmskiego i Pojezierze Łęczyńskie oraz w kompleksach Lasów Włodawskich i Lasów Parczewskich.

Żółw błotny *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758)

Żółw błotny jest jedynym przedstawicielem żółwi ziemnowodnych w Polsce, a także w Europie. Jego ciało jest wypukłe. Tułów otoczony grubym, kostnym i owalnym pancerzem, w którym wyróżnia się część grzbietową, czyli karapaks (puklerz), i część brzuszną, czyli plastron (tarcza brzuszna). Obie części pancerza są spojone na bokach i ruchome, z przodu i z tyłu mają szerokie otwory na głowę, przednie i tylne kończyny oraz ogon. Skóra u nasady obu par kończyn jest delikatna i miękka. Żółw może w całości ukryć pod pancerzem grzbietowym głowę i nogi. Długość pancerza dorosłego żółwia wynosi 20-22 cm, maksymalnie 30 cm. Waga dochodzi maksymalnie do 1,5 kg. Nie ma zauważalnych różnic w wielkości części grzbietowej samca i samicy. Samica ma wklęsły plastron i płaski pancerz brzuszny. W odróżnieniu od samca, samica ma dużo cieńszy ogon, zwężający się ku końcowi.

Ubarwienie pancerza i ciała żółwi jest zmienne, zwykle ciemnobrunatne, oliwkowo-brązowe lub czarne. Często na ciemnych miejscach występują liczne, podłużne, żółte cętki. Samce mają tęczówkę rudopomarańczową lub brązową, a oczy samic są upstrzone żółtymi plamkami z całkiem żółtą tęczówką.

Żółw błotny najwięcej czasu przebywa w wodzie, w niedużych, zarastających zbiornikach wodnych, z występującymi tam: trzciną, osoką aloesowatą, grążelem żółtym i grzybieniami. Żyje też w śródleśnych bagnach, czystych i wolno płynących rzekach oraz płytkich jeziorach (fot. 18). Lubi przebywać w ciepłej wodzie. Jak wszystkie gady, jest zmiennocieplny, poniżej 5°C jego procesy życiowe ulegają znacznemu spowolnieniu, zapada w tzw. sen zimowy.

Na przełomie kwietnia i maja żółwie wybudzają się ze snu zimowego, poszukują zbiorników wodnych niezbyt głębokich i o odpowiedniej temperaturze, a także rozpoczynają okres godowy. Gody odbywają się w wodzie. Zapłodnienie jaj odbywa się wewnętrznie, w trakcie kilkunastu godzinnej kopulacji. Samce w obecności samicy są agresywne; silniejszy atakuje paszczą niezakryte pancerzem miejsca słabszego od siebie żółwia. Jest nieustępliwy i może bardzo dotkliwie pokąsać przeciwnika. Również w trakcie długotrwałej kopulacji samica nie może wyswobodzić się z silnych objęć samca. Przez cały ten czas żółwie nie przyjmują pokarmów.

Fot. 18. Samiec żółwia błotnego w naturalnym siedlisku (fot. A. Różycki)

W ostatniej dekadzie maja samica wychodzi na ląd, by poszukać odpowiedniego miejsca do złożenia jaj. Wędruje nawet 4 do 5 km od jej macierzystego zbiornika. Miejsce to musi spełniać odpowiednie warunki: ma być nasłonecznione i suche, oddalone od wody. Są to obrzeża pól lub lasów (fot. 19). Jaja samica składa w wykopanej tylnymi łapkami komorze lęgowej o głębokości około 12-16 cm (fot. 20, 21), z prowadzącym do niej tunelem o średnicy 5 cm. Wykonanie komory lęgowej zajmuje żółwicy około 2 godzin. Następnie wprowadza łapę do komory lęgowej i po niej staczają się jaja. Ich składanie trwa około 1 godziny. Po złożeniu 10-20 jaj samica zakopuje i zamaskowuje gniazdo, po czym odchodzi, nie interesując się więcej nim. Po około 3 miesiącach (90-100 dni) z jaj wylęgają się młode o wielkości ok. 2-2,5 cm (fot. 22). Mają miękki pancerz, który nie zabezpiecza ich przed urazami z zewnątrz. Po opuszczeniu komory lęgowej młode żółwie szukają najbliższych bagien lub moczarów, ponieważ tylko woda i gęsta roślinność wodna i szuwarowa mogą zapewnić im bezpieczeństwo, aż ich skorupy osiągną pełną twardość pancerza, co następuje zwykle w 5.-6. roku życia. Dojrzałość płciową osiągają w wieku około 10-12 lat.

Żółw błotny odżywia się w wodzie i pod wodą. Ponieważ nie ma gruczołów ślinowych, aby przełknąć pokarm musi być on zwilżony wodą. Żółw błotny jest gatunkiem mięsożernym. Głównym jego pokarmem są mięczaki, ślimaki i małże, które zjada razem z muszlą (nawet do 95% składu pokarmu), ale odżywia się także rybami, płazami i ich kijankami, owadami, które spadną na powierzchnię wody, owadami wodnymi i ich larwami, ale także padliną (martwe

ryby, płazy), wieloma innymi wodny bezkręgowcami oraz w niewielkim stopniu roślinami wodnymi. Nie ma zębów, większe ofiary rozszarpuje za pomocą kończyn i szczęk. W naturze żółw żyje ponad 100 lat [Juszczyk 1987].

Fot. 19. Samica żółwia błotnego na lęgowisku, obok zabezpieczone przed drapieżnikami złoża jaj (fot. A. Różycki)

Spotykany jest sporadycznie w całym kraju z wyjątkiem obszarów górskich. W Polsce bardzo rzadki [Berger 2000; Najbar 2001; Różycki 2001]. W kraju znanych jest zaledwie 10 miejsc, w których żółwie się rozmnażają i można je tam spotkać w liczbie większej niż 10 osobników. Najliczniejsze populacje żółwia błotnego można spotkać na terenie Lubelszczyzny, głównie na obszarze Polesia Zachodniego [Różycki 2001, 2004a, b; Różycki, Sołtys 1996]. Populacja w Poleskim Parku Narodowym szacowana jest na ok. 400-450 dorosłych osobników [Olszak i in. 1993]. W maju i czerwcu samice wychodzą na ląd i składają średnio po ok. 15 jaj w twardych, wapiennych skorupkach. Miejsca, w których samice składają jaja, to piaszczyste wzgórki porośnięte zbiorowiskami trawiastymi ze szczotlichą siwą i jastrzębcem kosmaczkiem. Na 7 obszarów lęgowiskowych odnotowanych w rejonie Parku wychodzi obecnie ponad 200 samic. Najwięcej ich pojawia się w Obwodzie Ochronnym Zbójno, gdzie w 2019 r. złożyło jaja ponad 100 samic. Od 1998 r. na terenie Parku prowadzona jest aktywna ochrona tego gatunku gada. Działania ochronne polegają na śledzeniu samic wychodzących składać jaja, zabezpieczaniu złóż przed zniszczeniem przez drapieżniki, przenoszeniu wyklutych żółwików do zbiorników wodnych i opiece nad najsłabszymi w pierwszym roku życia. W okresie 20 lat

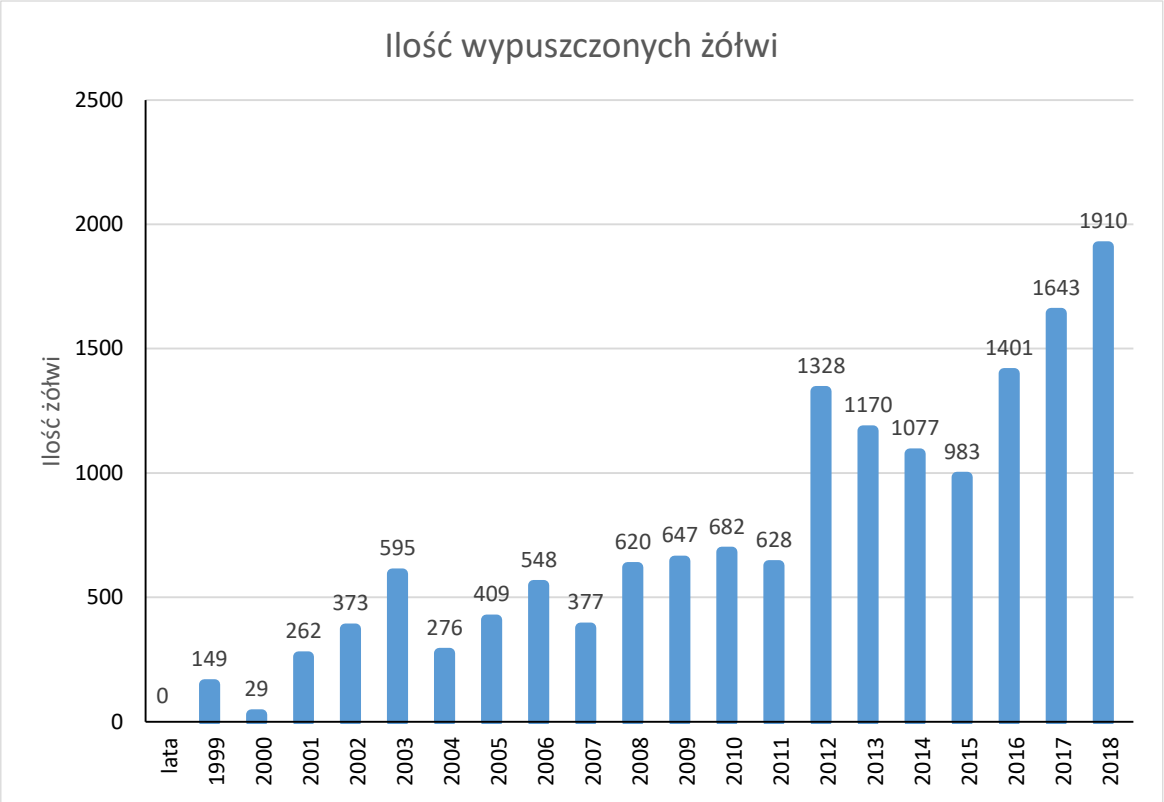
wylęgło się ponad 15 tys. osobników, które zostały wypuszczone do środowiska naturalnego w rejonie Poleskiego Parku Narodowego (ryc. 1).

Fot. 20. Samica żółwia błotnego w trakcie składania jaj (fot. A. Różycki)

Fot. 21. Odsłonięta komora lęgowa z wyklutymi małymi żółwiami błotnymi (fot. A. Różycki)

Fot. 22. Małe żółwie błotne opuszczające komorę lęgową (fot. A. Różycki)

Prowadzi się także czynną ochronę miejsc występowania i lęgowisk żółwi. Wykasza się brzegi rowów melioracyjnych i innych cieków, gdzie występują żółwie, profiluje się brzegi torfianek, by żółwie miały odpowiednie miejsca do insolacji. Wykasza się i mineralizuje tereny lęgowisk, aby nie zarosły roślinnością wysoką (np. trzcinnikiem piaskowym czy krzewami i drzewami) [Różycki, Dziedzic 2002].



Ryc. 1. Ilość małych żółwi błotnych wypuszczanych co roku do środowiska naturalnego na terenie Poleskiego Parku Narodowego [Dane Poleskiego Parku Narodowego]

Fot. 23. Złoże jaj żółwia błotnego zniszczone przez lisy w Sobiborskim PK (fot. A. Różycki)

Żółw błotny jest pod ścisłą ochroną gatunkową, a początek ochrony tego gatunku w naszym kraju datuje się na 1935 r. Badacze i ochroniarze szacują, że na obszarze całego Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego populacja żółwia błotnego może liczyć nawet ok. 3000 dorosłych osobników. Oprócz Poleskiego Parku Narodowego żółwie błotne występują bardzo licznie jeszcze w Sobiborskim Parku Krajobrazowym (prawdopodobnie najliczniejsza populacja) i w Obszarze Natura 2000 „Dobromyśl". Ponadto licznie żółwie występują również w Chełmskim Parku Krajobrazowym w zbiorniku Stańków, na rzece Huczwie oraz w Parku Krajobrazowym Pojezierze Łęczyńskie i w graniczącym z parkiem narodowym Poleskim Parku Krajobrazowym. Ponadto żółwie obserwowano w starorzeczach Bugu i Wieprza oraz w dolinie rzeki Tyśmienicy [Sielewicz i in. 2016].

Obserwacje obcych gatunków żółwi

Rozwój hobbystycznych hodowli terrarystycznych w Polsce w latach 90. ubiegłego wieku i związany z tym handel egzotycznymi gatunkami gadów przyczynił się do sprowadzania znacznych ilości bardziej ciekawych kolorystycznie żółwi egzotycznych. Na szczególną uwagę zasługuje przede wszystkim żółw ozdobny i większość jego podgatunków. Szczególnie jego podgatunek czerwonolicy był masowo sprowadzany do Polski. Żółw ten uznany jest w niemal całej Europie za gatunek inwazyjny, zagrażający rodzimym gatunkom żółwi, a poprzez roznoszone patogeny (pasożyty, bakterie, wirusy) również innym gatunkom naszej rodzimej fauny. Osobniki tego podgatunku żółwia ozdobnego obserwowane były niemal we wszystkich jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wykorzystywanych do celów rekreacyjnych. Żółwie te trafiają do naszych wód najczęściej wyrzucane przez swoich poprzednich właścicieli, którym znudziła się opieka nad zwierzęciem.

1. Żółw stepowy *Testudo horsfieldii*

a. Otulina PPN. Urszulin, 20.09.1993 r. – samiec, długość pancerza około 20 cm, złowiony w trakcie zakopywania się koło psiej budy. Prawdopodobnie uciekł handlarzowi ze wschodu z urszulińskiego targowiska. Potem przekazany prywatnemu terraryście.

b. Otulina PPN. Stare Załucze, pole za sklepem w połowie drogi do jez. Łukie, 19.10.2004 r. – samica, długość pancerza około 25 cm, złowiona przez mieszkańca tej wsi. Prawdopodobnie uciekła osobie będącej w tej okolicy na urlopie wypoczynkowym. Okaz przekazano do ZOO w Zamościu.

2. Żółw ozdobny czerwonolicy *Trachemys scripta elegans* (fot. 24)

Fot. 24. Żółw ozdobny czerwonolicy (fot. A. Różycki)

Pierwszy okaz żółwia ozdobnego czerwonolicego na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego odłowiono pod koniec lat 90. XX wieku w Jeziorze Białym koło Włodawy. Była to dorosła samica w wieku ponad 30 lat i długości karapaksu 26 cm. Zwierzę przekazano do Ogrodu Zoologicznego w Zamościu.

a. Otulina PPN. Wytyczno – Łowiszów, zbiornik retencyjny Wytyczno, 20.09.2002 r. – samica ok. 15-letnia, złowiona podbierakiem wędkarskim przy brzegu jeziora koło stanowiska do wędkowania. Okaz ten przebywał kilka lat w terrarium Przychodni Lekarskiej w Urszulinie, potem przekazany prywatnemu terraryście.

b. Poleski Park Narodowy, Orłów, jez. Łukie, 31.05.2003 r. – samica ok. 10 letnia, złowiona podbierakiem wędkarskim przy południowym brzegu jeziora (od strony wsi Stare Załucze). Okaz ten przebywał kilka lat w terrarium Ośrodka Dydaktyczno-Muzealnego PPN w Starym Załuczu, potem przekazany do Ośrodka Ochrony Żółwia Błotnego PPN w Urszulinie, a następnie do Ośrodka w Leonowie.

c. Otulina Poleskiego Parku Narodowego, Nowe Załucze, przydomowy staw, 25.09.2003 r. – samica ok. 20-letnia, złowiona przy brzegu stawu. Okaz przekazany do Ośrodka Ochrony Żółwia Błotnego PPN w Urszulinie, a następnie do Ośrodka w Leonowie.

d. Poleski Park Narodowy, Orłów, oddz. 246, brzeg jez. Łukie, 23.07.2004 r. – samica ok. 15-letnia, złowiona podbierakiem wędkarskim przy południowym brzegu jeziora (od strony wsi Stare Załucze). Okaz przekazany do Ośrodka Ochrony Żółwia Błotnego PPN w Urszulinie, a następnie do Ośrodka w Leonowie.

e. Otulina PPN, Zamłyniec, jez. Zagłębocze, 11.07.2009 r. – dorosła samica, złowiona podbierakiem wędkarskim przy wschodnim brzegu jeziora Zagłębocze. Okaz został przekazany poprzez Ośrodek Dydaktyczno-Muzealny PPN w Starym Załuczu do Ośrodka Ochrony Żółwia Błotnego PPN w Urszulinie, a następnie do Ośrodka w Leonowie.

f. Ośrodek Dydaktyczno-Muzealny Poleskiego Parku Narodowego w Starym Załuczu, 23.09.2009 r. – samica ok. 8-letnia, złowiona w zbiorniku „Oczko Wodne" podczas okresowej kontroli ścieżki edukacyjnej „Żółwik". Okaz ten został podrzucony przez nieznanego turystę zwiedzającego Ośrodek. Jest on do chwili obecnej przetrzymywany w terrarium Muzeum PPN w Starym Załuczu.

3. Żółw ozdobny żółtolicy *Trachemys scripta troostii* (fot. 25).

Otulina PPN, Kochanowskie, zbiornik retencyjny Wytyczno, 17.05.2002 r. – samica ok. 25-letnia, złowiona podbierakiem wędkarskim przy brzegu jeziora w trzcinach. Okaz ten przebywał kilka lat w terrarium Przychodni Lekarskiej w Urszulinie, potem przekazany prywatnemu terraryście.

Fot. 25. Żółw ozdobny żółtolicy (fot. A. Różycki)

4. Żółw ozdobny żółtobrzuchy *Trachemys scripta scripta* (fot. 26)

Krasne, przydomowy basen, 28.04.2014 r. – 1 samicę ok. 40-50-letnią, złowił Michał Duda. W dniu 2.05.2014 r. przekazał ją do Ośrodka Dydaktyczno-Muzealnego PPN ze względu na zagrożenie ze strony psów.

Fot. 26. Żółw ozdobny żółtobrzuchy (fot. A. Różycki)

5. Żółw malowany *Chrysemys picta*

Poleski Park Narodowy, Orłów, jez. Łukie, 30.06.2006 r. – samica ok. 20-30-letnia, złowiona w sieci w czasie odłowów kontrolnych ryb przez pracowników Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Żółwica zaplątana w sieci w chwilę po oswobodzeniu padła.

Piśmiennictwo

1. Begeer S., Cios S., Dziedzic R., Grzywaczewski G., Kolasa S., Olszewski R., Piskorski M., Wójcik M. 2014 (maszynopis). Plan ochrony dla Poleskiego Parku Narodowego i obszarów Natura 2000 w granicach parku. Operat ochrony zwierząt. Warszawa, Lublin, Przemyśl, 1-342.
2. Berger L. 2000. Płazy i gady Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa-Poznań, 1-146.
3. Bonk M., Bury S., Pabijan M. 2011. Nowe stanowiska gniewosza plamistego *Coronella austriaca* w Polsce południowej. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 67 (5), 474-478.

4. Chobotow J., Czarniawski W. 1999. Płazy i gady Parku Krajobrazowego „Lasy Janowskie". Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 18, 103-110.
5. Dziedzic R., Różycki A., Wójciak J. 2000. Fauna. [W:] Chmielewski T. i in. Międzynarodowy rezerwat biosfery „Polesie Zachodnie" – projekt harmonizacji przyrody i kultury. Lublin-Urszulin, 79-84.
6. Głowaciński Z., Sura P. (red.) 2018. Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 1-233.
7. Juszczyk W. 1987. Płazy i gady krajowe. PWN, Warszawa.
8. Kolanek, A., Bury, A., Turniak, E., Kurek K. A., Bury S. 2017. Wybrane problemy ochrony gniewosza plamistego *Coronella austriaca* w Polsce. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 73 (6), 474-483.
9. Kondracki J. 1998. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
10. Najbar B. (red.) 2001. Żółw błotny. Monografie przyrodnicze. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, 1-135.
11. Najbar B. 2000. Gniewosz plamisty. Monografie przyrodnicze. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, 1-64.
12. Najbar B., Różycki A. 2001. Środowisko występowania. [W:] Najbar B. (red.) Żółw błotny. Monografie przyrodnicze. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, 34-39.
13. Najbar B. 2012. Gniewosz plamisty *Coronella austriaca*. [W:] Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.) Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, 171-185.
14. Olszak G., Piotrowski W., Różycki A., Sołtys M. 1993. Ocena stanu liczebności populacji żółwia błotnego *Emys orbicularis* (L.) w na terenie Poleskiego Parku Narodowego i sposoby jego ochrony. [W:] S. Radwan, Z. Karbowski, M. Sołtys (red.), Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. TWWP, Lublin.
15. Piotrowski W., Rozwałka R., Różycki A. 2006. Nowe stanowisko gniewosza plamistego *Coronella austriaca* Laur. na Polesiu Lubelskim. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 62 (1), 106-108.
16. Profus P., Sura P. 2001. *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768) Gniewosz plamisty. [W:] Głowaciński Z. (red.), Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa, 278-281.
17. Profus P., Sura P. 2003. Gniewosz plamisty *Coronella austriaca* Laurenti, 1768. [W:] Głowaciński Z., Rafiński J. (red.). Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. GIOŚ, Warszawa – Kraków, 95-97.

18. Różycki A., Sołtys M. 1996. Występowanie i problemy ochrony żółwia błotnego na terenie Poleskiego Parku Narodowego. [W:] S. Radwan (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin.
19. Różycki A. 2001. Płazy i gady projektowanego „Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie". Zaczarowane Polesie, 7, 24-26.
20. Różycki A. 2001. Stanowisko systematyczne. [W:] Najbar B. (red.), Żółw błotny. Monografie przyrodnicze. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, 8-9.
21. Różycki A. 2004. Żółw błotny *Emys orbicularis* (L.) w Poleskim Parku Narodowym i jego aktywna ochrona. Szackij Nacjonalnij Prirodnij Park. Naukowi Doslidżennja 1994-2004 rr. Materiali miżnarodnoj naukowo-praktycznoj konferencj, prisbjaczenoj 20-riczczju stworennja Szackowo nacionalnowo prirodnowo parku (17-19 trawnja 2004 roku). Switjaz, 197-199.
22. Różycki A. 2004. Żółw błotny – ochrona gatunku. PPN, Brokart Mat, Urszulin; 1-12.
23. Różycki A., Dziedzic R. 2002. Ochrona i restytucja gatunków ginących oraz zagrożonych. [W:] Radwan S. (red.), Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, Lublin, 238-245.
24. Sielewicz B., Różycki A., Grzywaczewski G., Szkuat J., Holuk J., Próchnicki K. 2016. Różnorodność biologiczna siedlisk trawiastych wschodniej Lubelszczyzny. RDOŚ, Lublin, 1-140.
25. Zieliński P., Pietrzak D., Gara K. 2000. Nowe stanowisko gniewosza plamistego (*Coronella austriaca* Laur.) w Polsce środkowej. Przegląd Zoologiczny, 44, 89-91.
26. Zieliński P., Stanisławski W., Przystalski A. 2002. Występowanie gniewosza plamistego w Gostyńsko-Włocławskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 58, 4, 107-110.

7.2.4. Ptaki

Grzegorz Grzywaczewski, Łukasz Bednarz

7.2.4.1. Najważniejsze miejsca i gatunki

Wstęp

Dane dotyczące ptaków Polesia pochodzą jeszcze sprzed ponad 150 lat, z czasów, kiedy na tych terenach badania prowadził pionier polskiej ornitologii Władysław Taczanowski (1819-1890). Władysław Taczanowski urodził się koło Lublina, w miejscowości Jabłonna, w XIX wieku był światowej sławy ornitologiem; w 2019 r. minęło 200 lat od jego urodzin. Spośród wielu jego osiągnięć jednym z najważniejszych dzieł ornitologicznych jest dwutomowa monografia faunistyczna „Ptaki krajowe" [Taczanowski 1882]. Ze względu na skrupulatność opisów i dbałość o szczegóły do dzisiaj jest to ważne źródło wiedzy o ptakach z XIX wieku. Taczanowski często przyjeżdżał na Polesie, z jego danych wiadomo m.in., że wtedy na Jeziorze Wytyckim i pobliskich bagnach rozmnażało się kilkaset par śmieszki *Chroicocephalus ridibundus*. Kulik wielki *Numenius arquata* był nielicznym gatunkiem, który występował pod Wytycznem na Krowim Bagnie, a bagna te Taczanowski określał jako najrozleglejsze błota krajowe. Zielonka *Zapornia parva* w większych ilościach spotykana była na brzegach większych jezior położonych między Łęczną a Włodawą [Taczanowski 1882].

W latach 1954-1960 na Polesiu badania ptaków prowadził także profesor Sergiusz Riabinin (1918-1997) z Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie, a efektem jego wieloletnich obserwacji były publikacje „Badania nad ptakami Polesia Lubelskiego" [Riabinin 1962] i „Materiały do fauny ptaków Polesia Lubelskiego" [Riabinin 1963]. Z materiałów tych wiadomo, że w połowie XX wieku na Polesiu Lubelskim występowało 194 gatunki ptaków. Spośród stwierdzonych gatunków bielik i drop przestały się gnieździć w tym czasie [Riabinin 1962]. Ponieważ w połowie XX wieku melioracje nie objęły jeszcze całego Polesia, stąd też łąki i torfowiska łączono jako środowisko łąkowo-błotne, ponieważ trudne było ustalenie granicy pomiędzy tymi biotopami [Riabinin 1962]. Najpospolitszymi gatunkami, które wiązały środowisko łąkowe z błotnym, były wówczas: pliszka żółta *Motacilla flava*, świergotek łąkowy *Anthus pratensis* i pokląskwa *Saxicola rubetra,* rycyk *Limosa limosa* oraz obserwowany na Krowim Bagnie koło Wytyczna, mniej liczny, kulik wielki *Numenius arquata*.

Na przełomie lat 60. i 70. XX wieku profesor Andrzej Dyrcz z zespołem ornitologów z Uniwersytetu Wrocławskiego badał ptaki torfowisk niskich [Dyrcz, Okulewicz 1971; Dyrcz i in. 1973; Kot 1981]. W kolejnych latach powstało wiele opracowań dotyczących wybranych

terenów, biologii, ekologii i zagadnień dotyczących ochrony ptaków Polesia [Galek 1977; Skrzypek 1977; Skrzypek 1977; Izdebski, Grądziel 1981; Skrzypek 1981; Karpiński 1987; Piotrowska i in. 1990; Buczek, Keller 1994; Buczek i in. 1994; Miazga 1997; Grzywaczewski 1998; Piotrowska, Marczakowski 1998; Piskorski 1999]. Co prawda w szerszym opracowaniu, bo w skali całego regionu, ale podsumowaniem wiedzy i ptakach Polesia z przełomu wieków XX i XXI jest *Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny* [Wójciak i in. 2005]. Aktualne dane o ptakach Polesia dotyczą dolin rzecznych [Piotrowska i in. 2016], torfowisk [Dyrcz 2010; Grzywaczewski, Różycki 2010b] czy poszczególnych gatunków i grup ptaków [np. Meyburg i in. 2005; Buczek i in. 2007; Różycki i in. 2007; Grzywaczewski, Cios 2008; Grzywaczewski in. 2009; Grzywaczewski, Nieoczym 2009; Grzywaczewski, Różycki 2010a; Ławicki i in. 2011, 2013; Chabuz i in. 2012; Mirski i in. 2013; Krogulec, Wołczuk 2014; Grzywaczewski 2015; Sikora i in. 2015; Kanclerska i in. 2018; Woźniak i in. 2018; Chodkiewicz i in. 2019]. Wiedza o ptakach Polesia wykorzystywana jest w praktyce, w opracowaniach dla zagranicznych (*Birding in Poland*) [Sterno 2015], jak i krajowych obserwatorów ptaków (*Polesie Birdwatching. Turystyka ornitologiczna na Polesiu*) [Grzywaczewski, Bojar 2015].

Historyczne i aktualne dane potwierdzają, że ranga ornitologiczna Polesia jest nadal bardzo wysoka [Taczanowski 1888; Riabinin 1962; Dyrcz i in. 1973; Tomiałojć, Stawarczyk 2003; Wójciak i in. 2005]. Ponieważ Poleski Park Narodowy (PPN) i jego okolice są najcenniejszym obszarem, dlatego w niniejszym opracowaniu omówiono stan ptaków na tym obszarze.

Jeszcze w latach 60. XX wieku Riabinin [1962] podawał, że na Polesiu występują 194 gatunki ptaków. W XXI wieku, tylko w okolicach PPN, stwierdzono 224 gatunki [Grzywaczewski i in. 2014]. Tak znacząca różnica jest wynikiem bardziej intensywnych badań i pojawienia się nowych, niestwierdzanych wcześnie gatunków.

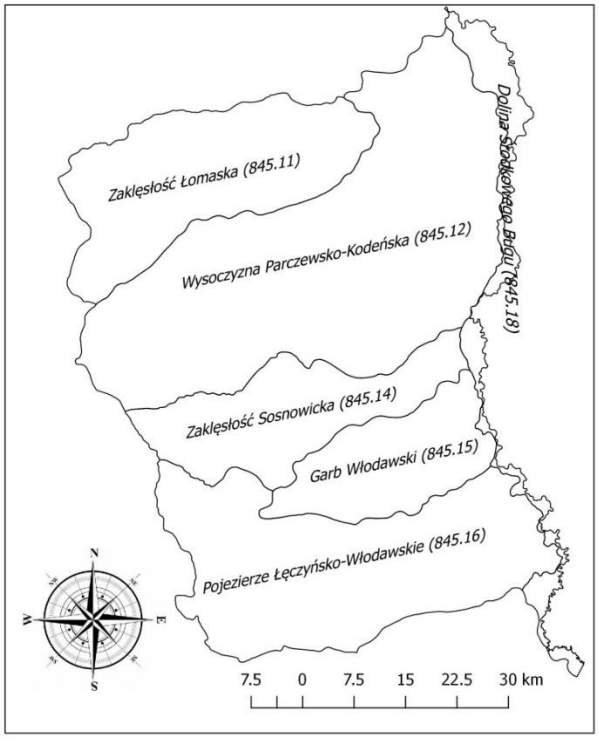
Materiały i metody badań oraz zastosowany system ocen

Istnieją prace o poszczególnych terenach lub gatunkach na Polesiu, jednak jak dotychczas nie określono liczebności poszczególnych gatunków ptaków dla tego obszaru. W niniejszym opracowaniu określono najważniejsze obszary i gatunki ptaków na Polesiu Lubelskim w XXI wieku. Materiałem były publikacje, dane niepublikowane oraz wyniki badań terenowych [Buczek i in. 2007; Chylarecki i in. 2015; Denejka 2010; Grzywaczewski 2015; Grzywaczewski i in. 2014; Grzywaczewski, Bojar 2015; Grzywaczewski, Kitowski 2018, 2019; Grzywaczewski, Nieoczym 2009; Keller i in. 2011; Ławicki i in. 2011; Nieoczym i in. 2014; Piotrowska i in. 2016; Rożycki i in. 2007; Wójciak i in. 2005]. Część materiałów

wykorzystanych do przygotowania niniejszej publikacji sfinansowano ze środków Funduszu Leśnego (umowa FL EZ.0290.1.25.2018 z dnia 10.08.2018 r.).

Ponieważ Poleski Park Narodowy jest obszarem stosunkowo najmniej przekształconym ze względu na melioracje i kluczowym obszarem dla Polesia, dlatego też opisano stan fauny dla tego terenu. Poza tym uwzględniono wybrane gatunki ptaków, które są przedmiotami ochrony obszarów Natura 2000 (https://natura2000.gdos.gov.pl/): Bagno Bubnów (PLB060001), Lasy Parczewskie (PLB060006), Uroczysko Mosty-Zahajki (PLB060014), Zbiornik Podedwórze (PLB060015), Polesie (PLB060019), Dolina Środkowego Bugu (PLB060003) (część) i Dolina Tyśmienicy (PLB060004) (część).

Podstawą analizy był obszar Polesia Zachodniego (845.1), który po weryfikacji obejmował następujące mezoregiony [Solon 2018] (ryc. 1): Zaklęsłość Łomaska (845.11), Wysoczyzna Parczewsko-Kodeńska (845.12), Zaklęsłość Sosnowicka (845.14), Garb Włodawski (845.15), Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie (845.16), Dolina Środkowego Bugu (845.18).



Ryc. 1. Podział fizjograficzny Polesia Zachodniego [Solon i in. 2018]

Retrospekcja

Na skład gatunkowy i liczebność ptaków Polesia Lubelskiego w drugiej połowie XX wieku miały wpływ m.in. wielkoobszarowe przekształcenia siedlisk w wyniku melioracji, zmiany gospodarki rolnej i użytkowania gruntów; fluktuacje liczebności są także związane

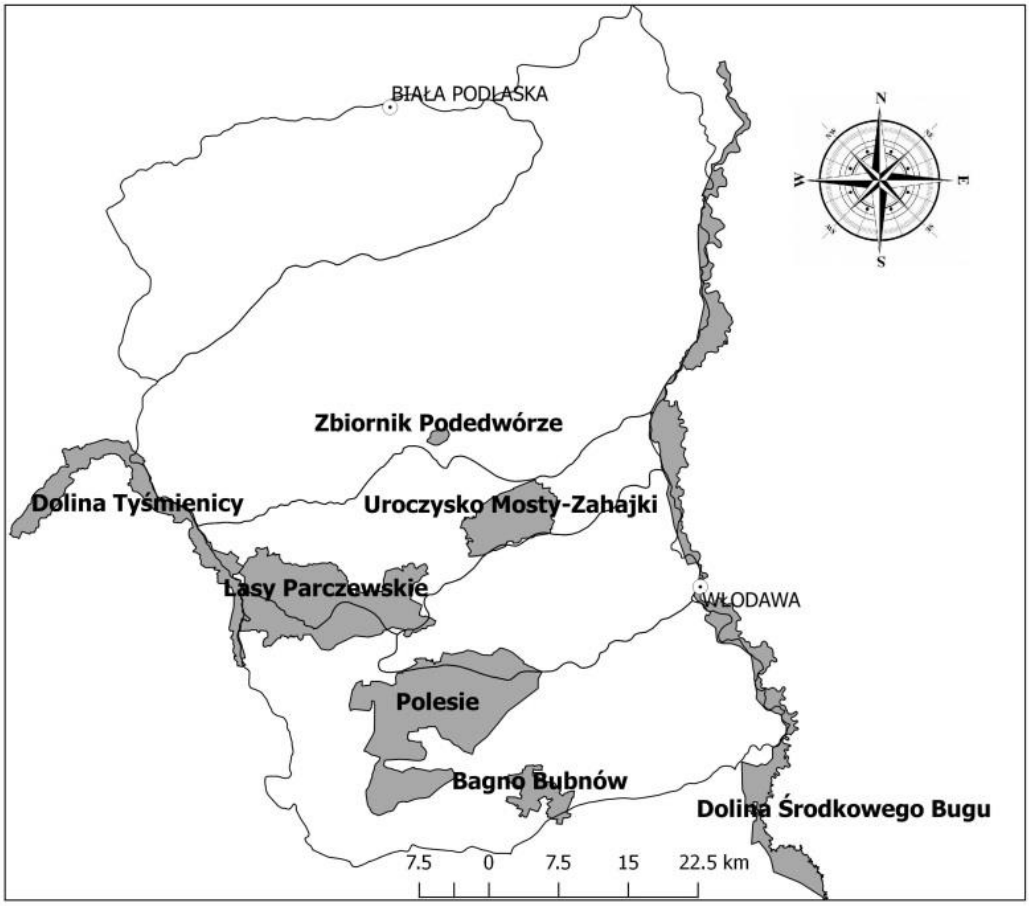
z ekspansją niektórych gatunków ptaków wcześnie niewystępujących na Polesiu Lubelskim. W przypadku zmian niektórych gatunków w XX wieku odnotowano, że czernica *Aythya fuligula* na Polesiu pojawiła się w latach 1930-1945 (ryc. 2), łabędź niemy *Cygnus olor* (pierwsze lęgi) został stwierdzono w 1957 r., sierpówka *Streptopelia decaocto* pojawiła się na przełomie lat 50. i 60., droździk *Turdus iliacus* po 1960 r., gągoł *Bucephala clangula* w 1969 r., gęgawa *Anser anser* w 1976 r., dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus* po 1980 r., kląskawka *Saxicola rubicola* w latach 1985-1990, kormoran *Phalacrocorax carbo* w 1990 r., a wąsatka *Panurus biarmicus* w latach 1990-1993 [Dyrcz i in. 1973; Krogulec, Puszkar 1995; Wójciak i in. 2005]. Zamiany siedlisk spowodowały zmniejszenie liczebności, np. wodniczki *Acrocephalus paludicola*, kulika wielkiego *Numenius arquata*, dubelta *Gallinago media*, rycyka *Limosa limosa*, krwawodzioba *Tringa totanus* i wielu innych ptaków wodno-błotnych. Zmniejszyła się także liczebność perkoza rdzawoszyjego *Podiceps grisegena*, podgorzałki *Aythya nyroca*, bączka *Ixobrychus minutus*, rybitwy czarnej *Chlidonias niger*, kulika wielkiego, a wycofały się z gniazdowania na Polesiu głuszec *Tetrao urogallus*, drop *Otis tarda* i sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*. Z kolei już w XXI wieku (ryc. 2) pojawiły się nienotowane wcześniej na Polesiu nowe gatunki ptaków – stwierdzano pierwsze lęgi: czapli białej *Ardea alba* (2013 r.), orlika grubodziobego *Clanga clanga* [Grzywaczewski i in. 2014], puszczyka mszarnego (2010 r.) [Keller i in. 2011], mewy czarnogłowej (2011 r.), mewy romańskiej (2013 r.), mewy srebrzystej (2015 r.) i gęsiówki egipskiej *Alopochen aegyptiaca* (2019 r.) [Ł. Bednarz – mat. niepubl.].

Z Polesia w ciągu ostatnich 100 lat wycofało się 13 gatunków, a w XX wieku 18 innych gatunków po raz pierwszy zaczęło się rozmnażać na tym obszarze [Grzywaczewski, Nieoczym 2009].

Ryc. 2. Pojaw wybranych gatunków ptaków na Polesiu na przełomie wieków XX i XXI

Najważniejsze miejsca

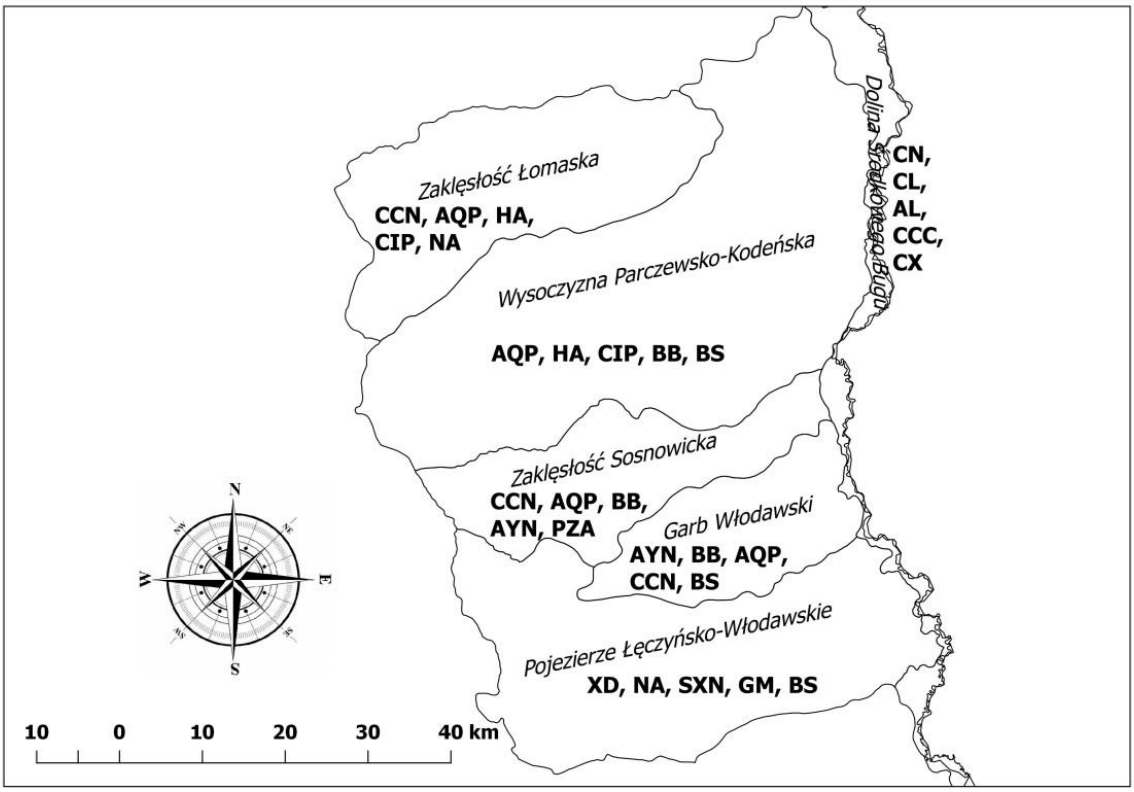
Najważniejsze tereny dla ptaków Polesia są obszary Natura 2000 (ryc. 3): Bagno Bubnów (PLB060001), Lasy Parczewskie (PLB060006), Uroczysko Mosty-Zahajki (PLB060014), Zbiornik Podedwórze (PLB060015), Polesie (PLB060019), Dolina Środkowego Bugu (PLB060003) (część) i Dolina Tyśmienicy (PLB060004) (część).



Ryc. 3. Rozmieszczenie najważniejszych terenów dla ptaków do lat 20. XXI wieku na Polesiu Lubelskim (■ – obszary Natura 2000)

Poza tym w poszczególnych mezoregionach Polesia Zachodniego najważniejszymi gatunkami ptaków są (ryc. 4):

- Dolina Środkowego Bugu: rybitwa czarna, rybitwa białoskrzydła, zimorodek, bocian biały, derkacz;
- Zaklęsłość Łomaska: bocian czarny, orlik krzykliwy, bielik, błotniak łąkowy, kulik wielki;
- Wysoczyzna Parczewsko-Kodeńska: orlik krzykliwy, bielik, błotniak łąkowy, puchacz, bąk;
- Zaklęsłość Sosnowicka: bocian czarny, orlik krzykliwy, puchacz, podgorzałka, zielonka;
- Garb Włodawski: podgorzałka, puchacz, orlik krzykliwy, bocian czarny, bąk;
- Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie: wodniczka, kulik wielki, puszczyk mszarny, dubelt, bąk.



Ryc. 4. Najważniejsze gatunki ptaków na Polesiu Zachodnim do lat 20. XXI wieku (BS – bąk, HI – bielik, CIA – błotniak łąkowy, CCC – bocian biały, CCN – bocian czarny, CX – derkacz, GM – dubelt, NA – kulik wielki, AQP – orlik krzykliwy, AYN – podgorzałka, BB- puchacz, SXN – puszczyk mszarny, CL – rybitwa białoskrzydła, CN – rybitwa czarna, XD – wodniczka, PZA – zielonka; AL – zimorodek)

Poleski Park Narodowy – studium przypadku

W Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie stwierdzono 153 gatunki regularnie lęgowe i 13 gatunków sporadycznie lęgowych (brodziec piskliwy, czapla biała, czapla siwa, czyż, dzierlatka, dzięcioł białoszyi, gęsiówka egipska, mewa czarnogłowa, mewa romańska, mewa srebrzysta, orlik grubodzioby, perkoz rdzawoszyi, żołna) (tab. 1). Łącznie lęgi zakłada 166 gatunków ptaków, tj. 72% lęgowych gatunków w kraju (w latach 2008-2012 w Polsce stwierdzono 230 lęgowych gatunków ptaków – Chodkiewicz i in. 2015). Dlatego też PPN i jego otulinę należy uznać za jeden z kluczowych obszarów dla ptaków lęgowych w Polsce. Poza tym stwierdzono 78 gatunków nielęgowych, a w tym 49 gatunków zalatujących i 29 przelotnych. Łącznie w PPN i jego otulinie oraz na Krowim Bagnie stwierdzono 244 gatunków ptaków, tj. 53% wszystkich gatunków ptaków obserwowanych w Polsce (460 gatunków w Polsce, stan na 01.10.2019 r., http://komisjafaunistyczna.pl).

Tab. 1. Ptaki Poleskiego Parku Narodowego oraz jego otuliny i Krowiego Bagna w latach 2012-2018 (p – pary, os. – osobniki, ♂♂ – samce)

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
1.	batalion	*Philomachus pugnax*	przelotny
2.	bażant	*Phasianus colchicus*	regularnie lęgowy, 10-15 ♂♂
3.	bączek	*Ixobrychus minutus*	regularnie lęgowy, 3-4 p
4.	bąk	*Botaurus stellaris*	regularnie lęgowy, 13 ♂♂
5.	bekasik	*Lymnocryptes minimus*	zalatujący
6.	bernikla białolica	*Branta leucopsis*	zalatujący
7.	bernikla rdzawoszyja	*Branta ruficollis*	zalatujący
8.	białorzytka	*Oenanthe oenanthe*	regularnie lęgowy
9.	biegus krzywodzioby	*Calidris ferruginea*	przelotny
10.	biegus malutki	*Calidris minuta*	przelotny
11.	biegus mały	*Calidris temminckii*	przelotny
12.	biegus zmienny	*Calidris alpina*	przelotny
13.	bielaczek	*Mergus albellus*	zalatujący
14.	bielik	*Haliaeetus albicilla*	regularnie lęgowy, 1-2 p
15.	błotniak łąkowy	*Circus pygargus*	regularnie lęgowy, 2-5 p
16.	błotniak stawowy	*Circus aeruginosus*	regularnie lęgowy, 7-8 p
17.	błotniak stepowy	*Circus macrourus*	zalatujący
18.	błotniak zbożowy	*Circus cyaneus*	zalatujący, dawniej lęgowy
19.	bocian biały	*Ciconia ciconia*	regularnie lęgowy, 5-10 p
20.	bocian czarny	*Ciconia nigra*	regularnie lęgowy, 4-5 p
21.	bogatka	*Parus major*	regularnie lęgowy
22.	brodziec piskliwy	*Actitis hypoleucos*	sporadycznie lęgowy, 1-3 p
23.	brodziec śniady	*Tringa erythropus*	przelotny
24.	brzegówka	*Riparia riparia*	zalatujący
25.	brzęczka	*Locustella luscinioides*	regularnie lęgowy
26.	cierniówka	*Sylvia communis*	regularnie lęgowy
27.	cietrzew	*Tetrao tetrix*	regularnie lęgowy, 3-8 ♂♂
28.	cyraneczka	*Anas crecca*	regularnie lęgowy, 5-10 p
29.	cyranka	*Anas querquedula*	regularnie lęgowy, 15-20 p
30.	czajka	*Vanellus vanellus*	regularnie lęgowy, 15-20 p
31.	czapla biała	*Egretta alba*	sporadycznie lęgowy, ok. 40 p
32.	czapla nadobna	*Egretta garzetta*	zalatujący
33.	czapla purpurowa	*Ardea purpurea*	zalatujący
34.	czapla siwa	*Ardea cinerea*	sporadycznie lęgowy, 1-3 p
35.	czarnogłówka	*Poecile montanus*	regularnie lęgowy
36.	czeczotka	*Carduelis flammea*	zalatujący
37.	czeczotka tundrowa	*Carduelis hornemannii*	zalatujący
38.	czernica	*Aythya fuligula*	regularnie lęgowy, 10-20 p
39.	czubatka	*Lophophanes cristatus*	regularnie lęgowy
40.	czyż	*Carduelis spinus*	sporadycznie lęgowy, 1-3 p
41.	derkacz	*Crex crex*	regularnie lęgowy, 40-50 ♂♂
42.	droździk	*Turdus iliacus*	zalatujący
43.	drzemlik	*Falco columbarius*	przelotny – poj. osobniki
44.	dubelt	*Gallinago media*	regularnie lęgowy, 15-20 ♂♂
45.	dudek	*Upupa epops*	regularnie lęgowy, 5-10 p

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
46.	dymówka	*Hirundo rustica*	regularnie lęgowy
47.	dzierlatka	*Galerida cristata*	sporadycznie lęgowy, 0-1 p
48.	dzięcioł białogrzbiety	*Dendrocopos leucotos*	regularnie lęgowy, 5-10 p
49.	dzięcioł białoszyi	*Dendrocopos syriacus*	sporadycznie lęgowy, 1-2 p
50.	dzięcioł czarny	*Dryocopus martius*	regularnie lęgowy, 15-20 par
51.	dzięcioł duży	*Dendrocopos major*	regularnie lęgowy
52.	dzięcioł średni	*Dendrocopos medius*	regularnie lęgowy, 10-20 p
53.	dzięcioł zielonosiwy	*Picus canus*	regularnie lęgowy, 4-5 p
54.	dzięcioł zielony	*Picus viridis*	regularnie lęgowy, 3-5 p
55.	dzięciołek	*Dendrocopos minor*	regularnie lęgowy
56.	dziwonia	*Carpodacus erythrinus*	regularnie lęgowy, 5-10 p
57.	dzwoniec	*Chloris chloris*	regularnie lęgowy
58.	edredon	*Somateria mollissima*	zalatujący
59.	gadożer	*Circaetus gallicus*	zalatujący
60.	gajówka	*Sylvia borin*	regularnie lęgowy
61.	gawron	*Corvus frugilegus*	zalatujący
62.	gągoł	*Bucephala clangula*	regularnie lęgowy, 3-5 p
63.	gąsiorek	*Lanius collurio*	regularnie lęgowy, 30-50 p
64.	gęgawa	*Anser anser*	regularnie lęgowy, 30-50 p
65.	gęsiówka egipska	*Alopochen aegyptiaca*	sporadycznie lęgowy, 1 p
66.	gęś białoczelna	*Anser albifrons*	przelotny
67.	gęś tundrowa	*Anser serrirostris*	przelotny
68.	gęś zbożowa	*Anser fabalis*	przelotny
69.	gil	*Pyrrhula pyrrhula*	regularnie lęgowy, 2-3 p
70.	głowienka	*Aythya ferina*	regularnie lęgowy, 10-20 p
71.	gołąb skalny f. miejska	*Columba livia forma*	zalatujący
72.	górniczek	*Eremophila alpestris*	zalatujący
73.	grubodziób	*Coccothraustes*	regularnie lęgowy
74.	grzywacz	*Columba palumbus*	regularnie lęgowy
75.	hełmiatka	*Netta rufina*	przelotny
76.	jarząbek	*Tetrastes bonasia*	regularnie lęgowy, 20-30 p
77.	jarzębatka	*Sylvia nisoria*	regularnie lęgowy, 10-20 p
78.	jastrząb	*Accipiter gentilis*	regularnie lęgowy, 5-10 p
79.	jemiołuszka	*Bombycilla garrulus*	przelotny
80.	jer	*Fringilla montifringilla*	przelotny
81.	jerzyk	*Apus apus*	regularnie lęgowy, 5-10 p
82.	kania czarna	*Milvus migrans*	zalatujący
83.	kania ruda	*Milvus milvus*	zalatujący
84.	kapturka	*Sylvia atricapilla*	regularnie lęgowy
85.	kawka	*Corvus monedula*	regularnie lęgowy
86.	kląskawka	*Saxicola rubicola*	regularnie lęgowy
87.	kobczyk	*Falco vespertinus*	zalatujący
88.	kobuz	*Falco subbuteo*	regularnie lęgowy, 1-2 p
89.	kokoszka	*Gallinula chloropus*	regularnie lęgowy, 5-10 p
90.	kopciuszek	*Phoenicurus ochruros*	regularnie lęgowy
91.	kormoran	*Phalacrocorax carbo*	zalatujący, 1000 os.
92.	kos	*Turdus merula*	regularnie lęgowy
93.	kowalik	*Sitta europaea*	regularnie lęgowy

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
94.	krakwa	*Anas strepera*	regularnie lęgowy, 10-15 p
95.	kraska	*Coracias garrulus*	zalatujący, stwierdzana w okresie lęgowym, prawdopodobnie
96.	krętogłów	*Jynx torquilla*	regularnie lęgowy, 5-10 p
97.	krogulec	*Accipiter nisus*	regularnie lęgowy, 10-20 p
98.	kropiatka	*Porzana porzana*	regularnie lęgowy, 40-60 ♂♂
99.	kruk	*Corvus corax*	regularnie lęgowy, 5-10 p
100.	krwawodziób	*Tringa totanus*	regularnie lęgowy, 5-10 p
101.	krzyżodziób świerkowy	*Loxia curvirostra*	zalatujący
102.	krzyżówka	*Anas platyrhynchos*	regularnie lęgowy
103.	kszyk	*Gallinago gallinago*	regularnie lęgowy, 20-30 p
104.	kukułka	*Cuculus canorus*	regularnie lęgowy
105.	kulczyk	*Serinus serinus*	regularnie lęgowy,
106.	kulik mniejszy	*Numenius phaeopus*	zalatujący
107.	kulik wielki	*Numenius arquata*	regularnie lęgowy, 10-15 p
108.	kurhannik	*Buteo rufinus*	zalatujący
109.	kuropatwa	*Perdix perdix*	regularnie lęgowy
110.	kwiczoł	*Turdus pilaris*	regularnie lęgowy
111.	kwokacz	*Tringa nebularia*	przelotny
112.	lelek	*Caprimulgus europaeus*	regularnie lęgowy, 1-2 p
113.	lerka	*Lullula arborea*	regularnie lęgowy, 20-30 p
114.	łabędź czarnodzioby	*Cygnus columbianus*	zalatujący
115.	łabędź krzykliwy	*Cygnus cygnus*	zalatujący
116.	łabędź niemy	*Cygnus olor*	regularnie lęgowy, 5-10 p
117.	łęczak	*Tringa glareola*	przelotny
118.	łozówka	*Acrocephalus palustris*	regularnie lęgowy
119.	łyska	*Fulica atra*	regularnie lęgowy
120.	makolągwa	*Carduelis cannabina*	regularnie lęgowy
121.	mazurek	*Passer montanus*	regularnie lęgowy
122.	mewa białogłowa	*Larus cachinnans*	regularnie lęgowy, 150-274 p
123.	mewa czarnogłowa	*Larus melanocephalus*	sporadycznie lęgowa, 0-1 p
124.	mewa mała	*Hydrocoloeus minutus*	przelotny
125.	mewa siwa	*Larus canus*	przelotny
126.	mewa romańska	*Larus michahellis*	sporadycznie lęgowy, 0-1 p
127.	mewa srebrzysta	*Larus argentatus*	sporadycznie lęgowy, 0-1 p
128.	mewa trójpalczasta	*Rissa tridactyla*	zalatujący
129.	mewa żółtonoga	*Larus fuscus*	przelotny
130.	modraszka	*Cyanistes caeruleus*	regularnie lęgowy
131.	muchołówka mała	*Ficedula parva*	regularnie lęgowy
132.	muchołówka szara	*Muscicapa striata*	regularnie lęgowy
133.	muchołówka żałobna	*Ficedula hypoleuca*	regularnie lęgowy
134.	mysikrólik	*Regulus regulus*	regularnie lęgowy
135.	myszołów	*Buteo buteo*	regularnie lęgowy
136.	myszołów włochaty	*Buteo lagopus*	zalatujący
137.	nur czarnoszyi	*Gavia arctica*	przelotny
138.	nur rdzawoszyi	*Gavia stellata*	przelotny
139.	nurogęś	*Mergus merganser*	przelotny
140.	ogorzałka	*Aythya marila*	przelotny

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
141.	oknówka	*Delichon urbicum*	regularnie lęgowy
142.	orlik grubodzioby	*Clanga clanga*	sporadycznie lęgowy, 0-1 p
143.	orlik krzykliwy	*Clanga pomarina*	regularnie lęgowy, 2-3 p
144.	ortolan	*Emberiza hortulana*	regularnie lęgowy, 1-2 p
145.	orzechówka	*Nucifraga caryocatactes*	zalatujący
146.	orzeł przedni	*Aquila chrysaetos*	zalatujący
147.	orzeł stepowy	*Aquila nipalensis*	zalatujący (Krowie Bagno, 2006)
148.	pasterz	*Sturnus roseus*	zalatujący
149.	paszkot	*Turdus viscivorus*	regularnie lęgowy
150.	pełzacz leśny	*Certhia familiaris*	regularnie lęgowy
151.	pełzacz ogrodowy	*Certhia brachydactyla*	regularnie lęgowy
152.	perkoz dwuczuby	*Podiceps cristatus*	regularnie lęgowy, 10-20 p
153.	perkoz rdzawoszyi	*Podiceps grisegena*	sporadycznie lęgowy, 1-2 p
154.	perkoz rogaty	*Podiceps auritus*	zalatujący
155.	perkozek	*Tachybaptus ruficollis*	regularnie lęgowy, 5-10 p
156.	piecuszek	*Phylloscopus trochilus*	regularnie lęgowy
157.	piegża	*Sylvia curruca*	regularnie lęgowy
158.	pierwiosnek	*Phylloscopus collybita*	regularnie lęgowy
159.	pleszka	*Phoenicurus phoenicurus*	regularnie lęgowy
160.	pliszka siwa	*Motacilla alba*	regularnie lęgowy
161.	pliszka żółta	*Motacilla flava*	regularnie lęgowy
162.	płaskonos	*Anas clypeata*	przelotny
163.	płomykówka	*Tyto alba*	zalatujący
164.	podgorzałka	*Aythya nyroca*	regularnie lęgowy, 5-10 p
165.	podróżniczek	*Luscinia svecica*	regularnie lęgowy, 3-5 ♂♂
166.	pokląskwa	*Saxicola rubetra*	regularnie lęgowy
167.	pokrzywnica	*Prunella modularis*	regularnie lęgowy
168.	poświerka	*Calcarius lapponicus*	zalatujący (Krowie Bagno, 1985-1986)
169.	potrzeszcz	*Emberiza calandra*	regularnie lęgowy
170.	potrzos	*Emberiza schoeniclus*	regularnie lęgowy
171.	pójdźka	*Athene noctua*	regularnie lęgowy
172.	przepiórka	*Coturnix coturnix*	regularnie lęgowy
173.	puchacz	*Bubo bubo*	regularnie lęgowy, 4-6 ♂♂
174.	pustułka	*Falco tinnunculus*	zalatujący
175.	puszczyk	*Strix aluco*	regularnie lęgowy, 15-20 ♂♂
176.	puszczyk mszarny	*Strix nebulosa*	zalatujący
177.	raniuszek	*Aegithalos caudatus*	regularnie lęgowy
178.	raróg	*Falco cherrug*	zalatujący (Krowie Bagno, 2006)
179.	remiz	*Remiz pendulinus*	regularnie lęgowy
180.	rokitniczka	*Acrocephalus*	regularnie lęgowy
181.	rożeniec	*Anas acuta*	przelotny,< 50 os.
182.	rudzik	*Erithacus rubecula*	regularnie lęgowy
183.	rybitwa białoczelna	*Sterna albifrons*	zalatujący
184.	rybitwa białoskrzydła	*Chlidonias leucopterus*	regularnie lęgowy, 2-4 p
185.	rybitwa białowąsa	*Chlidonias hybrida*	regularnie lęgowy, 5-10 p
186.	rybitwa czarna	*Chlidonias niger*	regularnie lęgowy, 10-20 p
187.	rybitwa rzeczna	*Sterna hirundo*	regularnie lęgowy, 9-61 p

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
188.	rybitwa wielkodzioba	*Hydroprogne caspia*	przelotny
189.	rybołów	*Pandion haliaetus*	przelotny
190.	rycyk	*Limosa limosa*	regularnie lęgowy, 5-10 p
191.	rzepołuch	*Carduelis flavirostris*	zalatujący
192.	samotnik	*Tringa ochropus*	regularnie lęgowy, 10-15 p
193.	sierpówka	*Streptopelia decaocto*	regularnie lęgowy
194.	sieweczka rzeczna	*Charadrius dubius*	regularnie lęgowy, 1-2 p
195.	siewka złota	*Pluvialis apricaria*	przelotny
196.	siewnica	*Pluvialis squatarola*	przelotny
197.	sikora uboga	*Poecile palustris*	regularnie lęgowy
198.	siniak	*Columba oenas*	zalatujący
199.	skowronek	*Alauda arvensis*	regularnie lęgowy
200.	słonka	*Scolopax rusticola*	regularnie lęgowy, 5-10 ♂♂
201.	słowik szary	*Luscinia luscinia*	regularnie lęgowy
202.	sokół wędrowny	*Falco peregrinus*	zalatujący
203.	sosnówka	*Parus ater*	regularnie lęgowy
204.	sójka	*Garrulus glandarius*	regularnie lęgowy
205.	sroka	*Pica pica*	regularnie lęgowy
206.	srokosz	*Lanius excubitor*	regularnie lęgowy, 5-10 p
207.	strumieniówka	*Locustella fluviatilis*	regularnie lęgowy
208.	strzyżyk	*Troglodytes troglodytes*	regularnie lęgowy
209.	szczygieł	*Carduelis carduelis*	regularnie lęgowy
210.	szlachar	*Mergus serrator*	zalatujący
211.	szpak	*Sturnus vulgaris*	regularnie lęgowy
212.	śmieszka	*Larus ridibundus*	regularnie lęgowy, ok. 3000 p
213.	śnieguła	*Plectrophenax nivalis*	zalatujący
214.	śpiewak	*Turdus philomelos*	regularnie lęgowy
215.	świergotek drzewny	*Anthus trivialis*	regularnie lęgowy
216.	świergotek łąkowy	*Anthus pratensis*	regularnie lęgowy
217.	świergotek polny	*Anthus campestris*	regularnie lęgowy, 1-2 p
218.	świergotek	*Anthus cervinus*	zalatujący
219.	świerszczak	*Locustella naevia*	regularnie lęgowy
220.	świstun	*Anas penelope*	przelotny < 200 os.
221.	świstunka leśna	*Phylloscopus sibilatrix*	regularnie lęgowy
222.	trzciniak	*Acrocephalus*	regularnie lęgowy
223.	trzcinniczek	*Acrocephalus scirpaceus*	regularnie lęgowy
224.	trzmielojad	*Pernis apivorus*	regularnie lęgowy
225.	trznadel	*Emberiza citrinella*	regularnie lęgowy
226.	turkawka	*Streptopelia turtur*	regularnie lęgowy
227.	uhla	*Melanitta fusca*	zalatujący
228.	uszatka	*Asio otus*	regularnie lęgowy, 2-3 p
229.	uszatka błotna	*Asio flammeus*	zalatujący
230.	wąsatka	*Panurus biarmicus*	regularnie lęgowy
231.	wilga	*Oriolus oriolus*	regularnie lęgowy
232.	wodniczka	*Acrocephalus paludicola*	regularnie lęgowy, 404 ♂♂
233.	wodnik	*Rallus aquaticus*	regularnie lęgowy, 10-20 p
234.	wrona siwa	*Corvus cornix*	regularnie lęgowy, 1-2 p
235.	wróbel	*Passer domesticus*	regularnie lęgowy

Lp.	Nazwa	Nazwa naukowa	Status gatunku i liczebność
236.	wydrzyk tęposterny	*Stercorarius pomarinus*	zalatujący
237.	zaganiacz	*Hippolais icterina*	regularnie lęgowy
238.	zausznik	*Podiceps nigricollis*	regularnie lęgowy, 2-3 p
239.	zielonka	*Porzana parva*	regularnie lęgowy, 10-15 t
240.	zięba	*Fringilla coelebs*	regularnie lęgowy
241.	zimorodek	*Alcedo atthis*	regularnie lęgowy, 1-2 p
242.	zniczek	*Regulus ignicapillus*	regularnie lęgowy
243.	żołna	*Merops apiaster*	sporadycznie lęgowy, 2-3 p
244.	żuraw	*Grus grus*	regularnie lęgowy, 30-35 p

Omówienie wybranych gatunków

Żuraw *Grus grus*

W latach 2005-2006 w PPN stwierdzono 28-30 par [Grzywaczewski, Cios 2008], w 2014 r. – 30-32 pary [Grzywaczewski i in. 2014], a w 2018 r. – 33-35 par (tab. 1) [Grzywaczewski 2019]. Żurawie preferują na tym terenie torfowiska wysokie i niskie, olsy, brzegi stawów i jezior. Od 2005 r. liczebność żurawia w PPN wzrosła o około 20%. Jest to skutek wzrostu populacji lęgowej żurawia w Polsce (tab. 2).

Tab. 2. Zmiany liczebności żurawia *Grus grus* w Polsce

Okres	Liczebność populacji	Piśmiennictwo
lata 70. XX w.	ok. 700 par	Tomiałojć 1990
lata 80. XX w.	800-900 par	Tomiałojć 1990
początek lat 90. XX w.	2 300-2 600 par	Tomiałojć, Stawarczyk 2003
lata 1997-1999	5 000-6 000 par	Tomiałojć, Stawarczyk 2003
początek XXI w.	10 000-12 000 par	Gromadzki i in. 2002
2001 rok	10000 par	Konieczny 2004
lata 2001-2003	10 000-12 000 par	BirdLife International 2004
2004 rok	10 000-12 000 par	Konieczny 2004
lata 2010-2012	20 000-22 000 par	Chodkiewicz i in. 2015

Wodniczka *Acrocephalus paludicola*

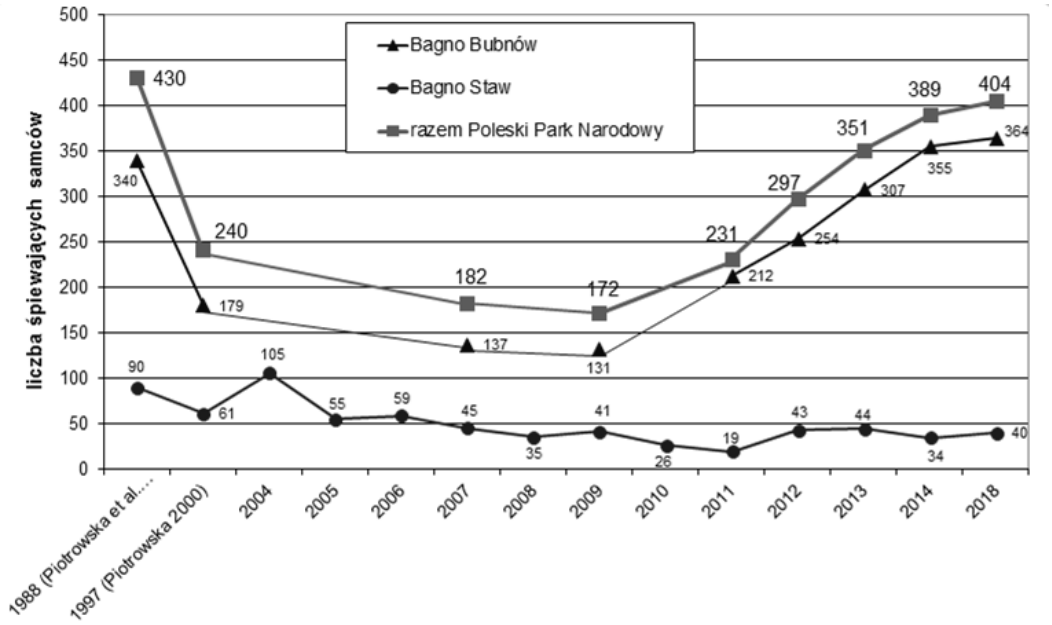
Na Polesiu Lubelskim dla wodniczki najważniejszym siedliskiem lęgowym jest otwarte torfowisko niskie na Bagnie Bubnów i Bagnie Staw w Poleskim Parku Narodowym. Gatunek tego ptaka został odkryty dopiero pod koniec lat 80. XX wieku [Piotrowska i in. 1990], kiedy to stwierdzono 430 śpiewających samców [Piotrowska i in. 1990; Dyrcz, Czeraszkewicz 1993]. Po około 10 latach, w 1997 r., liczebność jej zmniejszyła się do 240 śpiewających samców. Pomimo objęcia tego terenu ochroną w postaci Poleskiego Parku Narodowego, liczebność

zmniejszyła się do zaledwie 172 śpiewających samców w 2009 r. [Grzywaczewski 2015]. Po wprowadzaniu czynnej ochrony siedlisk, polegającej na ekstensywnym koszeniu miejsc lęgowych, od 2011 r. notuje wzrost liczebności. W PPN w 2018 r. stwierdzono 404 śpiewające samce wodniczki (tab. 1), a zanotowana liczebność jest jedną z największych, stwierdzonych w ciągu ostatnich 30 lat badań tego gatunku ptaka (ryc. 5). Wodniczka jest najrzadszym wędrownym ptakiem Europy i gatunkiem zagrożonym w skali światowej [Aquatic Warbler Conservation Team 1999; Flade, Lachman 2008; BirdLife International 2013; IUCN 2017]. Aż 98% światowej, lęgowej populacji gatunku występuje tylko na Białorusi, Ukrainie i w Polsce (fot. 1).

Fot. 1. Wodniczka *Acrocephalus paludicola* – najrzadszy wędrowny ptak Europy – w Poleskim Parku Narodowym rozmnaża się około 4% populacji światowej (fot. Ł. Bednarz)

W Polsce najważniejsze miejsca lęgowe to dolina Biebrzy i Polesie [Flade, Lachman 2008; Dyrcz, Krogulec 2009; Zadrąg 2012; Tanneberger, Kubacka 2018]. Bagno Bubnów i Bagno Staw w PPN są jednymi z najważniejszych miejsc na świecie dla wodniczki, ponieważ rozmnaża się tu około 4% populacji światowej [Tanneberger, Kubacka red. 2018]. Zagrożeniem dla populacji lęgowej jest m.in. zbyt wysoki poziom wody ponad grunt (przekraczający 10 cm), sukcesja roślinności, w tym krzewów i drzew [Dyrcz, Czeraszkewicz 1993; Flade i Lachmann 2008; Kubacka i in. 2014; Tanneberger, Kubacka 2018]. Ale jak się wydaje, najważniejszym zagrożeniem XXI wieku dla wodniczki są plany eksploatacji węgla kamiennego w bezpośrednim sąsiedztwie Bagna Bubnów i Bagna Staw. Wydobycie węgla spowoduje degradację torfowisk niskich poprzez szkody górnicze i nieodwracalne zmiany stosunków

wodnych. Planowane wydobycie może spowodować wymarcie ważnej światowej części populacji tego ginącego gatunku ptaka [Grzywaczewski, Kitowski 2018, 2019].



Ryc. 5. Zmiany liczebności wodniczki *Acrocephalus paludicola* w Poleskim Parku Narodowym

Dubelt *Gallinago media*

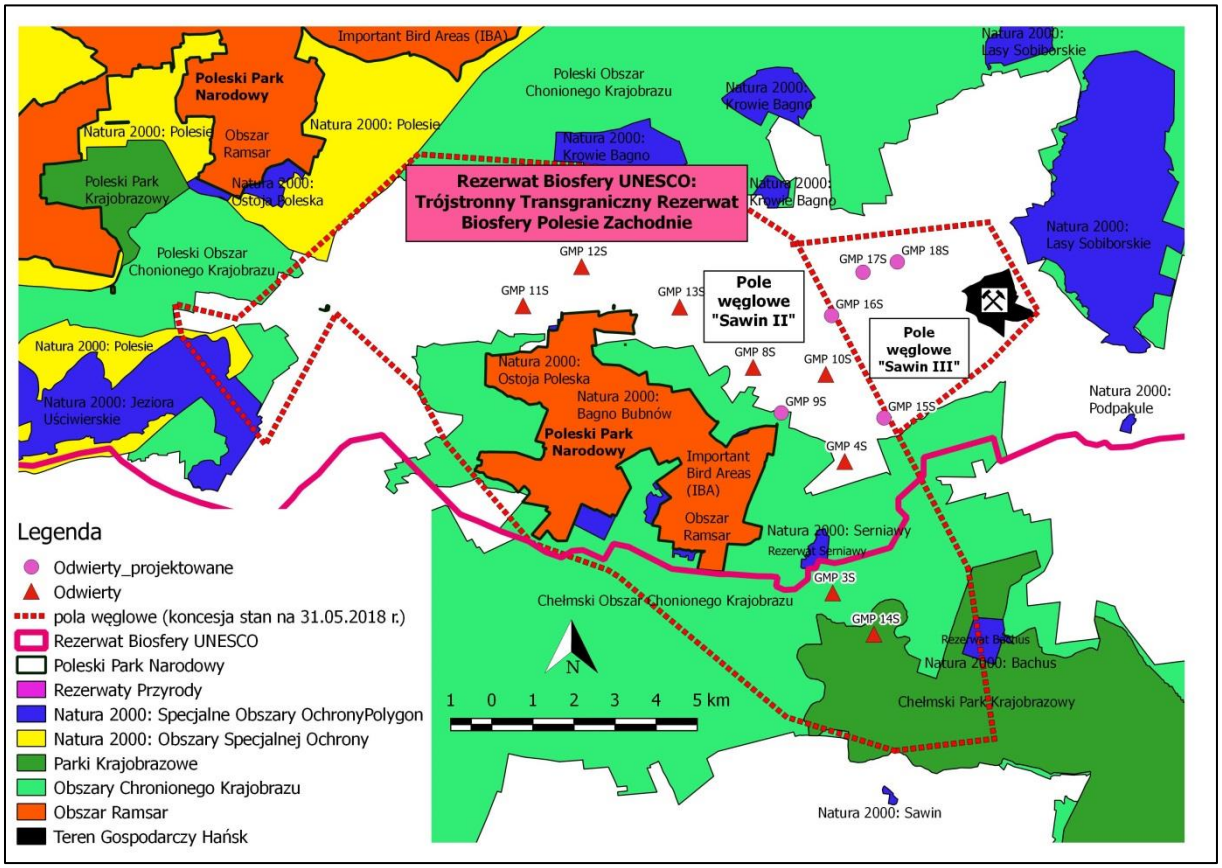
Dubelt to gatunek ginący w skali europejskiej. W 2018 r. na Bagnie Bubnów stwierdzono 8-10, a na Bagno Staw 7-8 tokujących samców. Łącznie w PPN stwierdzono 15-18 tokujących samców dubelta, a to stanowi około 4% lęgowej populacji krajowej tego gatunku. Środowiskiem lęgowym w Polsce i na Lubelszczyźnie są rozległe doliny nizinnych rzek, torfowiska niskie, podmokłe i rozległe łąki na podłożu torfowym [Wójciak i in. 2005; Chylarecki in. 2015]. W PPN siedliskiem lęgowym są wyłącznie torfowiska niskie.

Aktualne zagrożenia ptaków Polesia

Najważniejszymi ptakami Polesia są ptaki wodno-błotne, a podstawowe zagrożenie to zanik lub degradacja terenów podmokłych. Poza tym, istotnym zagrożeniem jest pogorszanie się jakości wód powierzchniowych, w tym eutrofizacja, w wyniku nadmiernego dopływu substancji biogennych i innych zanieczyszczeń. Innym ważnym zagrożeniem jest zaniechanie ekstensywnego gospodarowania na torfowiskach i stawach rybnych, a także płoszenie ptaków w wyniku polowań i odstrzałów redukcyjnych. Negatywnie na faunę ptaków wpływa też presja obcych drapieżników, takich jak jenot *Nyctereutes procyonoides*, wizon amerykański *Neovison*

vison, potencjalnie szop pracz *Procyon lotor* oraz, w wyniku szczepień, zwiększenie populacji lisa *Vulpes vulpes*.

W drugiej dekadzie XXI wieku powstały nowe zagrożenia dla ekosystemów wodno-błotnych, jakimi są plany budowy drugiej kopalni węgla kamiennego w niedalekiej odległości od granicy Poleskiego Parku Narodowego [Grzywaczewski, Kitowski 2018, 2019] (ryc. 6). Uruchomienie eksploatacji węgla kamiennego w tym rejonie może doprowadzić do obniżenia zwierciadła wód podziemnych i powierzchniowych oraz do zmiany kierunku przepływu tych wód w wyniku działalności górniczej, a to spowoduje degradację torfowisk niskich. Konieczne jest zatrzymanie wydawania koncesji przez Głównego Geologa Kraju przy PPN i wyłączenie złóż węglowych „Sawin II" i „Sawin III" z planów eksploatacji kopalin.



Ryc. 6. Położenie Bagna Bubnów, Bagna Staw i innych obszarów chronionych na tle koncesji na poszukiwanie, rozpoznawanie oraz wydobywanie węgla kamiennego na obszarze Lubelskiego Zagłębia Węglowego (⚒ – miejsce planowanej budowy infrastruktury kopalni „Karolina")

Propozycje metod ochrony wybranych gatunków ptaków

Dla gatunków objętych Dyrektywą Ptasią przygotowano kierunki i metody ochrony [Grzywaczewski i in. 2014]:

- bąk – ograniczenie drapieżnictwa, utrzymanie niepofragmentowanych płatów terenów podmokłych porośniętych roślinnością wynurzoną, tj.: szuwar trzcinowy, pałkowy, oczeretowy, kłociowy, skrzypowy itp., zajmujących powierzchnię co najmniej 10 ha;
- bączek, czapla biała – ograniczenie drapieżnictwa, ograniczenie odstrzałów redukcyjnych zwierząt w pobliżu gniazdujących osobników;
- bocian czarny – ochrona gniazd, utrzymanie odpowiednich siedlisk lęgowych, ograniczenie odstrzałów redukcyjnych zwierząt w pobliżu gniazdujących osobników;
- bocian biały, bielik, trzmielojad – ochrona i monitoring gniazd;
- błotniak łąkowy, błotniak zbożowy, błotniak stawowy, kropiatka, derkacz, dubelt, rycyk, kulik wielki – ograniczanie drapieżnictwa, ochrona siedlisk, zachowanie siedlisk gatunków położonych na trwałych użytkach zielonych, w przypadku kulika wielkiego zaleca się sztuczne inkubowanie jaj połączone z podkładaniem sztucznych jaj do gniazd, co zmniejsza straty w lęgach na etapie inkubacji jaj przez ptaki;
- orlik krzykliwy, orlik grubodzioby – ochrona gniazd, zachowanie żerowisk gatunku położonych na trwałych użytkach zielonych;
- jarząbek, lelek – ograniczanie drapieżnictwa, utrzymanie odpowiedniej struktury drzewostanów;
- zielonka, podgorzałka – ekstensywne użytkowanie stawów rybnych, ograniczenie drapieżnictwa;
- żuraw – ograniczenie presji drapieżnictwa, ograniczenie odstrzałów redukcyjnych zwierząt w pobliżu gniazdujących osobników oraz w pobliżu zlotowisk;
- rybitwa rzeczna, rybitwa białowąsa, rybitwa czarna, rybitwa białoskrzydła – budowa i utrzymanie platform lęgowych, ograniczanie drapieżnictwa;
- puchacz – budowa i utrzymanie platform lęgowych, utrzymanie obecnej struktury drzewostanów, redukcja drapieżników inwazyjnych;
- zimorodek – tworzenie skarp wzdłuż cieków wodnych, ograniczenie presji drapieżnictwa;
- dzięcioł zielonosiwy, dzięcioł czarny, dzięcioł średni, dzięcioł białogrzbiety, muchołówka mała – ochrona starodrzewów liściastych i mieszanych powyżej 80 lat z dużym udziałem martwych i zamierających drzew, pozostawianie martwego drewna;
- lerka – ograniczanie drapieżnictwa, zachowanie odpowiednich siedlisk lęgowych, ekstensywne użytkowanie siedlisk lęgowych, w tym ekstensywny wypas;

- świergotek polny – zachowanie nieporośniętych krzewami i drzewami muraw napiaskowych, zachowanie ekstensywnego użytkowania muraw napiaskowych i koszenie ich po 1 sierpnia lub ekstensywny wypas;
- podróżniczek, gąsiorek, ortolan – zachowanie odpowiednich siedlisk lęgowych;
- wodniczka – ochrona siedlisk lęgowych poprzez ekstensywne użytkowanie – koszenie siedlisk lęgowych raz w roku, w okresie wrzesień-luty, utrzymywanie odpowiedniego poziomu wód, który nie przekracza 10 cm ponad grunt;
- cietrzew – ograniczanie presji drapieżnictwa, utrzymanie tokowisk, czasowe ograniczenie ruchu turystycznego i prac leśnych w pobliżu czynnych tokowisk, opracowanie i wdrożenie programu odtworzenia siedlisk i restytucji gatunku.

Piśmiennictwo

1. Buczek T., Keller M. 1994. Breeding ecology of Marsh Harrier Circus aeruginosus in eastern Poland. Part 1. Population numbers and phenology of onset of laying. Acta Ornithol., 29, 67-80.
2. Buczek T., Krogulec J., Wójciak J. 1994. Zmiany w awifaunie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [W:] S. Radwan (red.), Opracowanie zasad ochrony i postępowania z unikalnymi zbiorowiskami wodno-błotnymi i leśnymi Poleskiego Parku Narodowego i jego otulin. Maszynopis, Akademia Rolnicza w Lublinie, Lublin.
3. Buczek T., Keller M., Różycki A.L. 2007. Lęgowe ptaki szponiaste *Falconiformes* Lasów Parczewskich – zmiany liczebności i rozmieszczenia w latach 1991-1993 i 2002-2004. Notatki Ornitologiczne, 48 (4), 217-231.
4. Chabuz W. Grzywaczewski G., Rysiak A., Cios Sz., Podolak G., Litwińczuk Z. 2012. Wpływ wypasu lokalnych ras bydła na różnorodność biologiczną łąk i pastwisk Polesia Lubelskiego. Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Zootechnicznego, 8 (4), 81-90.
5. Chodkiewicz T., Woźniak B., Neubauer G. 2019. Long-term abundance and reproduction trends of Black Stork Ciconia nigra in Sobibór Forest, eastern Poland. Poster, 12th European Ornithologists' Union Congress 2019.
6. Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z., Chodkiewicz T. (red.) 2015. Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny. Wyd. 2. GIOŚ, Warszawa.
7. Dąbal L. 1979. Ptaki Jeziora Wytyckiego. Maszynopis pracy magisterskiej, Zakład Ochrony Przyrody UMCS, Lublin.

8. Denejka G. 2010. Awifauna stawów rybnych w Starym Brusie i Pieszowoli w sezonie lęgowym w 2009 roku. Maszynopis pracy dyplomowej. Katedra Zoologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
9. Dyrcz A. 2010. Polish wetlands and marshland birds: looking for undisturbed references. Ardea, 98, 301-308.
10. Dyrcz A., Okulewicz J., Wiatr B. 1973. Ptaki Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w okresie lęgowym (z uwzględnieniem badań ilościowych na torfowiskach niskich). Acta Zool. Cracov., 18, 399-473.
11. Dyrcz A. Okulewicz J. 1971. Z zagadnień ochrony ptaków na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 27 (1), 63-68.
12. Galek J. 1977. Obserwacje nad awifauną Jeziora Uściwierz. Maszynopis pracy magisterskiej, Zakład Ochrony Przyrody UMCS, Lublin.
13. Głowaciński Z. (red.) 2001. Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa.
14. Grzywaczewski G. 1998. Rozmieszczenie sów Strigiformes w województwie chełmskim. II Przegląd Działalności Kół Naukowych Przyrodników. Wyższa Szkoła Pedagogiczna, Słupsk.
15. Grzywaczewski G. 2015. Long-term changes number of Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poleski National Park in the context of extensive agricultural use. Ann. UMCS, s. E, 33 (2), 1-12.
16. Grzywaczewski G. 2019. Wyniki monitoringu wybranych gatunków ptaków w Poleskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rez. Przyr., 38 (2), 53-66.
17. Grzywaczewski G., Begeer S., Cios Sz., Dziedzic R., Piskorski M., Wójcik M.. 2014. Plan ochrony dla Poleskiego Parku Narodowego i obszarów Natura 2000 w granicach parku. Operat ochrony zwierząt kręgowych. Maszynopis. Poleski Park Narodowy, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Taxus SI, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział Przemyśl, Warszawa, Lublin, Przemyśl.
18. Grzywaczewski G., Bojar W. 2015. Polesie Birdwatching. Turystyka ornitologiczna na Polesiu. Gmina Urszulin.
19. Grzywaczewski G., Cios S. 2008. Rozmieszczenie i liczebność żurawia *Grus grus* L., 1758 w Poleskim Parku Narodowym. Chrońmy Przyr. Ojcz., 64, 13-27.
20. Grzywaczewski G., Kitowski I. 2018. Coal mining threaten Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* globally endangered species. Oryx, 52 (1): 14, doi: 10.1017/S0030605317001806.

21. Grzywaczewski G., Kitowski I. 2019. Poland's conflicting environmental laws. Science, 365 (6449): 134. DOI: 10.1126/science.aax5830.
22. Grzywaczewski G., Łapińska K., Łapiński P., Gustaw W. 2009. Sowy Strigiformes Lasów Sobiborskich. [W:] Wiącek J., Polak M. Kucharczyk M., Grzywaczewski G., Jerzak L. (red.). Ptaki – Środowisko – Zagrożenia – Ochrona. Wybrane aspekty ekologii ptaków. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin, 125-139.
23. Grzywaczewski G., Nieoczym M. 2009. Analiza zmian zachodzących w ornitofaunie krajobrazów hydrogenicznych regionu w latach 1966-2009. [W:] Chmielewski T.J. (red.), Ekologia krajobrazów hydrogenicznych rezerwatu biosfery „Polesie Zachodnie". Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Lublin, 229-251.
24. Grzywaczewski G., Różycki A. 2010a. Polesie. [W:] Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.), Ostoje ptaków o znaczeniu europejskim w Polsce. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki, 347-350.
25. Grzywaczewski G., Różycki A. 2010b. Bagno Bubnów. [W:] Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.),.Ostoje ptaków o znaczeniu europejskim w Polsce. Ogólnopolskie Towarzystwo ochrony Ptaków, Marki, 351-352.
26. . Izdebski K., Grądziel T., 1981. Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Wiedza Powszechna, Warszawa.
27. Kanclerska K., Karpińska O., Woźniak B., Grzębkowski M., Aftyka S., Bełcik M., Bożycki Ł., Celej M.,Chodkiewicz T., Kuszner M., Litwiniak K., Pawelec M., Pietrasz K., Różycki A. Ł., Sikora D., Smith L.,Stasiak K., Szewczuk W., Śliwiński S., Tylkowski S., Woźniak M., Woźniak P., Wójciak J., Żołądek K., Keller M. 2018. Ocena możliwości włączenia Lasów Sobiborskich do sieci obszarów Important Birds Areas oraz obszarów specjalnej ochrony ptaków. Sylwan, 162 (2), 146-154.
28. Karpiński B. 1987. Lęgowe ptaki wodno-błotne stawów rybnych w Sosnowicy. Maszynopis pracy magisterskiej, Zakład Ochrony Przyrody UMCS, Lublin.
29. Keller M., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2011. Puszczyk mszarny *Strix nebulosa* nowym gatunkiem lęgowym w Polsce. Ornis Pol., 52, 150-154.
30. Kot H. 1981. Materiały do awifauny Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Notatki Ornitologiczne, 22 (3-4), 17-30.
31. Krogulec, J., Wołczuk, B. 2014. Analiza możliwości połączenia wschodniej i zachodniej populacji wodniczki *Acrocephalus paludicola* w Polsce poprzez odtworzenie zdegradowanych siedlisk wodniczki na obszarze rozgraniczającym te populacje. Maszynopis. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki.

32. Ławicki Ł., Lontkowski J., Wylegała P., Zieliński P. 2013. Wymieranie populacji lęgowej błotniaka zbożowego *Circus cyaneus* w Polsce. Ornis Polonica, 54, 1-11.
33. Ławicki Ł., Niedźwiecki S., Sawicki W., Świętochowski P., Goławski A., Kasprzykowski Z., Janiszewski T. 2011. Liczne gniazdowanie rybitwy białoskrzydłej *Chlidonias leucopterus* w Polsce w roku 2010. Ornis Polonica, 52, 85-96.
34. Meyburg B.U., Belka T., Danko S., Wójciak J., Heise G., Blohm T., Matthes H. 2005. Geschlechtsreife, ansiedlungsentfernung, alter und todesursachen beim schreiadler *Aquila pomarina*. Limicola, 19 (3), 153-179.
35. Miazga M. 1997. Wstępna inwentaryzacja stanowisk wybranych gatunków chruścieli na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Maszynopis pracy magisterskiej, Zakład Ochrony Przyrody UMCS, Lublin.
36. Mirski P., Cenian Z., Lontkowski J., Stój M., Wójciak J., Zawadzka D. 2013. Krajowy program ochrony orlika krzykliwego. Projekt. Komitet Ochrony Orłów, Olsztyn, manuskrypt.
37. Nieoczym M., Urban M., Aftyka S., Paśnik Z. 2014. Ważne stanowisko lęgowe podgorzałki *Aythya nyroca* na stawach w Starym Brusie (Lubelszczyzna). Chrońmy Przyr. Ojcz., 70, 68-72.
38. Piotrowska M., Piekarska K., Jobda M., Rzepkowski R., Jujka-Radziewicz M., Stasiak K., Krogulec J., Ebertowska B., Choroś J. (red.) 2016. Ptaki wybranych dolin rzecznych Lubelszczyzny. OTOP, Marki.
39. Piotrowska M., Marczakowski P. 1998. Występowanie kraski (*Coracias garrulus*) na Lubelszczyźnie do roku 1997. Kulon, 3 (1), 35-46.
40. Piotrowska M., Wójciak J., Borchulski Z. 1990. Bagno Bubnów, projektowany rezerwat faunistyczny w województwie chełmskim. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 46 (4-5), 54-60.
41. Piskorski M. 1999. Rozmieszczenie, liczebność i ochrona bąka *Botaurus stellaris* na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Chrońmy Przyr. Ojcz., 55, 52-64.
42. Różycki A.L., Keller M., Buczek T. (2007). Liczebność i preferencje siedliskowe jarząbka *Bonasa bonasia* w Lasach Parczewskich. Notatki Ornitologiczne, 48(3), 151-162.
43. Sikora A., Lawicki L., Wylegala P., Lenkiewicz W. 2015. Liczebność i rozmieszczenie żurawi *Grus grus* na jesiennych noclegowiskach w Polsce w latach 2009-2013. Ornis Polonica, 56, 1-25.
44. Skrzypek H. 1977. Ptaki jeziora Łukie. Maszynopis pracy magisterskiej, Zakład Ekologii UMCS, Lublin.

45. Skrzypek H. 1981. Problemy ochrony ptaków Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Roczniki Filozoficzne, 29 (3), 169-172.
46. Woźniak M., Gawrysiak K., Woźniak B. 2018. Liczebność populacji oraz charakterystyka miejsc lęgowych kruka (*Corvus corax*) na terenie Lasów Sobiborskich. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 20 (2), 74-84.
47. Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M., 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.
48. Solon J., Borzyszkowski J., Bidłasik M., Richling A., Badora K., Balon J., Brzezińska-Wójcik T., Chabudziński Ł., Dobrowolski R., Grzegorczyk I., Jodłowski M., Kistowski M., Kot R., Krąż P., Lechnio J., Macias A., Majchrowska A., Malinowska E., Migoń P., Myga-Piątek U., Nita J., Papińska E., Rodzik J., Strzyż M., Terpiłowski S., Ziaja W. 2018. Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. Geographia Polonica, vol. 91, no. 2, 143-170. https://doi.org/10.7163/GPol.0115

Fot. 2. Wyspy na Jeziorze Wytyckim z lęgowymi mewami, gęgawami i podgorzałkami (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 3. Gniazdo mewy białogłowej w kolonii na Jeziorze Wytyckim (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 4. Gęgawa zwiększająca swoją liczebność w PPN licznie gnieździ się na Jeziorze Wytyckim (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 5. Przykład nietypowego żerowania batalionów *Calidris pugnax* na polu uprawnym (m. Przymiarki, Pojezierze Łęczyński-Włodawskie) (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 6. Bocian biały żerujący na podmokłych łąkach (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 7. Czapla biała – pierwsze lęgi w Poleskim Parku Narodowym stwierdzono w 2013 r.
(fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 8. Gęgawa *Anser anser* – coraz liczniejszy gatunek ptaka na Polesiu Lubelskim
(fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 9. Żuraw *Grus grus* – w ciągu ostatnich 10 lat obserwuje się wzrost populacji lęgowej i wędrownej na Polesiu (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 10. Bagno Staw w PPN – siedlisko lęgowe wodniczki (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 11. Rzeka Bug (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 12. Durne Bagno – Poleski Park Narodowy (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 13. Jezioro Sumin (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 14. Krowie Bagno (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 15. Krowie Bagno i infrastruktura melioracyjna (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 16. Wilgotne łąki – miejsce lęgowe ptaków siewkowych (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 17. Osoka aleosowata – zagrożenie dla ptaków wodnych (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 18. Koszenie torfowisk ratrakami jest jedną w metod czynnej ochrony siedlisk lęgowych wodniczki (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 19. Krajobraz rolniczy okolic Poleskiego Parku Narodowego (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 20. Eksploatacja torfu na Krowim Bagnie (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 21. Odwierty poszukiwawcze węgla kamiennego w okolicach Poleskiego Parku Narodowego (fot. G. Grzywaczewski)

Fot. 22. Bagno Bubnów – Poleski Park Narodowy – siedlisko lęgowe wodniczki (fot. G. Grzywaczewski)

Małgorzata Piotrowska

7.2.4.2. Awifauna doliny Bugu

Historia badań ornitologicznych w dolinie Bugu

Teren

Dolina Bugu w granicach Polesia ma kilka charakterystycznych cech odróżniających ją od dolin innych rzek. Rzeka na odcinku granicznym nie została uregulowana – charakteryzuje się obcością licznych meandrów i wysokimi stromymi skarpami. W dolinie dobrze została zachowana terasa zalewowa z wydłużonymi starorzeczami, tzw. bużyskami, i rozległymi obszarami otwartych łąk. Szerokie fragmenty doliny rozdzielone są zwężeniami, gdzie taras zalewowy jest niewielki.

Charakterystyczna jest tu duża nieregularność przepływów w stosunku rocznym. Ekstremalne powodzie niosą wielokrotnie więcej wody niż w okresie największej suszy. Kolejną cechą jest bardzo szybkie tempo wzrostu poziomu wód [Harasimiuk, Harasimiuk 1991]. Wiąże się to z niewielkim spadkiem koryta, zwężeniami doliny i licznymi meandrami rzeki spowolniającymi spływ. Pewną rolę odgrywa kilka zbiorników retencyjnych na Ukrainie, w górnym biegu rzeki, których opróżnienie może spowodować szybki przybór wód w krótkim czasie.

Długość doliny Bugu w obrębie Polesia wynosi około 140 km. Prawy brzeg rzeki porastają na całej długości łęgi wierzbowe (głównie zespoły *Salicetum albae* i *Salicetum albo-fragilis*). Jest to niezwykle charakterystyczna cecha Bugu, odróżniająca go od innych rzek. Lewy brzeg rzeki jest najczęściej wylesiony. Stopień uwilgotnienia doliny jest różnicowany: od starorzeczy, torfowisk, turzycowisk, fragmentów łęgów, olsów, zarośli i rozległych łąk, po pastwiska i suchsze zbiorowiska murawowe. Wyżej położone fragmenty doliny zajmują pola uprawne. W jej podłożu znajdują się osady mineralne.

Łąki i pastwiska zajmują tu nieco ponad 50% powierzchni, tereny rolne – około 34%, lasy i zadrzewienia – 10%. Rolnictwo w dolinie ma charakter ekstensywny, zależny przede wszystkim od poziomu wody w rzece. Utrzymujące się w niektórych latach przez wiele miesięcy rozlewiska uniemożliwiają rolnikom prowadzenie prac.

Od strony zachodniej w strefie granicznej penetracja doliny ograniczała się zazwyczaj do ekstensywnego użytkowania łąk i pól przez rolników. Paradoksalnie więc „granica przyjaźni" uchroniła dolinę Bugu przed degradacją (brak regulacji rzeki, obwałowań, melioracji doliny, zabudowy), ale też zahamowała badania ornitologiczne na tym terenie.

Po transformacji w latach 90. ubiegłego wieku na licznych fragmentach łąk zaprzestano koszenia, a na pastwiskach wypasania. W wielu miejscach założono plantacje wikliny, orzecha włoskiego, a wyżej położone miejsca zaorano lub niekiedy zalesiono.

Historia badań

Doliny rzek ze względu na dużą żyzność i dynamikę układów przyrodniczych charakteryzują niezwykłym bogactwem szaty roślinnej i zasiedlających je gatunków zwierząt. Dotyczy to również awifauny. Skład gatunkowy i liczebność zgrupowań ptaków środowisk nadrzecznych i samego koryta rzeki zależy od wielu czynników, przede wszystkim od wielkości rzeki, charakteru i szerokości doliny oraz stopnia jej naturalności [Tomiałojć, Dyrcz 1993]. Ze względu na dużą różnorodność przyrodniczą doliny rzek od dawna przyciągały badaczy. Dotyczyło to również ornitologów.

Najwcześniejsze obserwacje ornitologiczne prowadzonych w granicach Polesia Lubelskiego pochodzą prawdopodobnie od Władysława Taczanowskiego. Ten nestor ornitologii polskiej pisał w imponującym dwutomowym dziele „Ptaki krajowe" [1882]: *robiłem częste wycieczki w różne strony Lubelskiego i Polesia, a między temi na rozległe błota między Wieprzem a Bugiem położone i przedstawiające charakter Polesia bardzo zbliżony…*

W dostępnych publikacjach [Domaniewski 1913] nie odnaleziono informacji z początków XX wieku o badaniach awifauny doliny Bugu. Prawdopodobnie tereny te, położone stosunkowo daleko od prężnych ośrodków naukowych, nie przyciągnęły ornitologów. Po 1945 r. środkiem rzeki biegła granicą między ZSRR a Polską.

Po wschodniej stronie rzeki dolina Bugu była zupełnie niedostępna dla ludności przez ponad 70 lat. Takie położenie w strefie przygranicznej zmniejszyło zainteresowania doliną Bugu, ale jednocześnie spowodowało, że nastąpiły tam procesy odbudowy naturalnych zbiorowisk [Tretiakov i in. 2002], w tym lasów łęgowych w pasie granicznym.

Podobna sytuacja utrzymywała się aż do lat 80. XX wieku. Wtedy to nastąpił rozkwit badań ornitologicznych, w których brali udział głównie naukowcy i studenci zarówno z lubelskiego ośrodka naukowego, jak i innych ośrodków akademickich. Zwykle przy okazji wyjazdów w najbardziej interesujące rejony Polesia Lubelskiego penetrowano sporadycznie niektóre fragmenty doliny Bugu. W obserwacjach uczestniczyli również ornitolodzy-amatorzy.

Od 1985 r. w ramach Międzynarodowej Akcji Liczenia Ptaków Wodnych zimujących na rzekach prowadzono obserwacje na Wiśle, Wieprzu i innych mniejszych rzekach, ale też na kilku 5-kilometrowych odcinkach Bugu [Piotrowska 2003].

W latach 1980-1993 wielu ornitologów zawodowych i amatorów penetrowało wybrane fragmenty doliny Bugu, kiedy zbierano materiały do polskiego atlasu ornitologicznego,

a następnie w latach 1993-2005 do książki „Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny" [Wójciak i in. 2005].

Dokładniejsze badania ptaków lęgowych w dolinie Bugu rozpoczęto w latach 1993-1995. Dolina Bugu to duży obszar, trudny w całości do penetracji w ciągu krótkiego czasu. Pierwsze obserwacje miały na celu rozpoznanie doliny i wykrycie fragmentów najcenniejszych dla ptaków. W sezonie lęgowym wykonano dwa przejścia doliną (na początku maja i w drugiej połowie czerwca). W najcenniejszych pod względem ornitologicznym miejscach przeprowadzono dodatkowe obserwacje [Piotrowska 1994, 1995, 1996]. Notowano wszystkie ptaki ze szczególnym uwzględnieniem najrzadszych gatunków związanych z doliną rzeki [Piotrowska, Dombrowski 1993]. W tym samym czasie przeprowadzono jednorazowy spływ korytem Bugu od miejscowości Matcze (Strzelecki Park Krajobrazowy) do ujścia Krzny w miejscowości Neple. W czasie spływu dokładnie oceniono liczebność brodźca piskliwego *Actitis hypoleucos,* zimorodka *Alcedo atthis,* sieweczki rzecznej *Charadrius dubius* i brzegówki *Riparia riparia* [Piotrowska 1996, 1998]. W obserwacjach uczestniczyło kilkanaście osób.

Następną inwentaryzację w dolinie Bugu prowadzono w latach 1999-2000 w ramach projektu międzynarodowego Polska – Ukraina – Białoruś. W 1999 r. w okresie lęgowym penetrowano dolinę od miejscowości Gołębie do ujścia Krzny. W kolejnym roku powtórzono obserwacje na wybranych, najcenniejszych fragmentach doliny. Kontrolę powtarzano trzykrotnie: na przełomie kwietnia/maja, w maju i w końcu czerwca/początek lipca [Piotrowska i in. 2002]. W wytypowanych miejscach w celu oceny liczebności derkacza wykonano kontrole nocne. Przy wybranych starorzeczach prowadzono stymulację głosową, aby wykryć perkozka *Tachybaptus ruficollis*, zielonkę *Porzana parva,* wodnika *Rallus aquaticus* i derkacza *Crex crex*.

W 2013 r. obserwacje ornitologiczne w dolinie prowadzono w ostoi ptaków Natura 2000 – Dolina Środkowego Bugu, które zostały uzupełnione spływem [Szewczyk, Stachyra 2013]. Liczebność niektórych rzadszych gatunków (derkacz *Crex crex,* kropiatka *Porzana porzana,* gąsiorek *Lanius collurio*, jarzębatka *Sylvia nisoria*) oceniano na powierzchniach próbnych. Spływ w granicach obszaru Natura 2000 przeprowadzono w czerwcu.

W latach 2012-2016 w ramach projektu „Ochrona różnorodności gatunkowej cennych przyrodniczo siedlisk na użytkach rolnych na obszarach Natura 2000 w województwie Lubelskim" prowadzono liczenia wszystkich gatunków ptaków na kilkunastu niewielkich powierzchniach w dolinie Bugu. Następnie w 2016 r. inwentaryzowano ptaki na 13 wybranych fragmentach doliny Bugu w granicach Polesia Lubelskiego. Skoncentrowano się wtedy na ocenie liczebności najcenniejszych 42 gatunków związanych z doliną. Poranne obserwacje

powtarzano trzykrotnie w sezonie lęgowym, wykonano również jedno liczenie wieczorne [Piotrowska i in. 2016]. Nie oceniono liczebności gatunków zasiedlających koryto rzeki.

Charakterystyka awifauny doliny Bugu

Najcenniejsze gatunki lęgowe w dolinach rzecznych związane są z dużą powierzchnią otwartych, zalewowych łąk o różnym stopniu wilgotności.

Badania awifauny lęgowej prowadzono w okresie kwiecień-lipiec. W czasie kolejnych obserwacji próbowano ustalić skład jakościowy zgrupowań ptaków w dolinie i w miarę możliwości ocenić liczebność najrzadszych gatunków lęgowych [Piotrowska, Dombrowski 1993; Tomiałojć 1989 a, b]. Już pierwsze obserwacje przeprowadzone w latach 1993-1995 pokazały niezwykłe bogactwo ornitologiczne tego terenu.

Dokładne informacje uzyskano w czasie spływu. Stwierdzono, że koryto rzeki jest ważnym miejscem lęgowym brodźca piskliwego. Jego liczebność oceniono na 100-120 par. Kolejny gatunek to sieweczka rzeczna gniazdująca w liczbie około 10 par. Niezwykle wysoką liczebność odnotowano u ptaków budujących gniazda w stromych brzegach koryta, tj. u zimorodka i brzegówki. Uzyskane liczebności dla zimorodka i brzegówki dotyczą obu brzegów prawego (ukraińskiego i białoruskiego) i lewego (polskiego). Liczebność zimorodka oceniono na 110-130 par, natomiast liczba norek brzegówki wynosiła 10-12 tys. (tab. 1).

Tab. 1. Wyniki inwentaryzacji ornitologicznych koryta Bugu w latach 1993-2013

Lata obserwacji	1993-1995	2013
Autorzy	Piotrowska [1994, 1995, 1996, 1988]	Stachyra, Szewczyk [2013]
Actitis hypoleucos	100-130	150
Charadrius dubius	10	-
Alcedo atthis	110-140	110-140
Riparia riparia	10-12 tys.	13350

Niestety, nie dla wszystkich gatunków ptaków uzyskano jednakowo cenne, kompletne materiały. Przyczynami były: ogromny, rozciągnięty obszar doliny Bugu, mozaika środowisk o różnym stopniu uwilgotnienia i wysoki niekiedy poziom wody umożliwiający penetrację części terenu. Nie objęto obserwacjami wszystkich fragmentów doliny, zwłaszcza tych rozszerzonych do 3-4 km.

Liczebność rycyka *Limosa limosa* oceniono na 30-40 par, krwawodzioba *Tringa totanus* na 15-20 par, kszyka *Gallinago gallinago* na 10-30, derkacza na 40, natomiast nie notowano liczebności występującej powszechnie czajki *Vanellus vanellus*, podobnie jak cyranki *Anas*

querquedula. Stwierdzono 35 par błotniaka stawowego *Circus aeruginosus* i około 40 par błotniaka łąkowego *Circus pygargus* (tab. 2). Z pewnością liczebność tych gatunków (poza błotniakami) została znacznie zaniżona. Jest to wynikiem tylko dwukrotnego przejścia doliną i braku penetracji miejsc, gdzie dolina się rozszerza.

Nieco dokładniejsze dane uzyskano dla gatunków gniazdujących na starorzeczach. Odnotowano około 50 par rybitwy czarnej *Chlidonias niger*, 30 par rybitwy białoskrzydłej *Chlidonias leucopterusi*, 3-4 pary rybitwy białowąsej *Chlidonias hybrida*. Do rzadszych gatunków należy np. dudek *Upupa epops*, którego liczebność oceniono na 40 par.

Osobną grupę stanowiły drobne gatunki śpiewające *Oscines*. Stwierdzono 30 par jarzębatki *Sylvia nisoriai* i około 50 stanowisk remiza *Remiz pendulinus* (tab. 2). Pomimo braku dokładnych danych ilościowych zebrano materiały świadczące o wyjątkowo licznym występowaniu w dolinie Bugu: słowika szarego *Luscinia luscinia*, dziwonii *Carpodacus erythrinus*, krętogłowa *Jynx torquilla*, turkawki *Streptopelia turtur*, gąsiorka *Lanius collurio*, świergotka łąkowego *Anthus pratensis* i kwiczoła *Turdus pilaris*. Odnotowano trzy stanowiska lęgowe droździka *Turdus iliacus*. Ogółem odnotowano w czasie obserwacji 103 gatunki ptaków, spośród których 90 uznano za lęgowe lub prawdopodobnie lęgowe w dolinie Bugu [Piotrowska 1994, 1995, 1996; Piotrowska, Wójciak 1994].

W latach 1999-2000 przeprowadzono kolejne obserwacje w dolinie na odcinku granicznym (Gołębie-Neple). W pierwszym roku obserwacji bardzo wysoki poziom wód zalewowych utrzymywał się w dolinie bardzo długo i dlatego część gatunków łąkowych nie zasiedliła jej. Z tego względu zdecydowano się na powtórzenie badań w roku następnym. Stwierdzono, że najcenniejsze dla ptaków są tereny otwartych łąk położone w rozszerzeniach doliny w okolicach Kryłowa, Gródka, Zagórnika, Skryhiczyna, Husynnego, Świerż, Hniszowa, Dołhobrodów, Mościc Dolnych, Nowosiółek, Parośli i Samowicz.

Dla kilku rzadszych gatunków ptaków możliwa była ocena liczebności. Prowadzono nocne kontrole pod koniec maja i w czerwcu połączone ze stymulacją, co pozwoliło na oszacowanie liczebności derkacza *Crex crex* na 280-320 odzywających się ptaków. Liczebność bąka *Botaurus stallaris* oceniono na 11 odzywających się ptaków, cyranki *Anas querquedula* na 50-60 par, płaskonosa *Anas clypeata* na 40, żurawia *Grus grus* na 2-3 pary, czajki *Vanellus vanellus* na 150-200, kszyka *Gallinago gallinago* na 60-70, rycyka *Limosa limosa* na 100-110, a krwawodzioba *Tringa totanus* na 80-90 par. Liczebność pustułki *Falco tinnunculus* oceniono na 5-10 par, błotniaka stawowego *Circus aeruginosus* na około 35 par, a błotniaka łąkowego *Circus pygargus* na około 20 par (tab. 2). Stwierdzono 80-90 gniazd czapli siwej *Ardea cinerea*

w kolonii w Dołhobrodach. Do najrzadszych gatunków obserwowanych w tym okresie w dolinie Bugu należały szczudłak *Himantopus himantopus* i dubelt *Gallinago media*.

Obserwacje ptaków w dolinie Bugu prowadzono również w latach 1995-2003 [Marczakowski i in. 2004]. Penetrowano wtedy również południowy fragment doliny położony poza Polesiem Lubelskim (tab. 2).

Tab. 2. Liczebność wybranych ptaków lęgowych w dolinie Bugu

Gatunek	Lata obserwacji				
	1993-1995	1999	1995-2003	2013	2016
	Piotrowska [1993-1995]	Piotrowska i in. [1999]	Marczakows-ki i in. [2004]	Stachyra, Szewczyk [2013]	Piotrowska i in. [2016]
Botaurus stellais	6-8	11	5-10	26	4
Ixobrychus minutus			1	11	0
Anas clypeata		40			1-2
Circus aeruginosus	37	36	35	39	22-24
Circus pygargus	40	20	30	0	2
Rallus aguaticus		8			4-6
Porzana porzana	3		3	17-35	6
Porzana parva			5	55	6
Crex crex	min. 40	280-320	300-350	600-650	140
Grus grus		2-3		2	7
Vanellus vanellus		150-200			52-56
Gallinago gallinago	10-30	60-70			14
Gallinago media			1	25-37	0
Limosa limosa	30-40	100-110		2-5	4
Tringa totanus	15-20	80-90		6-10	0
Sterna hirundo	12	20	12-20	2-3	20
Chlidonias hybrida	3-4		70	120-140	0
Chlidonias niger	50	8	50-250	90-100	0
Chlidonias leucopterus	30	180-260		215-245	0
Upupa epops	40				
Turdus iliacus	3	2-3			
Remiz pendulinus	52	40			5
Luscinia svecica		25	3-6	20-25	
Sylvia nisoria	30	min. 20	15-50	180-220	
Lanius collurio			50	350-400	
Carpodaucus erythrinus	30	100			20
Emberiza hortulana	5	3			

W ramach przygotowania Planu Zadań Ochronnych Natura 2000 dla Doliny Środkowego Bugu przeprowadzono tam inwentaryzację ornitologiczną w 2013 r. Ze względu na wysoki poziom wody nie wszystkie powierzchnie łąk były dostępne wtedy dla gatunków lęgowych. Liczono wybrane gatunki ptaków na niewielkiej powierzchni próbnej i następnie ekstrapolowano uzyskane zagęszczenie na całą dolinę. To z pewnością utrudnia ocenę faktycznej liczebności. W części przypadków można domniemywać, że wyniki mogą być zawyżone. Stwierdzono bąka *Botaurus stellaris* na 26 stanowiskach, a na 11 bączka *Ixobrychus minutus*, liczebność rycyka *Limosa limosa* oceniono na 2-5 par, krwawodzioba *Tringa totanus* na 6-10 par, a błotniaka stawowego *Circus aeruginosus* – 39 par. Odnotowano liczebność czterech gatunków rybitw: (rzecznej *Sterna hirundo* – 2-3 pary, białowąsej *Chlidonias hybrida* – 120-140 par, czarnej *Chlidonias niger* – 90-100 par i białoskrzydłej *Chlidonias leucoptera* – 215-245 par). W czasie obserwacji odnotowano 154 lęgowe lub prawdopodobnie lęgowe gatunki ptaków (tab. 2).

Z kolei w 2016 r., kiedy obserwacjami objęto 14 najcenniejszych fragmentów doliny Bugu (13 w granicach Polesia), poziom wody w okresie wiosennym był wyjątkowo niski. Z tego względu liczebność większości najcenniejszych gatunków związanych z doliną była niska (tab. 2). Odnotowano tylko 4 stanowiska bąka *Botaurus stellaris,* 10-12 par cyranki *Anas querquedula,* 1-2 pary płaskonosa *Anas clypeata*, stwierdzono 142 odzywające się derkacze *Crex crex,* 14 stanowisk kszyka *Gallinago gallinago* i 52-56 czajki *Vanellus vanellus*.

Zmiany liczebności awifauny lęgowej w dolinie Bugu i jej przyczyny

Na uzyskanie danych dotyczących składu gatunkowego i ilościowego zgrupowań awifauny dolin rzecznych poza czynnikiem ludzkim (niejednolita metodyka, zmienna wielkość powierzchni, różni obserwatorzy) mają wpływ również czynniki obiektywne. Zmiany liczebności niektórych omawianych gatunków wynikają z oddziaływania czynników przyrodniczych, naturalnych. Część z nich działa lokalnie, inne – na dużym obszarze. To wszystko utrudnia porównanie awifauny nie tylko między dolinami różnych rzek, ale również na tej samej rzece w kolejnych latach.

Stopień zalania doliny Bugu i czas utrzymujących się zalewów w kolejnych latach różniły się nieraz znacznie. Wpływało to na dostępność miejsc lęgowych dla najważniejszych gatunków ptaków i tym samym na zmiany ich liczebności. Nie zawsze świadczy to o np. pogarszającej się sytuacji konkretnego gatunku.

Również wysokość poziom wody na łąkach na terenach sąsiadujących z doliną Bugu (np. zalane łąki w dolinie Prypeci na Białorusi) mogą powodować przemieszczanie się niektórych gatunków i rezultatem są zaskakujące zmiany ich liczebności.

Jak wynika z obserwacji prowadzonych w dolinie Bugu w latach 1993-2016, ornitofauna tego obszaru podlega dość dużym zmianom. Dotyczy to zarówno ocen jakościowych, jak i ilościowych. Część zmian, zarówno wzrostu, jak i spadku liczebności poszczególnych gatunków ptaków w kolejnych latach, może wynikać z ich sytuacji poza lęgowiskami (warunki na zimowiskach lub w okresie wędrówki). Zmiany liczebności mogą wynikać również np. ze sposobu gospodarowania (np. brak koszenia i wypasu, zarastanie krzewami). Na początku tego procesu mogą być one mniej widoczne, ale zwiększają się po kilku latach w miarę wzrostu powierzchni niekoszonych łąk.

Przyczyną wzrostu lub spadku liczebności mogą wynikać ze zmian klimatycznych, powodujących u niektórych gatunków zmianę zasięgu. W czasie obserwacji prowadzonych w dolinie Bugu na początku lat 90. ubiegłego wieku żuraw *Grus grus* nie był notowany. Pierwsze obserwacje pochodzą z 1999 r. (2-3 pary), natomiast w 2016 r. odnotowano go już na 7 stanowiskach. Inne zmiany wynikają z ekspansji gatunku (niekiedy spowodowanej również ociepleniem klimatu), np. czapla biała *Ergetta alba*, dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus*, gęgawa *Anser anser*.

Kolejnym czynnikiem wpływającym negatywnie na liczebność najcenniejszych gatunków doliny Bugu jest niedobór opadów powodujący obniżenie poziomu wód gruntowych i przesuszenie łąk, wysychanie niewielkich oczek wodnych i wilgotnych obniżeń terenowych, zmniejszenie lustra wodnego starorzeczy. Wszystko to wpływało na zmniejszanie powierzchni atrakcyjnych dla wielu cennych gatunków (kaczkowate *Anatidae*, chruściele *Rallidae*, niektóre siewkowce *Charadrii*).

Duży wpływ na skład gatunkowy awifauny doliny Bugu wywarły zmiany ustrojowe związane z wejściem Polski do Unii Europejskiej. W stosunkowo krótkim czasie nastąpiła zmiana sposobu gospodarowania. Na części łąk zaprzestano koszenia, zlikwidowano również wypas. Na niekoszonych łąkach stopniowo zaczęły pojawiać się trzcinowiska, niekoszone turzycowiska, zarośla z udziałem wierzby *Salix* sp., brzozy *Betula* sp. czy osiki *Populus tremula*. W niektórych miejscach wprowadzono plantacje wikliny. Te rejony przestały być atrakcyjne dla siewkowatych lęgowych w dolinie Bugu. Preferowane przez nie rozległe łąki znikły, ich powierzchnia została zmniejszona i podzielona na niewielkie fragmenty. Jednocześnie zmiany te spowodowały wzrost liczebności gatunków pospolitych (rokitniczka,

potrzos, trznadel) zasiedlających zarośla, turzycowiska czy ziołorośla również poza dolinami rzek.

Z powyższych względów niełatwo dokonać charakterystyki awifauny w dolinie Bugu analizując materiały, które zbierano nieco różnymi metodami w okresie ponad dwudziestu lat.

Dla gatunków związanych z korytem Bugu (brodziec piskliwy *Actitis hypoleucos,* zimorodek *Alcedo atthis*, brzegówka *Riparia riparia*) uzyskano podobne wartości w kolejnych inwentaryzacjach (w latach 1993-1995 i w 2013 r.). Koryto rzeki na całej długości było równomiernie zasiedlone przez poszczególne pary bodźca piskliwego i zimorodka. Niewątpliwie ma to związek z niezmienionym, naturalnym korytem rzeki. Jedynie rejony przejść granicznych (Dorohusk, Sławatycze, Terespol-Koroszczyn) były omijane przez te gatunki.

Stosunkowo niewielkie zmiany liczebności stwierdzono u błotniaka stawowego *Circus aeruginosus*. W kolejnych latach jego liczebność wahała od 36 (1999 r.) do 39 (2013 r.) i 22-24 (w 2016 r.). Zanotowany spadek liczebności w ostatniej inwentaryzacji wynika z wyjątkowo niskiego poziomu wody, jak i mniejszej powierzchni badań, obejmującej tylko najcenniejsze fragmenty doliny.

Liczebność błotniaka łąkowego *Circus pygargus* w ciągu tego samego okresu znacznie spadła. W czasie obserwacji prowadzonych na początku lat 90. stwierdzono go na 40 stanowiskach, w 1999 r. jedynie na 20 [Piotrowska 1999; Piotrowska i in. 2002]. Dalszy spadek nastąpił w 2013 r., kiedy nie stwierdzono jego lęgów, natomiast w 2016 r. odnotowano jedynie 2 pary. Jak wynika z obserwacji na innych terenach Lubelszczyzny, prawdopodobnie obserwujemy właśnie spadek liczebności tego gatunku. Był on niegdyś pospolity nie tylko w dolinach rzecznych, lecz również w uprawach zbóż [Jaszcz, Wójciak 1993]. Oba gatunki błotniaków są łatwo rozpoznawane w terenie, dlatego otrzymane wyniki wydają się dość dokładnie odzwierciedlać ich sytuację.

Pierwsze, wstępne dane otrzymane dla derkacza *Crex crex* w latach 90. wskazywały, że jest to teren optymalny dla tego gatunku. Nie prowadzono jednak liczeń nocnych, które mogłyby pomóc w uzyskaniu pełniejszych danych. W 1999 r., z wykorzystaniem liczeń nocnych i stymulacji głosowej, stwierdzono 300-350 odzywających się ptaków. W 2013 r. uzyskano dwukrotnie większą liczebność – 600-650. Wartość ta wydaje się zawyżona, prawdopodobnie wynika to ze sposobu liczenia. Ocenę liczebności derkacza uzyskano z liczeń na powierzchniach próbnych i prawdopodobnie przeprowadzono ekstrapolację wyników na powierzchnię całej doliny. Ponadto prawdopodobnie znaczna liczba osobników tego gatunku przemieściła się tu z Ukrainy, z terenów niedostępnych z powodu wysokiego poziomu wód

w tym czasie [I. Gorban, inf. ustna]. W 2016 r. liczebność derkacza na 14 fragmentach doliny Bugu oceniono na 142 odzywających się ptaków.

Czajka *Vanellus vanellus* i kszyk *Gallinago gallinago* w okresie pierwszych inwentaryzacji (lata 1993-1995) były na tyle pospolite, że nie notowano ich liczebności. W 1999 r. liczebność czajki oceniono na 150-200, a w 2016 r. jedynie 52-56 par. Pewne różnice wynikają z wielkości inwentaryzowanej powierzchni. Jednocześnie opierając się na informacjach z innych terenów Lubelszczyzny i Polski [Chylarecki i in. 2003] można mówić o spadku liczebności tego gatunku, podobnie jak i innych siewkowatych [Kuczyński, Chylarecki 2012]. W 1999 r. kszyka stwierdzono na 60-70 stanowiskach, a w 2016 r. zaledwie na 14. Spadek liczebności obu gatunków w 2016 r. wynikał w dużym stopniu z niedoboru odpowiednio wilgotnych siedlisk w dolinie Bugu.

Podobną sytuację odnotowano u rycyka *Limosa limosa* i krwawodzioba *Tringa totanus*. Nawet w porównaniu z obserwacjami z początku lat 90., kiedy część stanowisk mogła zostać pominięta, w 2013 r. odnotowano wyraźny regres populacji rycyka *Limosa limosa* (odpowiednio 30 i 2-5 par), który postępował w inwentaryzacji w 2016 r. (4 pary). Analogiczną sytuację odnotowano u krwawodzioba *Tringa totanus* – spadek z 15 do 6-10, następnie do 4, a w 2016 r. nie stwierdzono go w ogóle (tab. 2). Na tym tle rok 1999 [Piotrowska 1999; Piotrowska i in. 2002] charakteryzuje się niezwykle wysoką liczebnością obu gatunków (odpowiednio 100-110 i 80-90 par). Wahania te wynikają częściowo z sytuacji hydrologicznej w dolinie. W okresie badań w latach 1993, 1995, 1998 i 2016 wiosna charakteryzowała się niskim poziomem wody, natomiast w latach 1994, 1999 i 2013 poziom wody w dolinie był stosunkowo wysoki. Tak więc spadek liczebności mógł być spowodowany również utratą części siedlisk zajmowanych przez te gatunki. Optymalne warunki wilgotnościowe wystąpiły w 1999 r., wyjątkowo korzystnym dla rycyka *Limosa limosa* i krwawodzioba *Tringa totanus*. W 2016 r. do spadku liczebności części gatunków przyczynił się wyjątkowo niski poziom wód gruntowych.

Dolina Bugu z licznymi „bużyskami" jest ważnym na Lubelszczyźnie miejscem lęgowym dla rybitwy czarnej *Chlidonias nigra*, rybitwy białowąsej *Chlidonias hybrida*, rybitwy białoskrzydłej *Chlidonias leucopterus* i rybitwy rzecznej *Sterna hirundo*. Liczba par lęgowych zmienia się w kolejnych latach (tab. 1), lecz trudno ocenić, czy wynika to z fluktuacji liczebności gatunku, czy ze stopnia dokładności prowadzonych obserwacji.

O ważnej roli doliny Bugu dla awifauny świadczy liczba rzadkich gatunków zarówno lęgowych, gniazdujących w sąsiedztwie (czapla biała *Egretta alba*, podgorzałka *Aythya nyroca*, dubelt *Gallinago media*, droździk *Turdus iliacus*, orlik krzykliwy *Aquila pomarina*, trzmielojad

Pernis apivorus), jak i przelotnych (nur czarnoszyi *Gavia stellata*, czapla nadobna *Egretta garzetta*, łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*, kania ruda *Milvus milvus*, orzeł przedni *Aquila chrysaetos*, orzełek *Aquila pennata* czy kwokacz *Tringa nebularia*).

Na uwagę zasługuje odnotowanie w 2016 r. lęgowej gęgawy *Anser anser* (3 pary) i wzrost liczebności żurawia *Grus grus* (do 7 par). Oba gatunki wykazują w ostatnich latach wzrost liczebności we wschodniej Polsce. Stwierdzono również lęgowego gągoła i nurogęsi.

W przypadku ptaków śpiewających uzyskano wiele informacji dotyczących bogactwa gatunkowego tej grupy w dolinie Bugu. Niezwykle interesującym gatunkiem jest wodniczka *Acrocephallus paludicola*, która pojawiła się w 2009 r. w rejonie miejscowości Husynne na rozległym kompleksie łąk w pobliżu ujścia rzeki Udal do Bugu. Stwierdzono wtedy 48 śpiewających samców i samice karmiące. W innych latach nie odnotowano wodniczki w dolinie Bugu.

Zagrożenia awifauny dolin rzecznych i ich ochrona

Doliny rzeczne (również dolina Bugu) podlegają procesom przemian w skali makro i mikro. Poszczególne rzeki, a nawet ich odcinki różnią się stopniem przekształcenia. Ptaki bardzo szybko reagują na zmiany jakości środowiska i dlatego są doskonałym wskaźnikiem również jego degradacji. Szczególnie wrażliwe na niekorzystne zmiany są gatunki budujące gniazda na ziemi. W wyniku niekorzystnych przemian wiele gatunków roślin i zwierząt, w tym również ptaków, zaczęło znikać z krajobrazu nadrzecznego. Człowiek spowodował, że zmieniały się skład i liczebność nie tylko zgrupowań lęgowych gatunków ptaków, ale też migrujących, wykorzystujących w czasie wędrówek doliny rzek jako miejsce żerowania, odpoczynku i schronienia.

Zmniejszenie powierzchni i pogorszenie jakości tych terenów nadrzecznych były przyczyną drastycznego spadku liczebności niektórych gatunków ptaków. Do najbardziej zagrożonych ptaków należy grupa gatunków zakładających gniazda na ziemi (grzebiące *Galliformes*, chruściele *Rallidae* i siewkowe *Charadridae*). Obecnie należą one do najrzadszych i najbardziej zagrożonych w skali Polski i Europy [Głowaciński 2001; Tomiałojć, Stawarczyk 2003; Sidło i in. 2004; Kuczyński, Chylarecki 2012]. Do życia i rozrodu potrzebują rozległych, otwartych łąk w dolinach rzecznych. Niższy poziom gospodarczy w Polsce niż w zachodniej Europie spowolnił wiele drastycznych i zagrażających środowisku procesów w dolinach rzecznych, a zwłaszcza w dolinie Bugu, która była omijana przez inwestycje, w tym zabudowę, przez ponad 70 lat.

Największym zagrożeniem dla awifauny dolin rzecznych są melioracje. Wyprostowanie, skrócenie i pogłębienie koryta rzeki i odwodnienie doliny poprzez wykopanie rowów wpływa negatywnie nie tylko na awifaunę [Piotrowska 2005], ale na całą faunę i florę doliny [Wójciak, Urban 2016]. Z uwagi na niedobór opadów w ostatnich latach ta sytuacja z roku na rok się pogarsza. Przyśpiesza ją brak pokrywy śnieżnej i niewielkie sumy opadów w miesiącach wiosennych i letnich. Wysychają wtedy płytsze zagłębienia i oczka wodne, a w starorzeczach obniża się znacznie poziom wody.

Kolejnym zagrożeniem jest zaprzestanie koszenia i wypasu. Może to doprowadzić do zarastania znacznych powierzchni nieużytkowanych łąk przez turzyce *Carex* sp., trzcinę pospolitą *Phragmites communis* czy zarośla wierzby łozy *Salix cinerea*. Powoduje to zmniejszenie powierzchni terenów zasiedlanych przez wiele rzadkich i zagrożonych gatunków ptaków terenów otwartych lub wycofywanie się ich.

Wypalanie niekoszonych łąk i roślinności szuwarowej to zagrożenie dla wszystkich organizmów żywych. Dla ptaków najgroźniejsze jest zwłaszcza w okresie wiosennym (kwiecień – początek maja), kiedy gniazdują. Giną wtedy zniesienia i młode, a degradacji ulegają również siedliska lęgowe, co uniemożliwia ptakom powtórzenie lęgu. Coraz częściej odnotowuje się, że zebrane siano, gruz lub inne śmieci składane są w obniżeniach i zagłębieniach na łąkach i pastwiskach wypełnionych niegdyś wodą w okresach wezbrań wiosennych. Dla wielu gatunków odbywających lęgi jeszcze w czerwcu (derkacz *Crex crex*) znaczenie mają terminy koszenia trawy na łąkach. Koszenie zbyt wczesne (również do środka działki) jest przyczyną dużych strat w lęgach ptaków.

Wycinanie łęgów powoduje zubożenie zgrupowań awifauny wskutek likwidacji miejsc lęgowych wielu rzadkich gatunków (gągoł *Bucephala clangula*, bocian czarny *Ciconia nigra*, bielik *Haliaeetus albicilla*, pustułka *Falco tinnunculus*, samotnik *Tringa ochropus* czy puszczyk *Strix aluco*). Niekorzystne znaczenie ma także wydobywanie torfu na skalę przemysłową oraz wycinanie szuwarów, zwłaszcza w sezonie lęgowym.

Zagrożeniem dla awifauny jest zmiana sposobu użytkowania polegająca na zaorywaniu wyżej położonych terenów czy zakładaniu plantacji wikliny. Zmniejsza to i fragmentuje jednorodną powierzchnię łąk. Zabudowa i zwiększona penetracja w dolinie Bugu są nieznaczne, lecz np. rejony przejść granicznych omijają brodziec piskliwy i zimorodek.

Eutrofizacja i zanieczyszczenie wód sprzyjają rozwojowi roślinności, co w konsekwencji powoduje zarastanie i wypłycanie zbiorników wodnych. Wpływa to negatywnie, zwłaszcza na gatunki związane z otwartym lustrem wody.

Ta sytuacja dotyczyła w mniejszym nieco stopniu doliny Bugu w granicach Polesia Lubelskiego. Prowadzono tu ekstensywną gospodarkę rolną i nie powstały żadne zakłady przemysłowe. Spowolnienie niekorzystnych zmian w dolinie Bugu zdecydowało jego położenie na odcinku granicznym przez wiele dziesięcioleci. Dolina była niedostępna od strony wschodniej (ukraińskiej i białoruskiej), natomiast od zachodniej (polskiej) decydujące były: niewielkie zagęszczenie ludności, znikoma penetracja, ekstensywne rolnictwo i brak przemysłu. Nie prowadzono tu prac w korycie rzeki (ewentualnie na niewielką skalę w rejonie przejść granicznych), a w dolinę meliorowano w niewielkim zakresie. Ważną cechą jest tu bardzo ograniczona ingerencja człowieka od wielu dziesięcioleci. Na obszarach ekstensywnie użytkowanych łąk wykształciły się cenne zbiorowiska roślinne i zgrupowania ptaków.

Ta sytuacja zmieniła się po wejściu Polski w skład Unii Europejskiej. Zmiany gospodarcze i społeczne, które wtedy się rozpoczęły, wpłynęły niekorzystnie na awifaunę również w dolinie Bugu.

Obecnie nie wystarczy już bierna ochrona, jaka przez lata istniała w dolinie Bugu z powodu położenia w strefie granicznej. Od dawna wiadomo, że poza ochroną gatunkową doskonalszą jej formą jest zabezpieczanie siedlisk lęgowych ptaków, tzw. ochrona obszarowa. Taką funkcję pełnią u nas parki narodowe i rezerwaty przyrody. Zajmują one stosunkowo małą powierzchnię, niewystarczającą do ochrony większości zagrożonych gatunków ptaków.

Walory ornitologiczne doliny Bugu w granicach Polesia Lubelskiego

Bug to jedna z niewielu rzek europejskich, która zachowała nieomal naturalny charakter zarówno koryta, jak i doliny prawie na całej długości na odcinku granicznym. W dolinie Bugu szczególnie cenne są gatunki lęgowe ptaków związane z rozległymi łąkami, starorzeczami, pozostałością lasów łęgowych i z korytem rzeki. Jak wynika z uzyskanych w okresie około 20 lat materiałów, dolina Bugu należy do najważniejszych ostoi ptaków wodno-błotnych nie tylko na Lubelszczyźnie [Wójciak i in. 2005], lecz w Polsce i Europie.

Z chwilą wstąpienia Polski do UE przyjęto dwie nowe formy ochrony obszarowej. Stworzono unijną Dyrektywę Ptasią, a następnie wyznaczono obszary specjalnej ochrony dla ptaków (OSO). Prawie na całej długości Bugu wyznaczono obszary Natura 2000. Jako główne kryterium Dyrektywy Ptasiej przyjęto Załącznik I, który określa progowe liczebności gatunków kwalifikujących tereny krajowe i międzynarodowe jako ostoje ptaków. Na poleskim odcinku Bugu utworzono ostoję ptasią o randze europejskiej, tzw. obszar Specjalnej Ochrony Ptaków Natura 2000 – Dolina Środkowego Bugu, i ostoję siedliskową Poleska Dolina Bugu. Bug należy

również do paneuropejskiego korytarza ekologicznego o unikatowych walorach przyrodniczych.

Poniżej porównano awifaunę lęgową doliny Bugu i kilku różnej wielkości rzek Lubelszczyzny i podobnych rzek z sąsiednich regionów [Sidło i in. 2004] oraz awifauny doliny dolnego Wieprza z 2016 r. (tab. 3).

Tab. 3. Porównanie dolin rzecznych pod względem zasobów ornitofauny, tzw. gatunki kwalifikujące do międzynarodowych ostoi ptaków [Sidło i in. red. 2004] i dolnego Wieprza (ujście Tyśmienicy – Nieciecz) w 2016 r. (objaśnienia: m – samiec, f – samica)

Gatunek	Dolina Środkowego Bugu	Dolina Tyśmie-nicy	Zlewnia górnej Huczwy	Dolina Sołoki i	Dolina Liwca	Dolina Pilicy	Bagienna Dolina Narwi	Dolny Wieprz 2016 r.
Botaurus stellaris	5-10	25-28	10-12	3	13-16	3-4	**16-20**	4
Ixobrychus minutus	1	12-25	3-7	2	1	1-2	0-2	
Circus aeruginosus	**35**	76-80	25	3-5	26-30	**35**	**30-32**	8
Circus pygargus	**30**	20-25	2	1-2	4-5	2-3	2	
Porzana porzana	3	10	2		3-4	**15**	3	3
Porzana parva	5	65	30		7-12	6	1	2
Crex crex	**300-350**	55-100	**300**	+	150-200	50-100	11-15	53
Grus grus	7		1		20-25	3-4	4-6	11
Gallinago media	1 m	1-5 m					1-2 m	
Sterna hirundo	12-20	**60-70**	24	12	1	30-40	3	
Chlidonias hybrida	70	0-4			26-29			
Chlidonias niger	**50-250**	**90-100**	1	1	60-75	20-25	10	44
Luscinia svecica	3-6	**24**	1-3			13		
Sylvia nisoria	15-50							
Lanius collurio	50							

W porównaniu z innymi rzekami w dolinie Bugu stwierdzono najwyższą liczebność kilku gatunków z załącznika I DP (błotniak łąkowy *Circus aeruginosus*, derkacz *Crex crex* i rybitwa czarna *Chlidonias niger*).

Błotniak stawowy *Circus aeruginosus* nie jest w Polsce ani na Lubelszczyźnie gatunkiem zagrożonym. Natomiast błotniak łąkowy *Circus pygargus* – należący do nielicznych gatunków lęgowych na Lubelszczyźnie [Buczek 2005] i w Polsce [Tomiałojć, Stawarczyk 2003] – poza Bugiem i Tyśmienicą stwierdzany był nielicznie w dolinach podobnej wielkości rzek.

Rzeki Lubelszczyzny charakteryzują się również najliczniejszymi populacjami derkacza *Crex crex*. W dolinie Bugu jego liczebność szacuje się na ponad 300 odzywających się ptaków. Należy dodać, że taki stan odnotowano również w czasie inwentaryzacji w 1999 r. W dolinach pozostałych rzek (poza Huczwą) jego liczebność jest znacznie niższa. Tak dobra sytuacja derkacza na wschodzie Lubelszczyzny jest ogromnie ważna dla zachowania tego gatunku, należącego do bardzo zagrożonych w Europie.

Z przedstawionych danych wynika, że dolina rzeczna Bugu jest bardzo ważną ostoją rzadkich i zagrożonych lęgowych gatunków ptaków, których liczebność szybko spadała w Polsce w latach 2000-2018. Należą do nich takie gatunki jak: derkacz *Crex crex*, czajka *Vanellus vanellus*, rycyk *Limosa limosa*, dubelt *Gallinago media*, kszyk *Gallinago gallinago*, krwawodziób *Tringa totanus*, bąk *Botaurus stellaris*, błotniak łąkowy *Circus pygargus*. Podobny spadek liczebności odnotowano u pospolitszych gatunków, które są stosunkowo liczne w dolinie Bugu. Należą do nich: turkawka *Streptopeli turtur*, remiz *Remiz pendulinus*, słowik szary *Luscinia luscinia*, pokląskwa *Saxicola rubetra*, świergotek łąkowy *Anthus pratensis*, pliszka żółta *Motacilla flava*, dziwonia *Carpodacus erythrinus*, trznadel *Emberiza citrinella* i potrzos *Emberiza schoeniclus* [Chodkiewicz i in. 2019]. Strefowość w rozmieszczeniu roślinności, żyzność siedlisk, dynamizm układów ekologicznych spowodowany powodziami i stosunkowo niewielki stopień ingerencji człowieka spowodowały, że Bug wraz z doliną stał się ważną ostoją wielu gatunków roślin i zwierząt, a zwłaszcza ptaków, liczącą się nie tylko w Polsce, lecz i w Europie.

Piśmiennictwo

1. Buczek T. 2005. Błotniak łąkowy. [W:] Wójciak J. i in. (red.), Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin.
2. Chodkiewicz T., Chylarecki P., Sikora A., Wardecki Ł., Bobrek Ł., Neubauer G., Marchowski D., Dmoch A., Kuczyński L. 2019. Raport z wdrażania art. 12 Dyrektywy Ptasiej w Polsce w latach 2013-2018: stan, zmiany, zagrożenia. Biuletyn Monitoringu Przyrody, 20, 1-80.
3. Chylarecki P., Zieliński P., Rhode Z., Gromadzki M. 2003. Monitoring pospolitych ptaków lęgowych. Raport z lat 2001-2002. OTOP, Zakład Zoologii PAN, Gdańsk.
4. Domaniewski J. 1913. Ptaki Ordynacyi Zamoyskiej w gub. Lubelskiej. Pam. Fizyogr., 21, 95-117.

5. Dyrcz A., Okulewicz J., Wiatr B. 1973. Ptaki Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w okresie lęgowym. Acta Zool. Cracov., 18, 14, 399-474.
6. Głowaciński Z. (red.) 2001. Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa.
7. Harasimiuk K., Harasimiuk M. 1991. Bug – portret rzeki. Kamena, 3-4, 932-933.
8. Jaszcz Z., Wójciak J. 1993. Gniazdowanie błotniaków łąkowych (*Circus pygargus*) w zbożach na terenie Lubelszczyzny. Not. Orn. 34, 1-2, 167-169.
9. Krogulec J., Piotrowska M., Wójciak J. 1998. Dolina Wieprza koło Jeziorzan. [W:] Krogulec J. (red.) Ptaki łąk i mokradeł Polski (Stan populacji, zagrożenia i perspektywy ochrony). Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
10. Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
11. Lewartowski Z., Piotrowska M. 1987. Zgrupowania ptaków lęgowych w dolinie Narwi. Acta Orn., 23, 2, 215-272.
12. Luniak M. 1967. Materiały do awifauny województwa lubelskiego. Acta Orn., 10, 9, 267-268.
13. Marczakowski P., Stachyra P., Tchórzewski M. 2004. Dolina Środkowego Bugu. [W:] Ostoje ptaków o randze europejskiej w Polsce. Sidło P.O., B. Błaszkowska, Chylarecki P. (red.). Warszawa.
14. Piotrowska M. 1996. Ptaki Bugu. Ezop., 10, 26, 26-27.
15. Piotrowska M. 1998. Stan badań przyrodniczych w dolinie środkowego Bugu w granicach Polski. Ekolog. Klub UNESCO (mat. z konf. Międzynarodowy Rezerwat Biosfery Polesie).
16. Piotrowska M. 1999. Awifauna doliny Bugu na odcinku granicznym Gołębie – ujście Krzny. [W:] Bug – europejski korytarz ekologiczny. KUL, Lublin.
17. Piotrowska M. 2003. Zimowanie ptaków wodnych na lubelskim odcinku Wisły w latach 1985-2000. Not. Orn., 2, 141-149.
18. Piotrowska M., Dombrowski A. 1993. Podstawowe założenia metodyczne badań ilościowych awifauny dolin rzecznych Lubelszczyzny (maszynopis).
19. Piotrowska M., Wójciak J. 1994. Dolina górnego Bugu. [W:] Ostoje ptaków w Polsce. Gromadzki M., Dyrcz A., Głowaciński Z., Wieloch M. (red.). OTOP, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Gdańsk.
20. Piotrowska M., Jaszcz Z., Niejedli L., Marczakowski P., Stachyra P., Urban M., Krogulec J., Piotrowski G. 2002. Walory ornitologiczne doliny Bugu – odcinek lubelski. [W:]

Dombrowski i in. (red.), Korytarz ekologiczny doliny Bugu. Stan – zagrożenia – ochrona, Fundacja IUCN Poland, Warszawa 2002, 218-226.

21. Piotrowska M., Piekarska K., Jobda M., Rzepkowski R., Jujka-Radziewicz M., Stasiak K., Krogulec J., Ebertowska B., Chroś J. (red.) 2016. Ptaki wybranych dolin rzecznych Lubelszczyzny. OTOP, Marki.
22. Riabinin S. 1962. Badania nad ptakami Polesia Lubelskiego. Ann. UMCS, s. C, 17, 7, 229-257.
23. Szewczyk P., Stachyra P. 2013. Raport z wykonania inwentaryzacji ornitologicznej dla PLB060003 Dolina Środkowego Bugu (maszynopis).
24. Taczanowski W. 1882. Ptaki krajowe, T I, II. Kraków.
25. Tomiałojć L., Dyrcz A. 1993. Przyrodnicza wartość dużych rzek i ich dolin w Polsce w świetle badań ornitologicznych. [W:] Tomiałojć L. (red.) Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski. Komitet Ochrony Przyrody PAN, 13-38.
26. Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność, zmiany. PTPP „proNatura", Wrocław.
27. Tretiakov D., Stepanovich I., Golod D. 2002. Szata roślinna doliny Bugu na Białorusi. [W:] Dombrowski i in. (red.), Korytarz ekologiczny doliny Bugu. Stan – zagrożenia – ochrona, 113-121.
28. Wójciak H., Urban D. 2016. Poleska dolina Bugu – walory przyrodnicze i kulturowe. [W:] Czarnecka B. (red.) Na międzyrzeczu Wisły i Bugu. Krajobrazy roślinne i dziedzictwo kulturowe środkowowschodniej Polski i zachodniej Ukrainy. TWN, Lublin.
29. Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin.

Małgorzata Piotrowska

7.2.4.3. Bocian biały *Ciconia ciconia* na Polesiu Lubelskim

W Królestwie Polskiem bardzo pospolity w wielu miejscowościach wilgotnych wschodniej części kraju, a szczególniej na Podlasiu i w Lubelskiem, gdzie po niektórych wsiach na każdej prawie chacie znajduje się gniazdo lub nawet dwa, prócz wielu po drzewach umieszczonych;…
(W. Taczanowski 1882. Ptaki krajowe)

Materiał i metodyka

Bocian biały *Ciconia ciconia* jest gatunkiem synantropijnym, zasiedla tereny zabudowane, a tylko wyjątkowo umieszcza gniazda w pewnym oddaleniu od osiedli. Należy on do tych gatunków ptaków, których rozmieszczenie i liczebność są najlepiej poznane w Europie i Polsce [Profus 2006]. Również na Lubelszczyźnie ptak ten był przedmiotem zainteresowania wielu obserwatorów [Piotrowska 1997, 2005].

Duży wpływ na poznanie biologii tego gatunku miała organizowana co 10 lat (od 1934 r.) Międzynarodowa Akcja Liczenia Bocianów Białych. Głównym jej celem było uzyskanie podstawowych parametrów określających liczebność populacji tego gatunku, parametry rozrodu, rozmieszczenie i sposób umieszczenia gniazd oraz dodatkowo inne, możliwe do zebrania informacje (np. daty przylotu bocianów, liczba złożonych jaj). W ramach tej akcji badania prowadzi się ujednoliconą metodą dostosowaną do lokalnych warunków fenologicznych [Mrugasiewicz 1971; Profus 1994]. Podstawowe dane uzyskuje się prowadząc kontrolę w okresie, gdy młode bociany są dobrze widoczne na gnieździe (na Lubelszczyźnie jest to pierwsza połowa lipca). W czasie zbierania danych wykorzystuje się zazwyczaj podział administracyjny kraju. Najczęściej najmniejszą jednostką administracyjną, w której prowadzi się inwentaryzację gniazd tego gatunku, jest gmina.

Są sytuacje (jak w tym przypadku), gdy opracowanie dotyczy innych podziałów terenu i granice gmin nie pokrywają się np. z granicą jednostek fizjograficznych. Dlatego przyjęto tu zasadę, że do opracowania została włączona ta gmina, której większość powierzchni leżała w granicach Polesia Lubelskiego (czy Lubelszczyzny). Takie postępowanie umożliwiło porównanie poszczególnych parametrów opisujących populację bociana w kolejnych dziesięcioleciach. W nielicznych przypadkach nie przeprowadzono inwentaryzacji bociana białego *Ciconia ciconia* w całej gminie. Z tego względu nie wszystkie wyniki nadawały się do porównań w kolejnych latach.

Polska wzięła udział dopiero w trzeciej Międzynarodowej Akcji Liczenia Bocianów Białych, która odbyła się w latach 1974/1975 [Jakubiec (1985]. Na Lubelszczyźnie inwentaryzacją objęto wtedy cztery całe powiaty [Galek, Skrzypek 1985; Krajewski 1985; Piotrowska 1985; Piotrowski 1985] i dwa powiaty leżące na granicy Lubelszczyzny [Osiak 1985; Wójcik, Krajewski 1985]. W latach 1984/1985 obserwacje przeprowadzono już na znacznie większej powierzchni Lubelszczyzny – w 159 gminach. Nie objęto inwentaryzacją kilku gmin położonych na południowym zachodzie i kilku gmin na północy [Piotrowska 2000]. W czasie piątej Międzynarodowej Akcji Liczenia Bocianów Białych [Jakubiec, Guziak 1998] w latach 1994/1995 inwentaryzację przeprowadzono prawie w całym regionie – w 184 gminach [Piotrowska 1997]. Kolejna VI Międzynarodowa Akcja Liczenia Bocianów Białych [Guziak, Jakubiec 2006] odbyła się w 2004 r. na Lubelszczyźnie w 178 gminach [Piotrowska 2004, 2005], a ostatnia w 2014 r. objęła zasięgiem również prawie całą Lubelszczyznę. Obserwacje w terenie prowadzili ornitolodzy zawodowi i amatorzy. W kolejnych akcjach niewielką części informacji uzyskano z ankiet rozsyłanych do sołtysów wsi i do szkół.

Wyniki inwentaryzacji

Bocian biały *Ciconia ciconia* od dawna cieszył się sympatią człowieka, wzbudzał również zainteresowanie ornitologów. Jak żaden inny gatunek ptaka ma on wiele cech ułatwiających badania populacyjne. Jest gatunkiem dużym, rozpoznawalnym, z daleka dobrze widocznym, jego gniazda łatwo policzyć i skontrolować. Uzyskanie informacji o biologii, rozwoju i ekologii bociana jest prostsze niż w przypadku innych gatunków ptaków. Zwyczaje bociana białego *Ciconia ciconia* opisano w wielu publikacjach popularnych krajowych [Jakubiec, Szymoński 2000; Strojny 1984], regionalnych [Buczek 1996; Głogowski 1985; Piotrowska 1996; Piotrowski 1994; Szostakiewicz 1996; Wachowicz 2011] i naukowych [Guziak, Jakubiec 2006; Idykiewicz 2006; Piotrowska 1997; Profus 2006; Ptaszyk 1994].

W Polsce bocian biały *Ciconia ciconia* zaliczany jest do gatunków średnio licznych na wschodzie, a nielicznych na południowym zachodzie [Tomiałojć, Stawarczyk 2003]; gniazduje na całej Lubelszczyźnie. W centrum i na zachodzie regionu jest gatunkiem średnio licznym, natomiast na wschodzie i północy – licznym. Między poszczególnymi jednostkami fizjograficznymi Lubelszczyzny występują znaczne różnice w zagęszczeniu tego gatunku. Największe zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* odnotowano na Polesiu Lubelskim i w Pradolinie Wieprza, a najmniejsze na Wyżynie Lubelskiej [Piotrowska 2005].

Poniżej przedstawiono niektóre wyniki z czterech kolejnych inwentaryzacji bociana białego *Ciconia ciconia* na całej Lubelszczyźnie, w tym na Polesiu Lubelskim. W granicach

Polesia znajduje się 35 gmin. Wyniki odnoszące się do Polesia Lubelskiego pochodzą z inwentaryzacji tego gatunku przeprowadzonej w 27 gminach w latach 1994/1995 i w 34 gminach w 2004 r.

Rozmieszczenie

Rozmieszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* na Lubelszczyźnie nie jest równomierne. Gatunek ten gniazduje przede wszystkim w dolinie Bugu, dolinie dolnego Wieprza i na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej [Piotrowska 2005]. Doliny rzeczne, żyzne i niezwykle bogate przyrodniczo, są atrakcyjne dla tego gatunku. Bocian znajduje tu najdogodniejsze warunki do życia ze względu na bogatą bazę pokarmową.

Charakterystyczne cechy Polesia sprzyjają temu gatunkowi. Na stosunkowo dużych przestrzeniach dominuje tu mozaika krajobrazowa z dużą powierzchnią łąk, dolin rzecznych (ze starorzeczami, torfowiskami), jezior, mokradeł oraz różnej wielkości lasów i zadrzewień. Brak tu przemysłu, zaludnienie jest stosunkowo niewielkie, a łąki i pola są użytkowane z reguły ekstensywnie.

Z kolei na Wyżynie Lubelskiej, charakteryzującej się stosunkowo dużą powierzchnią gruntów rolnych, a niewielką powierzchnią łąk i mokradeł, gniazd tego gatunku jest znacznie mniej. Podobna sytuacja występuje na zachodzie Lubelszczyzny w dolinie Wisły. To rejon intensywnie użytkowany rolniczo (gęsta zabudowa, duże powierzchnie sadów, ogrodów, tylko niewielkie fragmenty łąk), gdzie tereny nadające się na żerowiska są niewielkie i rzadko rozmieszczone.

Na południu regionu bocian biały *Ciconia ciconia* również nie znajduje dogodnych warunków. Tu stosunkowo dużą powierzchnię zajmują lasy (Puszcza Solska), ciągnące się praktycznie szerokim pasem od Wisły do granicy z Ukrainą.

Liczebność i zagęszczenie

Opisując zagęszczenie bociana w poszczególnych rejonach, używa się wskaźnika StD. Oznacza on zagęszczenie par bocianów (HP) na 100 km^2 zajmowanego przez nie terenu. Przy obliczaniu zagęszczenia na dużym obszarze niweluje się błąd, jaki wystąpiłby niewątpliwie przy wyliczaniu zagęszczeń uzyskanych z niewielkiej powierzchni badawczej (np. kilkunastu czy kilkudziesięciu km^2).

Lubelszczyzna należy do tych regionów w naszym kraju, gdzie bocian biały *Ciconia ciconia* występuje w stosunkowo dużym zagęszczeniu. Wyższe wartości odnotowano tylko w północno-wschodniej Polsce [Jakubiec, Guziak 1998; Guziak, Jakubiec 2006]. Jak wynika z obserwacji prowadzonych w kolejnych dziesięcioleciach, Polesie Lubelskie należy do tych

rejonów Lubelszczyzny, gdzie zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* jest największe [Piotrowska 2005; Piotrowska 2006]. Dotyczyło to zwłaszcza gmin położonych nad Bugiem i na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej (tab. 1 i 2, ryc. 1).

Tab. 1. Liczebność i zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* na Polesiu Lubelskim w latach 1994/1995 i 2004. Objaśnienia: H – liczba gniazd, HP – liczba gniazd zajętych przez parę ptaków, StD – zagęszczenie par/100 km^2

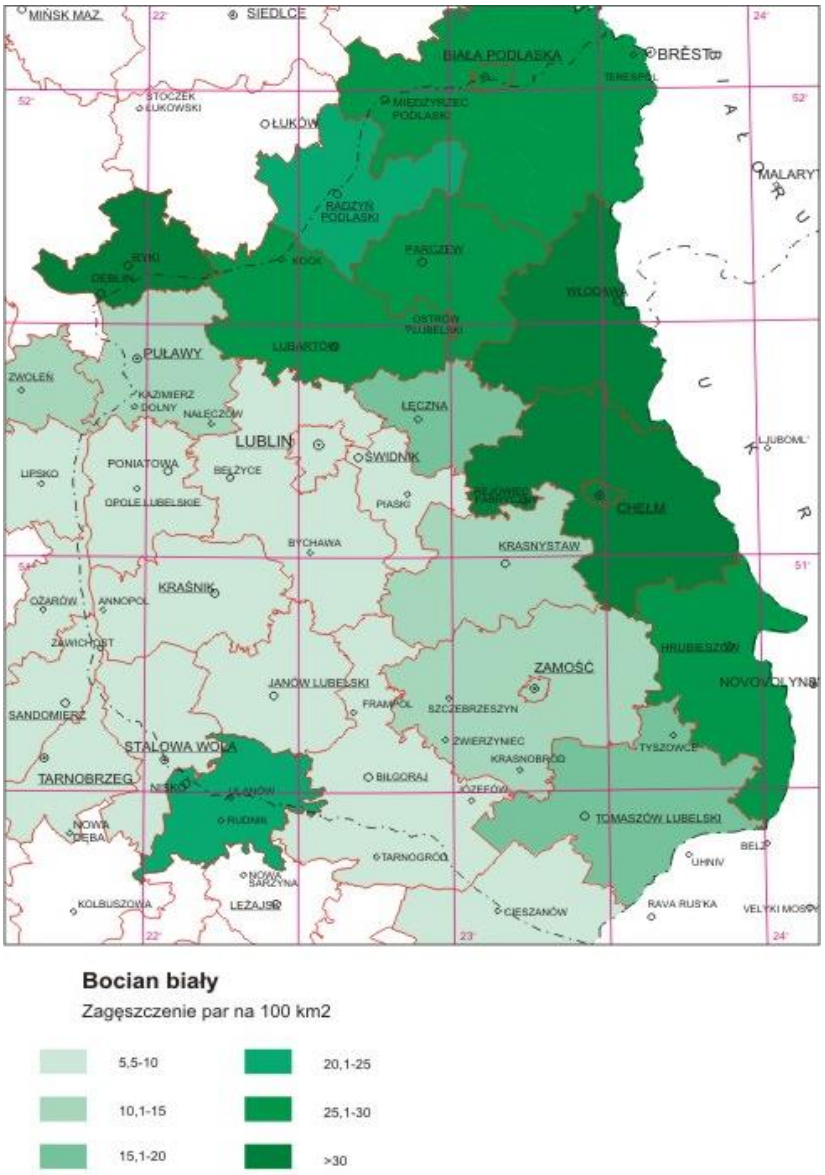
Parametry	Lata obserwacji	
	1994/1995	2004
Liczba gmin	27	34
H	1397	2129
HP	1256	1757
StD	32,3	36,9

Szczególnie duże zagęszczenie w obrębie Polesia Lubelskiego odnotowano w gminach położonych na Bugiem. W obu kolejnych inwentaryzacjach (1994/1995 i 2004) największe zagęszczenie odnotowano w 6 gminach (tab. 3). Było ono dwukrotnie większe niż średnie zagęszczenie dla wszystkich gmin na Polesiu Lubelskim (tab. 1) i prawie czterokrotnie większe niż średnia dla całej Lubelszczyzny (tab. 2).

Tab. 2. Liczebność i zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* na Lubelszczyźnie w latach 1974-2004. Objaśnienia jak w tabeli 1

Parametry	Lata obserwacji			
	1974/1975	1984/1985	1994/1995	2004
Liczba obserwatorów	5	44	> 100	> 100
Liczba gmin	46	151	184	178
H	739	2964	4236	5533
HP	569	2423	3738	4632
StD	10,9	14,9	16,7	20,4

Największe zagęszczenie (par/100 km^2) stwierdzono w gminach położonych nad Bugiem: Dubienka (77,1), Horodło (72,3) i Sławatycze (70,8) w latach 1994/1995 i w gminach Ruda Huta (90,3), Sławatycze (79,2), Horodło (78,5) i Dubienka (70,8) w 2004 r. (tab. 3).



Ryc. 1. Zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* na Lubelszczyźnie w 2004 r. Piotrowska M. 2005. [W:] Wójciak J. i in. (red.) Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny

Tabela 3. Zagęszczenie bociana białego *Ciconia ciconia* w gminach nadbużańskich Polesia Lubelskiego w latach 1994/1995 i 2004. Objaśnienia: * nie kontrolowano całej gminy

nr	gmina	Zagęszczenie (par/100 km^2)	
		1994/1995	2004
1	Dorohusk	57,3	56,3
2	Dubienka	77,1	70,8
3	Hanna*	*	62,6
4	Horodło	72,3	78,5
5	Ruda Huta	67,3	90,3
6	Sławatycze	70,8	79,2
Średnio		68,96	72,95

Największe kolonie (skupienia) gniazd

Skupienia gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* w jednej miejscowości czasami nazywane są koloniami. Ich struktura i zależności różnią się znacznie od typowych kolonii innych ptaków, np. śmieszki *Larus ridibundus* czy czapli siwej *Ardea cinerea.*

Największe skupienia liczące powyżej 15 gniazd odnotowano w kilkunastu miejscowościach na Polesiu (fot. 1, tab. 4), natomiast miejscowości, gdzie znajdowało się powyżej 5-15 gniazd było kilkadziesiąt. Najwięcej dużych kolonii (skupień) znajdowało się w dolinie Bugu, na Równinie Łęczyńsko-Włodawskiej w pobliżu jezior i stawów otoczonych łąkami (tab. 4). Często gniazda znajdują się na kolejnych kilku słupach. Bocian to gatunek, którego żerowisko nie znajduje się w bezpośredniej bliskości gniazda (jak np. sikory *Parus* sp.). Pokarmu poszukuje w pewnej odległości, lecz nie może być ona jednak zbyt duża. Optymalne warunki dla bociana w dolinie Bugu to dogodne miejsca do budowy gniazd w stosunkowo niewielkiej odległości od zasobnych żerowisk (łąki w dolinie rzeki, w sąsiedztwie stawów czy jezior).

Fot. 1. Kolonia lęgowa bociana białego *Ciconia ciconia* na słupach (fot. M. Piotrowska)

Tab. 4. Wykaz miejscowości z największymi koloniami gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* na Polesiu w latach 1994/1995 i 2004. Objaśnienia: * nie kontrolowano całej gminy

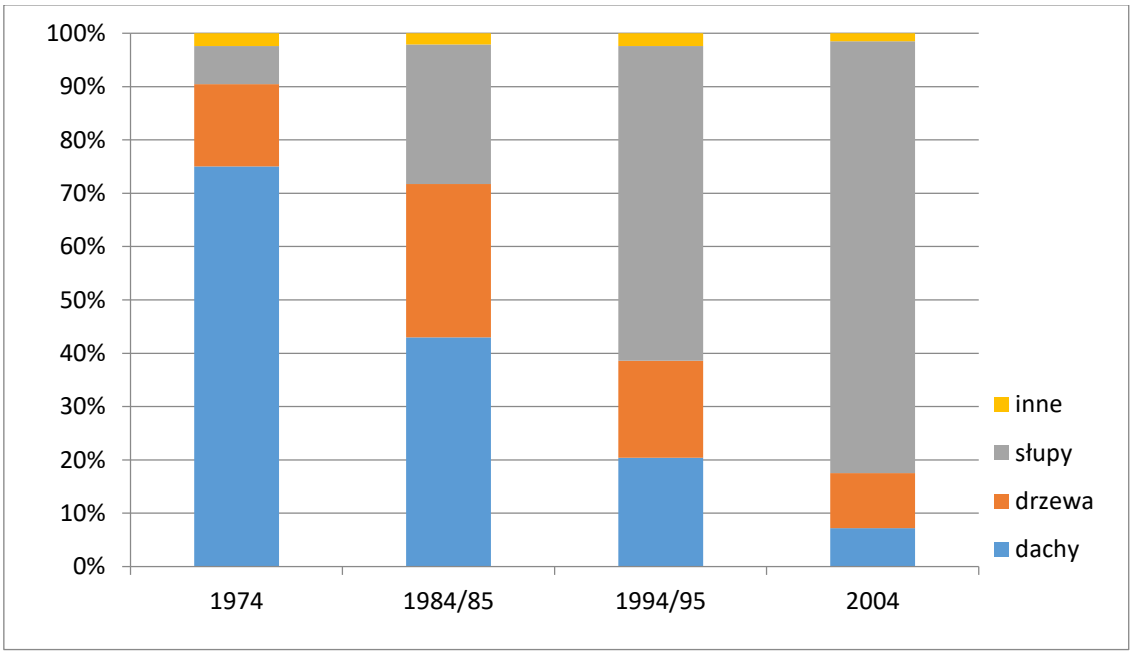
Lp.	Miejscowość	Gmina	Liczba par w latach	
			1994/1995	2004
1	Świerże	Dorohusk	19	20
2	Dubienka	Dubienka	17	23
3	Uchańka	Dubienka	14	14
4	Dołhobrody	Hanna	10*	29
5	Matcze	Horodło	23	25
6	Horodło	Horodło	11	10
7	Jabłoń	Jabłoń	11	5
8	Kostomłoty	Kodeń	9	18
9	Rozkopaczew	Ostrów Lubelski	?*	15
10	Tyśmienica	Parczew	14	14
11	Mosty	Podedwórze	16	17
12	Leśniczówka	Ruda Huta	11	11
13	Mościce Dolne	Sławatycze	10	18
14	Nowosiółki	Sławatycze	5*	15
15	Sosnowica	Sosnowica	26	15
16	Pieszowola	Sosnowica	13	15
17	Stary Brus	Stary Brus	14	10
18	Sobibór	Włodawa	15	14
19	Stawki	Włodawa	12	15

Umieszczenie gniazd

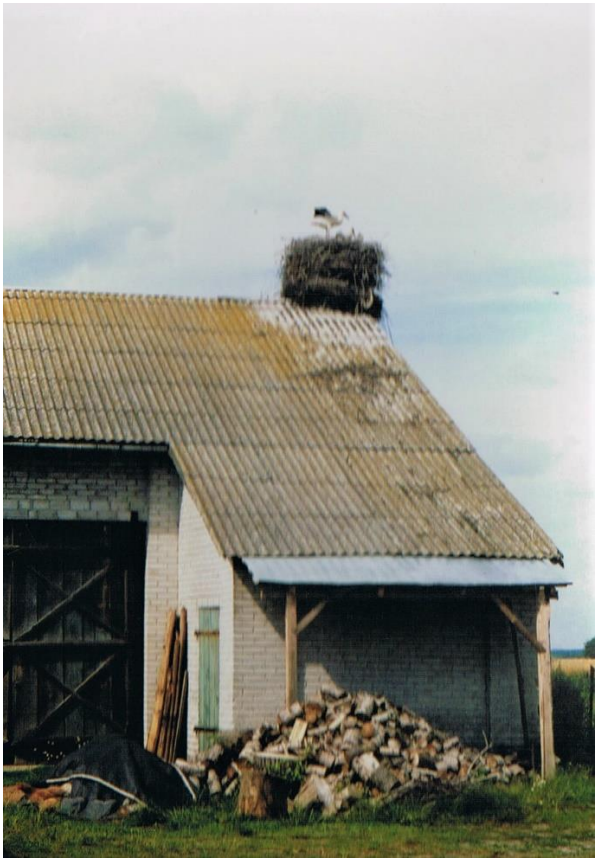
Prawdopodobnie w czasach historycznych bociany białe *Ciconia ciconia* umieszczały gniazda przede wszystkim na drzewach. Pierwotnie ptaki te zasiedlały doliny rzeczne. Z czasem, w miarę zagospodarowania przez człowieka dolin bociany nauczyły się wykorzystywać do umieszczania gniazd budynki. Sąsiedztwo ludzi stwarzało większe bezpieczeństwo dla lęgów, a w pobliżu istniały otwarte, wilgotne przestrzenie umożliwiające zdobycie pokarmu. Najłatwiej było zbudować gniazdo na budynku z miękkim pokryciem dachu (słoma). W sprzyjających warunkach na jednym zabudowaniu znajdowało się niekiedy dwa i więcej gniazd. Taką sytuację obserwowano w niektórych rejonach Lubelszczyzny jeszcze w latach 70. (fot. 2). W kolejnych dziesięcioleciach bociany przystosowywały się do zmieniających się warunków. W szybkim tempie ubywało dogodnych dachów do budowy gniazd i bociany zaczęły wykorzystywać w tym celu dachy o twardym pokryciu (blacha, dachówka, eternit) (fot. 3), a po pewnym czasie również inne obiekty, jak słupy sieci energetycznej (fot. 1 i 4). Ten ostatni sposób posadowienia gniazd upowszechnił się kosztem gniazd budowanych na budynkach. Być może w gniazdach

umieszczanych na słupach bezpieczeństwo lęgów było większe (niedostępne dla naziemnych drapieżników, zwłaszcza kun *Martes* sp.) niż w gniazdach umieszczanych na budynkach czy drzewach. W latach 1984/1985 gniazda umieszczone na słupach stanowiły już 26,3%, następnie 59% (lata 1994/1995) i 81% (2004 r.) wszystkich gniazd. Liczba gniazd na budynkach w szybkim tempie spadała od 75,5% w 1974 r. i odpowiednio 43,2% (lata 1984/1985), 20,4% (lata 1994/1995) do 7,2% w 2004 r. (ryc. 2, tab. 5).

Fot. 2. Gniazda na słomianym dachu (fot. M. Piotrowska)



Ryc. 2. Umieszczenie gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* na Lubelszczyźnie w latach 1974, 1984/1985, 1994/1995 i 2004 (w %)



Fot. 3. Gniazdo na dachu krytym eternitem (fot. M. Piotrowska)

Fot. 4. Gniazdo bez podstawy na słupie (fot. M. Piotrowska)

Prawdopodobnie zmiany te zostały przyśpieszone dzięki pomocy Zakładów Energetycznych montujących specjalne metalowe (lub metalowo-drewniane) podstawy pod gniazda na słupach (fot. 5) od początku lat 90. ubiegłego wieku. Zamontowane powyżej drutów gniazda były jeszcze bezpieczniejsze, zwłaszcza dla młodych bocianów. Gniazdo bez podstaw było umieszczone bezpośrednio na słupie i opierało się o druty, dlatego wiele młodych ptaków ginęło w pierwszych lotach przy kolizji z liniami energetycznymi. Obecnie prawie na wszystkich słupach, na których znajdują się gniazda bociana białego zamontowane, są metalowe podstawy. Wyjątkiem są budowane przez bociany nowe gniazda.

Znacznie mniej gniazd było budowanych na drzewach (fot. 6). W kolejnych dziesięcioleciach ich udział na Lubelszczyźnie wynosił od 29% w latach 1984/1985 do 10% w 2004 r. Wydaje się, że dla bocianów gatunek drzewa był obojętny. Większe znaczenie miały wielkość i odpowiednio ukształtowane konary mające zapewnić stabilność gniazdu i możliwość dolotu ptakom (rozpiętość skrzydeł bociana białego to około 2 m).

Na Lubelszczyźnie bociany budowały gniazda na 20 gatunkach drzew (zarówno liściastych, jak i iglastych). W 2004 r. bociany wykorzystywały do tego najczęściej topole

Populus sp., lipy *Tilia* sp. i jesiony *Fraxinus excelsior*, nieco rzadziej grusze *Pirus* sp., olchy *Alnus* sp., wiązy *Ulmus* sp. i wierzby *Salix* sp. Budowanie gniazd na topolach, wierzbach i wiązach, gatunkach powszechnych w nadrzecznych łęgach *Populetum albae*, być może świadczy o przywiązaniu do pierwotnych miejsc gniazdowania bocianów białych.

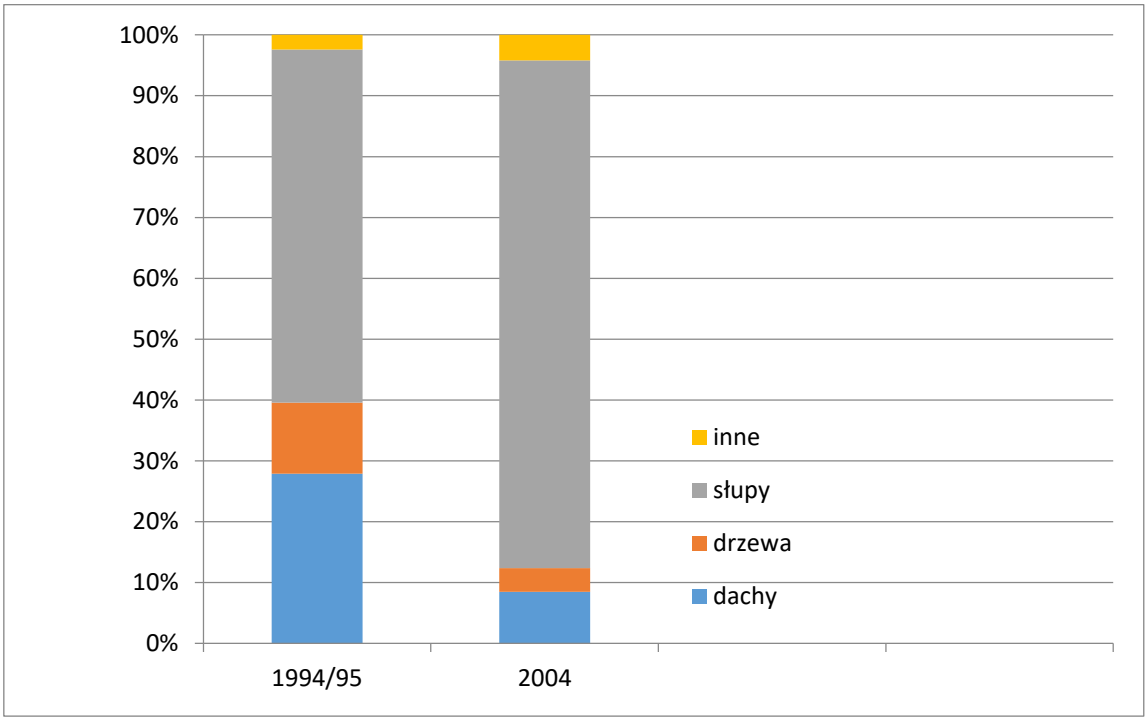
Fot. 5. Pracownicy Zakładu Energetycznego montujący podstawę pod gniazdo (fot. M. Piotrowska)

Fot. 6. Gniazdo zbudowane na drzewie (fot. M. Piotrowska)

Największy udział gniazd umieszczanych na drzewach odnotowano w południowych rejonach Lubelszczyzny. W centrum i na północy Polesia stosunkowo najwięcej gniazd było umieszczanych na budynkach, natomiast na jego południu – na słupach.

Podobne zmiany odnotowano również na Polesiu Lubelskim (tab. 5, ryc. 3). W jego granicach w latach 1994/1995 na 16 gatunkach drzew znajdowało się 89 gniazd bociana białego *Ciconia ciconia*. Najwięcej (18 sztuk) znajdowało się na gruszy *Pirus* sp., 16 na topoli *Populus* sp., 11 na jesionie *Fraxinus excelsior*, po 7 na olszy *Alnus* sp., wierzbie *Salix* i lipie *Tilia* sp., 6 na robinii akacjowej *Robinia pseudacacia*, 5 na sośnie *Pinus sylvestris*, 3 na brzozie *Betula* sp., po 2 na świerku *Picea excelsa* i klonie *Acer* sp., po jednym na: modrzewiu *Larix europaea*,

dębie *Quercus* sp., wiązie *Ulmus* sp., kasztanowcu zwyczjnym *Aesculus hippocastanum* i na pniu nieoznaczonego gatunku.



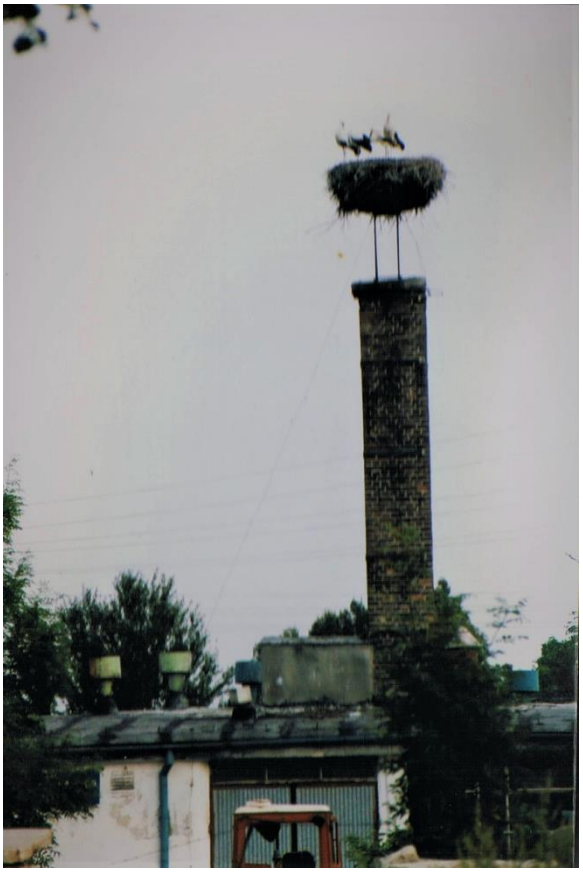
Ryc. 3. Miejsca umieszczania gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* na Polesiu Lubelskim w latach 1994/1995 (25 gmin) i 2004 r. (34 gminy)

Tab. 5. Miejsca umieszczania gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* na Polesiu Lubelskim w latach 1994/1995 (25 gmin) i 2004 r. (34 gminy)

Miejsca umieszczenia gniazd	Lata 1994/1995		2004 r.	
	liczba gniazd	%	liczba gniazd	%
Dachy	317	27,9	168	8,5
Drzewa	133	11,7	77	3,9
Słupy	659	58,0	1645	83,4
Inne	27	2,4	83	4,2
Razem	1136	100	1973	100

Niewiele gniazd (1,5-2,4%) bociany umieszczały na innych nietypowych – z ludzkiego punktu widzenia – obiektach. Odnotowano gniazda zbudowane m.in. na różnej wysokości kominach (fot. 7), wywietrznikach (fot. 8), na stogu siana, trakcji kolei elektrycznej (fot. 9), konstrukcji do uprawy chmielu (fot. 10).

Większość gniazd znajdowała się w obrębie zabudowań. Oddalone od osiedli powyżej 200-500 m stanowiły wyjątek.



Fot. 7. Gniazdo umieszczone na kominie (fot. M. Piotrowska)

Fot. 8. Gniazdo na wywietrzniku (fot. M. Piotrowska)

Fot. 9. Gniazdo na bramce trakcyjnej kolei elektrycznej (fot. M. Piotrowska)

Zagrożenia i ochrona

Na stan populacji bociana białego *Ciconia ciconia* wpływa wiele czynników. Można je podzielić na zależne i niezależne od człowieka.

Do tych pierwszych zalicza się warunki atmosferyczne. Niekorzystna pogoda, np. w okresie wędrówek na lęgowiska, może spowodować znaczne opóźnienie powrotu z zimowisk i uniemożliwić ptakom odchowanie młodych. Również długotrwałe opady deszczu czy gradobicia w początkowym okresie pobytu młodych w gnieździe są lokalnie przyczyną masowych upadków.

Działalność człowieka kształtująca w coraz większym stopniu krajobraz ma wpływ na liczebność wielu gatunków roślin i zwierząt, czego dobrym przykładem jest bocian biały

Ciconia ciconia. Był to niejednokrotnie wpływ pozytywny, zwłaszcza kilka wieków temu, gdy gatunek ten zaczął osiedlać się w dolinach rzecznych w osadach ludzkich. Prawdopodobnie wtedy nasiliło się zjawisko jego synantropizacji i nastąpił powolny wzrost liczebności bociana. Gatunek ten cieszy się powszechną sympatią, a wyraża się to w różnorodnych działaniach miejscowej ludności: budowaniu podstaw pod gniazda na budynkach, drzewach, instalowanie specjalnych słupów pod gniazda (fot. 11), przenoszenie zagrożonych gniazd, przycinanie gałęzi zarastających dolot do gniazda, ratowanie młodych, które wypadły z gniazd czy dokarmianie ptaków pozostających na zimę. Na uwagę zasługuje również pomoc Zakładów Energetycznych w montowaniu podstaw pod gniazda na słupach, co m.in. zwiększa bezpieczeństwo ptaków (mniej upadków spowodowanych porażeniem prądem i połamaniem skrzydeł czy nóg).

Fot. 10. Gniazdo na konstrukcji w plantacji chmielu (fot. M. Piotrowska)

Fot. 11. Gniazdo na słupie postawionym przez właściciela posesji (fot. M. Piotrowska)

Niekorzystne dla bociana białego *Ciconia ciconia* zmiany spowodowane przez człowieka rozpoczęły się w miarę przekształceń w krajobrazie. Szczególne zagrożenia stanowiły zmiany, w wyniku których następowała likwidacja lub zubożenie bazy żerowej bociana. Najgroźniejsze to tzw. melioracje w dolinach rzecznych, likwidacja torfowisk, łąk, pastwisk, niewielkich oczek wodnych, intensyfikacja i chemizacja rolnictwa. Na przykład pewne zagrożenie stwarzają sznurki ze sztucznego tworzywa pozostawiane na polach i łąkach.

Przynoszone do gniazda powodują uszkodzenia ciała młodych ptaków, niekiedy kończące się tragicznie.

Podsumowanie

Na podstawie danych z literatury i obserwacji prowadzonych na Lubelszczyźnie od 50 lat można stwierdzić, że liczebność bociana białego *Ciconia ciconia* w ostatnich dziesięcioleciach rośnie. Lubelszczyzna, a zwłaszcza rejon Polesia Lubelskiego (dolina Bugu, Równina Łęczyńsko-Włodawska) są terenami, gdzie gatunek ten uzyskuje największe zagęszczenia.

Bocian biały *Ciconia ciconia* to gatunek dość plastyczny, stosunkowo szybko adaptujący się do zmieniających się warunków. Świadczy o tym np. zmiana miejsc umieszczania gniazd w ciągu stosunkowo krótkiego czasu (prześledzone dokładnie przejście w ciągu 30-40 lat z budynków na słupy elektryczne) gwarantująca większe bezpieczeństwo lęgów.

Bocian biały *Ciconia ciconia* reaguje szybko na zmiany środowiskowe, zwłaszcza na dostępne zasoby pokarmowe. Może być więc traktowany jako gatunek wskaźnikowy. Analizując jego rozmieszczenie i liczebność w kolejnych latach, możemy wnioskować o jakości żerowisk, które wykorzystują również inne, rzadsze i ginące gatunki ptaków, jak: czajka *Vanellus vanellus*, rycyk *Limosa limosa*, krwawodziób *Tringa totanus* czy kszyk *Gallinago gallinago*. Chroniąc siedliska bociana białego *Ciconia ciconia*, zachowując różnorodność przyrodniczą, chronimy również wymienione powyżej gatunki.

Bocian biały *Ciconia ciconia* to gatunek prawnie chroniony w Polsce. Ochrona powinna obejmować również zabezpieczenie żerowisk, co stanowi podstawowy warunek dla przeżycia i dobrej kondycji tego gatunku.

Piśmiennictwo

1. Buczek T. 1986. Boćku! Boćku! Kle! Kle! Ezop., 4, 20, 3, 14-15.
2. Galek J., Skrzypek H. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie Opole Lubelskie w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 159-161.
3. Głogowski L. 1994. Bocian biały (*Ciconia ciconia* L.) jako bioindykator środowiska geograficznego miasta i gminy Włodawa w latach 1980-1994. Ogólnopolski Zjazd PTG, 144-145.
4. Guziak R., Jakubiec Z. (red.) 2006. Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w Polsce w roku 2004. Wyniki VI Międzynarodowego Spisu Bociana Białego. PTPP „proNatura", Wrocław.

5. Indykiewicz P. 2006. Kujawsko-pomorska populacja bociana białego *Ciconia ciconia* (L.) Bydgoszcz, 103 ss.
6. Jakubiec Z., Guziak R. 1998. Bocian biały *Ciconia ciconia* w Polsce w roku 1995 – rozmieszczenie, liczebność, problemy ochrony. Not. Orn., 39, 4, 195-209.
7. Jakubiec Z., Szymoński P. 2000. Bociany i boćki. „proNatura". Wrocław, 144 ss.
8. Krajewski W. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* w powiecie zamojskim w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 164-166.
9. Osiak J. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie Ryki w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 138-140.
10. Piotrowska M. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie lubelskim w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 161-164.
11. Piotrowska M. 1986. Liczenie bocianów na Lubelszczyźnie. Ezop., 4, 20, 16-17.
12. Piotrowska M. 1997. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego *Ciconia ciconia* w województwie chełmskim w latach 1994-1995. Chrońmy Przyr. Ojczystą, 53, 2, 47-61.
13. Piotrowska M. 2000. Stan zbadania bociana białego (*Ciconia ciconia*) na Lubelszczyźnie w latach 1974-1995. [W:] Walory przyrodnicze Chełmskiego Parku Krajobrazowego i jego najbliższych okolic. Łętowski (red.) Wyd. UMCS, Lublin, 205-215.
14. Piotrowska M. 2005. Bocian biały *Ciconia ciconia*. [W:] Wójciak J. i in. (red.), Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, 511 ss.
15. Piotrowska M. 2006. Bocian biały w województwie lubelskim w roku 2004. [W:] Guziak R, Jakubiec Z. (red.), Bocian biały *Ciconia ciconia* (L.) w Polsce w roku 2004. Wyniki VI Międzynarodowego Spisu Bociana Białego. PTPP „proNatura". Wrocław, 75-91.
16. Piotrowski W. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie Tomaszów Lubelski w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 166-169.
17. Piotrowski W. 1994. Rozmieszczenie rodzaju *Ciconia* L. na terenie Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyr., 13, 3, 69-76.
18. Profus P. 1993. Zmiany liczebne i zagrożenia lęgowej populacji bociana białego *Ciconia ciconia* w Europie. I. Status populacji lęgowej bociana białego w Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz., 49, 3, 51-66.
19. Profus P. 1994. Uwagi metodyczne w badaniach ilościowych bociana białego *Ciconia ciconia.* Chrońmy Przyr. Ojcz., 50, 3, 15-33.
20. Profus P. 2005. Bestandsveranderugen des Weissstorchs *Ciconia ciconia* in Polen. Charadrius, 41, 1-2, 13-21.

21. Profus P. 2006. Zmiany populacyjne i ekologia rozrodu bociana białego *Ciconia ciconia* L. w Polsce na tle populacji europejskiej. Synteza. Studia Naturae, 50, 155 ss.
22. Ptaszyk J. (red.) 1994. Bocian biały (*Ciconia ciconia)* w Wielkopolsce. Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM, 3, 181 ss.
23. Strojny W. 1984. Bocian biały. KAW, Warszawa, 56 ss.
24. Szostakiewicz J. 1986. Człowiek bocianowi przyjacielem. Ezop., 4, 20, 18.
25. Taczanowski W. 1882. Ptaki krajowe. Tomy I-II. Kraków.
26. Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „proNatura", Wrocław, 439 ss.
27. Wachowicz S. 2011. Liczebność i produktywność lęgów bociana białego *Ciconia ciconia* na Polesiu Lubelskim (maszynopis pracy inż.). SGGW, Warszawa.
28. Wójciak J., Biaduń W., Buczek M., Piotrowska M. 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. LTO, Lublin, 511 ss.
29. Wójcik Z., Krajewski W. 1985. Wyniki inwentaryzacji gniazd bociana białego w powiecie Radzyń Podlaski w 1974 roku. Studia Naturae A, 28, 145-148.

Michał Piskorski, Paweł Bielak-Bielecki

7.2.5. Ssaki (Mammalia) (z wyjątkiem nietoperzy)

7.2.5.1. Wstęp

Ssaki ze względu na swoje duże zróżnicowanie i specyfikę poszczególnych grup zajmują szeroki wachlarz nisz ekologicznych w swoich ekosystemach. Często wymagają specyficznych warunków do życia, jak na przykład dostępność środowiska wodnego lub łąk czy torfowisk. Inne z kolei są szeroko rozmieszczone dobrze sobie radząc w rozmaitych środowiskach – od przekształconych i synantropijnych po naturalne. Z tego względu niektóre ich gatunki są poznane dość dobrze, inne natomiast słabiej. Ponadto badania ssaków, szczególnie na dużych obszarach, zwykle są ukierunkowane na poszczególne grupy.

Ssaki nie były dotychczas ujęte w syntetycznym opracowaniu w szerszej skali Polesia. Niektóre z grup, jak np. drobne ssaki *Micromammalia*, badano w mniejszej skali, czyli na poziomie niektórych obszarów chronionych, np. w Sobiborskim PK czy PPN [Styka 1999, dane własne].

Poszczególne rzędy ssaków odznaczają się różnym sposobem życia, co w konsekwencji wymusza stosowanie innych metod w celu ich badania. Duże ssaki, jak drapieżne czy kopytne, najłatwiej badać metodą tropień, stosując fotopułapki ewentualnie bezpośrednie obserwacje. Z kolei ssaki drobne *Micromammalia* jak większość gryzoni i owadożernych należy odławiać w różnorodne pułapki żywołowne. Tu również zróżnicowanie ma znaczenie, inaczej należy odławiać np. pilchowate niż poruszające się po ziemi, a jeszcze inaczej należy podejść do tych gatunków, które większość czasu spędzają pod ziemią. Każda z tych grup wymaga zatem zastosowania różnych środków, metod i nakładów pracy zależnie od swojej specyfiki. Z tego także powodu nietoperze zostały omówione w osobnym rozdziale.

7.2.5.2. Metodyka

Opracowując wykaz ssaków Polesia Lubelskiego, skupiono się na analizie publikacji naukowych [Pucek, Raczyński 1983; Okarma i in. 2019] oraz danych z Wieloletnich Planów Hodowlanych PZŁ (2017-2027) dla rejonu chełmskiego (nr 4), Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (nr 6) oraz rejonu puławsko-lubartowskiego (nr 7).

Kategorie zagrożenia ssaków przyjęto według „Czerwonej listy zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce" [Głowaciński 2002]. Gatunki objęte ścisłą i częściową ochroną prawną zostały podane wg aktualnego rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2016 poz. 2183). Informacje

o gatunkach obcych i inwazyjnych oparto na publikacjach Głowacińskiego i in. [2012], Skorupskiego [2016] oraz danych na stronie projektu nr POIS.02.04.00-00-0100/16-00 pod nazwą *Opracowanie zasad kontroli i zwalczania inwazyjnych gatunków obcych wraz z przeprowadzeniem pilotażowych działań i edukacją społeczną* [Skwierczyńska 2019].

W latach 2012-2104 na kilku powierzchniach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego prowadzono odłowy drobnych ssaków *Micromammalia* w pułapki żywołowne, m.in. w 2013 r. na terenach Poleskiego Parku Narodowego, natomiast w pozostałych latach na terenach okalających. Wykorzystano ponadto wyniki odłowów drobnych ssaków z lat 1977-1981 (kartoteka odłowów Zakładu Anatomii Porównawczej i Antropologii Instytutu Biologii UMCS w Lublinie). Dane te uzyskano dzięki odłowom w stożki lub cylindry.

Długoterminowe odłowy drobnych ssaków prowadzone przez Zakład Anatomii Porównawczej Instytutu Biologii UMCS w latach 70. i 80. XX wieku odznaczały się inną specyfiką niż obecnie. Były to bowiem odłowy w pułapki stożkowe, a długi czas trwania i duże powierzchnie objęte odłowami przynosiły skutek w postaci uchwycenia praktycznie kompletnej listy gatunków, a także uzyskania stosunków ilościowych w populacji. Prowadzone współcześnie odłowy w pułapki żywołowne nie były zakrojone na tak dużą skalę, toteż uzyskiwane wyniki są uboższe.

Oprócz danych pochodzących z odłowów ssaków, wykorzystano też informacje podawane na podstawie analizy składu gatunkowego ofiar w materiale kostnym pochodzącym ze zrzutek sów [Styka 1999, 2000; S. Aftyka, informacje ustne].

Większe ssaki były badane przy użyciu fotopułapek na dwóch powierzchniach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego: leśnej przy jeziorach Skomielno i Czarne Sosnowickie oraz terenu otwartych łąk i torfowisk w okolicy miejscowości Orzechów Stary.

7.2.5.3. Wyniki badań

Obecna teriofauna Polesia Lubelskiego składa się z 62 gatunków ssaków łącznie z taksonami introdukowanymi oraz migrującymi. Z tej grupy najliczniejsze zarówno pod względem liczby gatunków, jak i częstotliwości występowania są tzw. drobne ssaki *Micromammalia*. Łącznie przy wykorzystaniu wszystkich metod zbierania danych wykazano z badanego terenu 21 gatunków drobnych ssaków (tab. 1). Informacje o gatunkach z tej umownej grupy uzyskano dzięki odłowom w pułapki, jak również z materiału kostnego, pochodzącego ze zrzutek sów [Styka 1999, 2000; Aftyka, informacje ustne].

Tab. 1. Gatunki drobnych ssaków wykazane na terenie Polesia Lubelskiego za pomocą różnych metod badawczych

Gatunek	Odłowy w cylindry (1977-1981)	Analiza zrzutek sów [Styka 1999, 2000, Aftyka inf. ust.]	Odłowy w żywołówki (dane własne)
Kret europejski *Talpa europaea*	+	+	
Jeż wschodni *Erinaceus roumanicus*	+	+	
Ryjówka aksamitna *Sorex araneus*	+	+	+
Ryjówka malutka *Sorex minutus*	+	+	+
Rzęsorek rzeczek *Neomys fodiens*	+	+	+
Zębiełek białawy *Crocidura leucodon*	+	+	+
Zając szarak *Lepus europaeus*		+	
Nornica ruda *Myodes glareolus*	+	+	+
Karczownik ziemnowodny *Arvicola amphibius*	+	+	+
Darniówka zwyczajna *Microtus subterraneus*	+	+	
Nornik północny *Microtus oeconomus*	+	+	+
Nornik bury *Microtus agrestis*	+	+	+
Nornik zwyczajny *Microtus arvalis*	+	+	+
Mysz domowa *Mus musculus*	+	+	+
Szczur wędrowny *Rattus norvegicus*		+	
Badylarka pospolita *Micromys minutus* (fot. 1)	+	+	+
Mysz polna *Apodemus agrarius*	+	+	+
Mysz leśna *Apodemus flavicollis*	+	+	+
Mysz zaroślowa *Apodemus sylvaticus*	+	+	+
Smużka leśna *Sicista betulina*	+	+	
Wiewiórka pospolita *Sciurus vulgaris*	+	+	+
Orzesznica leszczynowa *Muscardinus avellanarius*	+	+	+
Popielica *Glis glis*	+	+	

Do najpospolitszych gryzoni w ekosystemach leśnych Polesia należą nornica ruda *Myodes glareolus*, mysz leśna *Apodemus flavicollis* oraz mysz zaroślowa *Apodemus sylvaticus* [Okarma i in. 2019]. W agrocenazach najszerzej rozprzestrzenione są nornik zwyczajny *Microtus arvalis*, darniówka zwyczajna *Microtus subterraneus* oraz mysz polna *Apodemus agrarius*, natomiast w środowiskach zurbanizowanych pospolite są mysz domowa *Mus musculus* i szczur wędrowny *Rattus norvegicus* [Okarma i in. 2019]. Na obszarze Sławatycz nad Bugiem jeszcze w XX wieku odnotowano istnienie najdalej na wschód wysuniętej w Polsce

populacji szczura śniadego *Rattus rattus*. Obecnie gatunek ten jest w zaniku zarówno w Polsce, jak i Europie. Jego ostatnie stanowiska w Polsce znajdują się obecnie na terenie województwa lubuskiego [Cichocki i in. 2005; Cichocki 2012].

Najliczniej występującymi i jednocześnie najszerzej rozmieszczonymi gatunkami, które stwierdzono podczas odłowów w pułapki żywołowne, były mysz zaroślowa oraz nornica ruda. Pozostałe gatunki były mniej liczne lub odławiano je na pojedynczych stanowiskach.

Fot. 1. Badylarka *Micromys minutus* stwierdzona podczas odłowów na jednej z powierzchni badawczych w okolicy Wytyczna (materiały własne)

Jednym z najważniejszych gryzoni pod względem wpływu na gospodarkę człowieka jest bóbr *Castor fiber*. W Polsce do połowy XX w. gatunek ten niemal całkowicie wyginął. Po II wojnie światowej, w obecnych granicach Polski, zachowały się jedynie trzy jego stanowiska – w rzekach Pasłęce, Czarnej Hańczy i Marysze [Czech 2010]. Pierwsze próby reintrodukcji bobrów w Polsce północno-wschodniej podjęto już w 1949 r. z inicjatywy prof.prof. Czai i Dehnela. Na Polesiu Lubelskim w latach 1979-1981 wsiedlono 21 bobrów do Lasów Parczewskich oraz Sobiborskich [Kasperczyk 1987]. Przeprowadzone działania przy jednoczesnym zachowaniu ochrony gatunkowej były główną przyczyną powrotu tego ssaka na jego dawne terytoria. Nie bez znaczenia były również poprawa jakości wód oraz brak naturalnych wrogów. Obecnie populacja bobrów jest liczna. W 2017 r. odnotowano ich około 125 000 w Polsce, czyli od 2000 r. populacja zwiększyła się aż o 409% [GUS 2018]. Szacuje się, że obecnie w województwie lubelskim żyje około 11 300 bobrów [Bank Danych

Lokalnych, GUS 2018], a Polesie Lubelskie jest ich główną i najważniejszą ostoją w regionie. Pojedyncze osobniki były wielokrotnie obserwowane na stawach i jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Ponadto ślady ich żerowania, budowane żeremia czy nory są liczne nawet przy niewielkich rzekach, ciekach i kanałach (np. Włodawka, Piwonia, Mietiułka).

Dotychczasowe źródła (np. Internetowy atlas ssaków IOP PAN) podają niewiele stanowisk występowania chomika na terenie Polesia. Istotną informacją o jego występowaniu jest stwierdzenie wśród ofiar puchacza z Sosnowicy [S. Aftyka, informacja ustna].

Spośród owadożernych *Insectivora* najczęstsza jest ryjówka aksamitna *Sorex araneus*, która wśród odłowionych drobnych ssaków stanowiła około 10%. Ryjówki malutkie, rzęsorek rzeczek oraz zębiełek białawy (fot. 2) były odławiane pojedynczo, ponadto wykazywano je także ze zrzutek sów [Styka 1999, 2000; S. Aftyka, informacja ustna].

Fot. 2. Zębiełek białawy *Crocidura leucodon* stwierdzony podczas odłowów na jednej z powierzchni badawczych w okolicy Wytyczna (materiały własne)

Najliczniejsze ssaki kopytne Polesia Lubelskiego to sarna *Capreolus capreolus* oraz dzik *Sus scrofa*. Na obszarach kompleksów leśnych oraz terenach bezpośrednio sąsiadującymi z nimi występują jelenie szlachetne *Cervus elaphus* (fot. 3). Daniele *Dama dama*, będące gatunkiem obcym dla Polski, są na terenie Polesia nieliczne, można je spotkać w Lasach Parczewskich.

Fot. 3. Jeleń szlachetny *Cervus elaphus* zarejestrowany przez jedną z fotopułapek na powierzchni badawczej w okolicy jeziora Skomielno (materiały własne)

Rezerwat biosfery Polesie Zachodnie, obok Kampinoskiego i Biebrzańskiego Parku Narodowego jest jednym z trzech najważniejszych ostoi łosia w Polsce [Ratkiewicz 2011]. Od czasu wprowadzenia przez ministra środowiska moratorium na odstrzał tego gatunku w 2001 r. jego populacja na obszarze Polesia zwiększyła się aż kilkukrotnie, osiągając miejscami zagęszczenie powyżej 10 os./1000 ha powierzchni leśnej i bagiennej [Wawrzyniak 2016]. Poleski Park Narodowy jest miejscem o jednym z największych zagęszczeń łosi w Polsce. W latach 2001/2002 odnotowano tu rekordowe zagęszczenie rzędu ok. 22 os./1000 ha terenów leśno-bagiennych [Węglewska 2001; Wójcik i in. 2009; Ratkiewicz 2011].

Ssaki drapieżne Polesia Lubelskiego są reprezentowane przez 14 gatunków zgrupowanych w czterech rodzinach: psowate *Canidae* (4 gatunki), łasicowate *Mustelidae* (8 gat.), kotowate *Felidae* (1 gat.) oraz szopowate *Procyonidae* (1 gat.). Do najcenniejszych drapieżników Polesia Lubelskiego należą wilk *Canis lapus* oraz ryś *Lynx lynx*.

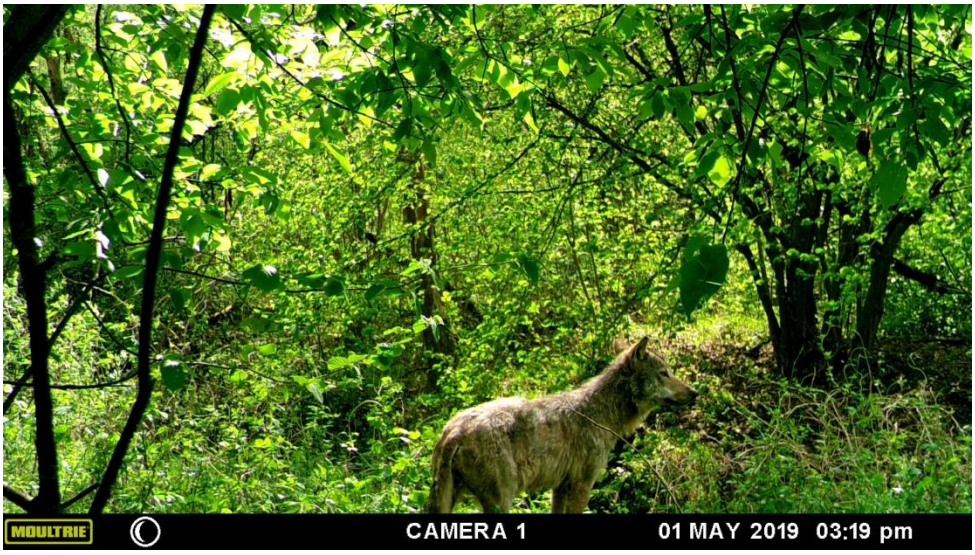
Najpospolitszym gatunkiem i najszerzej rozmieszczonym jest lis *Vulpes vulpes* (fot. 4) – wykazywany z wielu części Polesia na podstawie wielu różnych źródeł. W badaniach własnych stwierdzany wielokrotnie na powierzchniach w zasięgu fotopułapek, a pojedyncze osobniki obserwowane m.in. na łąkach Pociągi, Bagnie Bubnów, systemy nor stwierdzone w Lasach Sobiborskich, Włodawskich i Strzeleckich.

Dość częstym psowatym okazał się także jenot *Nyctereutes procyonoides* (fot. 5). Rejestrowany był przez fotopułapki, a pojedyncze osobniki obserwowano na drogach regionu podczas nocnych kontroli.

Fot. 4. Lis *Vulpes vulpes* zarejestrowany przez jedną z fotopułapek na powierzchni badawczej w okolicy Orzechowa Starego (materiały własne)

Fot. 5. Para jenotów *Nyctereutes procyonoides* zarejestrowanych przez jedną z fotopułapek na powierzchni badawczej w okolicy jeziora Skomielno (materiały własne)

Liczebność wilka *Canis lupus* (fot. 6) w województwie lubelskim jest zasadniczo stabilna. Podlega ona tylko niewielkim fluktuacjom rocznym. Na Polesiu Lubelskim gatunek ten występuje we wszystkich dużych kompleksach leśnych – w Lasach Sobiborskich, Włodawskich, Parczewskich, Strzeleckich, a także w Poleskim Parku Narodowym. Ogólnopolska inwentaryzacja wilka i rysia przeprowadzona w 2001 r. wykazała obecność 5-7 watah na obszarze Polesia. W tym czasie szacowana liczba wilków dla tego regionu wynosiła od 18 do 24 osobników. W latach 2004-2005 ich liczebność szacowano na 27-36 osobników skupionych w 6-7 watahach [Jędrzejewski i in. 2002; Niedziałkowska i in. 2006]. Ostatnie dane podawane przez koordynatorów tego monitoringu dotyczą lat 2007-2008 i mówią o liczebności około 18-22 osobników w 5 watahach. Obecnie monitoring ten został zarzucony przez wiele nadleśnictw, przez co raporty się nie ukazują i brakuje aktualnych danych, opartych na systematycznych i skoordynowanych badaniach. Jednakże z posiadanych własnych danych wynika, że stan populacji wilka jest nadal stabilny (tab. 2). Tropy i odchody wilków – pojedynczych, jak i kilku osobników były obserwowane na drogach leśnych w Lasach Parczewskich, Sobiborskich, Włodawskich i Strzeleckich, ponadto były rejestrowane przez fotopułapki.



Fot. 6. Wilk *Canis lupus* zarejestrowanych przez jedną z fotopułapek na powierzchni badawczej w okolicy jeziora Skomielno (materiały własne)

Spośród łasicowatych najwięcej informacji dotyczy kun: domowej i leśnej. Kuna domowa *Martes foina* była obserwowana wielokrotnie, m.in. we Włodawie, w Urszulinie, w Brusie Starym i innych miejscowościach. Podczas kontroli obiektów sakralnych – kościołów i cerkwi – na omawianych terenach ślady jej obecności stwierdzano na większości strychów.

Kuna leśna była stwierdzana nieco rzadziej, zarówno przez fotopułapki, jak i w bezpośrednich obserwacjach.

Tab. 2. Gatunki dużych ssaków wykazane na terenie Polesia Lubelskiego za pomocą różnych metod badawczych

Gatunek	Dane literaturowe, inwentaryzacje itp.	Internetowy atlas ssaków Polski [Okarma i in. 2019]	Fotopułapki i obserwacje bezpośrednie (dane własne)
Zając szarak *Lepus europaeus*	+	+	+
Wilk szary *Canis lupus*	+	+	+
Lis rudy *Vulpes vulpes*	+	+	+
Jenot azjatycki *Nyctereutes procyonoides*	+	+	+
Borsuk europejski *Meles meles*	+	+	+
Wydra europejska *Lutra lutra*	+	+	+
Kuna leśna *Martes martes*	+	+	+
Kuna domowa *Martes foina*	+	+	+
Tchórz zwyczajny *Mustela putorius*	+	+	+
Gronostaj europejski *Mustela erminea*	+	+	+
Łasica pospolita *Mustela nivalis*	+	+	+
Norka amerykańska *Neovison vison*	+	+	
Dzik *Sus scrofa*	+	+	+
Jeleń szlachetny *Cervus elaphus*	+	+	+
Łoś euroazjatycki *Alces alces*	+	+	+
Daniel zwyczajny *Dama dama*	+		
Sarna europejska *Capreolus capreolus*	+	+	+

Wydra europejska *Lutra lutra* jest rozmieszczona praktycznie na całości badanego terenu, co wiąże się z dość dobrze rozwiniętą siecią wodną. Ślady jej żerowania stwierdzano pod większością mostów oraz nad wieloma jeziorami i stawami. Rejestrowana była także przez fotopułapki w okolicy jeziora Skomielno.

Łasica *Mustela nivalis* była obserwowana kilkukrotnie, m.in. na łąkach Pociągi, ponadto wykazywana z materiału kostnego zrzutek wśród ofiar puchacza z Lasów Sobiborskich i Parczewskich [S. Aftyka, informacja ustna].

Zdecydowanie najrzadszym gatunkiem z łasicowatych jest gronostaj *Mustela erminea* – z badanego terenu pochodzi zaledwie jedna bezpośrednia obserwacja tego gatunku –

pojedynczego osobnika przebiegającego przez drogę koło Pieszowoli. Ponadto kilka stwierdzeń skupionych jest w dolinie Bugu [Internetowy atlas ssaków IOP PAN].

Wydaje się również, że w ostatnich latach coraz rzadszy staje się tchórz zwyczajny *Mustela putorius*. Internetowy atlas saków IOP PAN podaje co prawda liczne jego stwierdzenia na obszarze Polesia, jednakże dane własne to tylko pojedynczy osobnik znaleziony martwy na drodze koło Pieszowoli. Możliwe również, iż niedostatek obserwacji tego gatunku wiąże się z mniejszą penetracją siedlisk, jakie tchórz wykorzystuje.

Ryś jest najrzadszym ssakiem drapieżnym Polesia Lubelskiego. Występuje wyłącznie na obszarach leśnych, w rozległych drzewostanach o małej antropopresji. Terytoria samców obejmują od 150 do 250 km^2, a samic od 100 do 150 km^2 [Jędrzejewski i in. 2010]. Na obszarze Polesia notuje się jedynie pojedyncze stwierdzenia, jednakże w ostatnich latach pojedyncze osobniki tego gatunku są regularnie obserwowane w Lasach Sobiborskich. Pozwala to przypuszczać że istnieje tam osiadła, rozmnażająca się populacja.

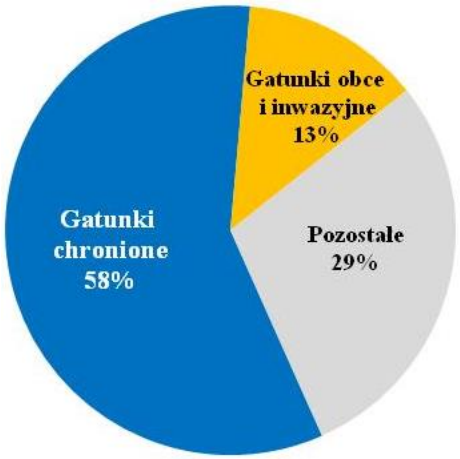
7.2.5.4. Zagrożenia i ochrona ssaków

Na obszarze Polesia Lubelskiego ponad połowa stwierdzonych taksonów ssaków podlega ochronie gatunkowej (tab. 3, ryc. 1). Odnotowano tu 35 gatunki ssaków ujętych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. 2016 poz. 2183). Spośród nich 21 ma status ochrony ścisłej, a 14 częściowej.

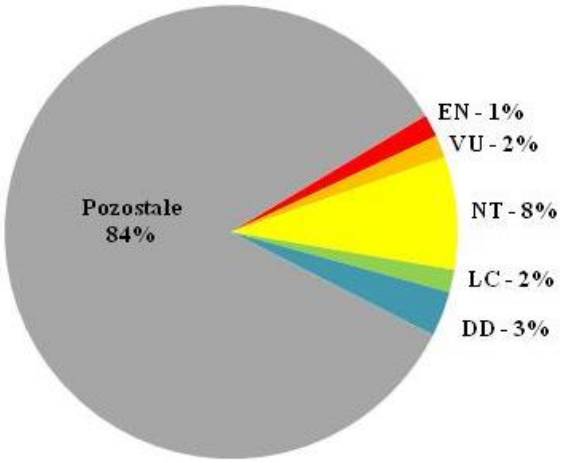
W makroregionie tym stwierdzono 9 gatunków zagrożonych, ujętych w „Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce" [Głowaciński 2002]. Według niej, występujące tu ssaki sklasyfikowane zostały w następujących kategoriach: EN – wymierający (Endangered) – 1 gatunek, VU – narażony (Vulnarable) – 1 gat., NT – bliskie zagrożenia (Near Threatened) – 4 gat., LC – słabo zagrożone (Least Concern) – 1 gat., DD – niedostateczne dane (Data Deficient) – 2 gat.

Udział ssaków zagrożonych na obszarze Polesia Lubelskiego wynosi prawie 16% (ryc. 2), z czego największy udział przepada na nietoperze. Spośród nich aż 6 gatunków ma kategorię zagrożenia (10%). Według „Czerwonej listy…" do najbardziej zagrożonych należy nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*, którego status określono jako wymierający (EN). Gatunek ten znajduje na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim optymalne warunki rozwoju. Jest to gatunek związany z dużymi zbiornikami wodnymi oraz rzekami, nad którymi żeruje chwytając ofiary znad samej tafli lub rzadziej zbierając je z powierzchni wody [Ciechanowski 2012].

Obecnie postuluje się również o podwyższenie kategorii zagrożenia chomika europejskiego *Cricetus cricetus* z DD do EN. Przeprowadzone badania wykazały istotne zmniejszenie areału jego występowania (o 75%), fragmentację zasięgu oraz silną izolację polskiej populacji [Ziomek, Banaszek 2009]. Na stanowisku znajdującym się na Polesiu Lubelskim, badanym w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, nie stwierdzono obecności chomików, pomimo dobrych warunków siedliskowych [Ziomek 2013]. Biorąc pod uwagę dotychczasowe źródła [Internetowy atlas ssaków IOP PAN], które także podają niewiele stanowisk występowania chomika na terenie Polesia (głównie w jego południowych części) oraz stwierdzenie tego gatunku wśród ofiar puchacza z Sosnowicy [S. Aftyka, informacja ustna], można przypuszczać, że jego populacja jest bardzo nieliczna.



Ryc. 1. Udział gatunków chronionych i obcych w faunie ssaków Polesia Lubelskiego



Ryc. 2. Udział gatunków zagrożonych wymarciem w teriofaunie Polesia Lubelskiego

Tabela 3. Wykaz ssaków Polesia Lubelskiego na podstawie publikacji [Pucek, Raczyński 1983; Okarma i in. 2010; Głowaciński in. 2012] oraz danych z Polskiego Związku Łowieckiego

Objaśnienia: Oś – ochrona ścisła, Ocz – ochrona częściowa. Kategorie zagrożenia według Czerwonej listy zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce [Głowaciński 2002]: EN – wymierający (Endangered), VU – narażony (Vulnarable), NT – bliski zagrożenia (Near Threatened), LC – słabo zagrożone (Least Concern). Ob – gatunki obce dla fauny Polski, IN – gatunek inwazyjny

Lp.	Gatunek	Status ochrony gatunkowej	Kategoria zagrożenia	Gatunki obce i inwazyjne
Ryjówkokształtne *Soricomorpha*				
1.	Kret europejski *Talpa europaea* Linnaeus, 1758	Ocz		
2.	Ryjówka aksamitna *Sorex araneus* Linnaeus, 1758	Ocz		
3.	Ryjówka malutka *Sorex minutus* Linnaeus, 1766	Ocz		

4.	Rzęsorek rzeczek *Neomys fodiens* (Pendant, 1771)	Ocz		
5.	Zębiełek białawy *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780)	Ocz		
Jeżokształtne *Erinaceomorpha*				
6.	Jeż wschodni *Erinaceus roumanicus* Barrett-Hamilton, 1900	Ocz		
Nietoperze *Chiroptera*				
7.	Nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817)	Oś	NT	
8.	Nocek Natterera *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817)	Oś		
9.	Nocek Brandta *Myotis brandtii* (Eversmann, 1845)	Oś		
10.	Nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme* (Boie, 1825)	Oś	EN	
11.	Nocek rudy *Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817)	Oś		
12.	Mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus* Linnaeus, 1758	Oś	LC	
13.	Mroczek pozłocisty *Eptesicus nilssonii* (Keyserling & Blasius, 1839)	Oś	NT	
14.	Mroczek późny *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774)	Oś		
15.	Karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774)	Oś		
16.	Karlik drobny *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825)	Oś		
17.	Karlik większy *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839)	Oś		
18.	Borowiec wielki *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774)	Oś		
19.	Borowiaczek *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817)	Oś	VU	
20.	Gacek brunatny *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758)	Oś		
21.	Gacek szary *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829)	Oś		
22.	Mopek zachodni *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774)	Oś	DD	
Zajęczaki *Lagomorpha*				
23.	Zając szarak *Lepus europaeus* Linnaeus, 1758			
Gryzonie *Rodentia*				
24.	Wiewiórka pospolita *Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758	Ocz		
25.	Bóbr europejski *Castor fiber* Linnaeus, 1758	Ocz		
26.	Chomik europejski *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758)	Oś	DD (EN)	
27.	Piżmak *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766)			Ob/IN
28.	Nornica ruda *Myodes glareolus* (Schreber, 1780)			
29.	Karczownik ziemnowodny *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758)	Ocz		
30.	Darniówka zwyczajna *Microtus subterraneus* (de Sélys-Longchamps, 1836)			
31.	Nornik północny *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776)			
32.	Nornik bury *Microtus agrestis* (Linnaeus,1761)			
33.	Nornik zwyczajny *Microtus arvalis* (Pallas, 1779)			
34.	Mysz domowa *Mus musculus* Linnaeus, 1758			Ob

35.	Szczur wędrowny *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)			Ob
36.	Szczur śniady *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758)			Ob
37.	Badylarka *Micromys minutus* (Pallas, 1771)	Ocz		
38.	Mysz polna *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771)			
39.	Mysz leśna *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834)			
40.	Mysz zaroślowa *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758)	Ocz		
41.	Smużka leśna *Sicista betulina* (Pallas, 1778)	Oś		
42.	Orzesznica *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758)	Oś		
43	Popielica *Glis glis* (Linnaeus, 1766)	Ocz	NT	
Drapieżne *Carnivora*				
44.	Szakal złocisty *Canis aureus* Linnaeus, 1758			
45.	Wilk *Canis lupus* Linnaeus, 1758	Oś	NT	
46.	Lis pospolity *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758)			
47.	Jenot *Nyctereutes procyonoides* (Gray, 1834)			Ob/IN
48.	Borsuk europejski *Meles meles* (Linnaeus, 1758)			
49.	Wydra *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)	Ocz		
50.	Kuna leśna *Martes martes* (Linnaeus, 1758)			
51.	Kuna domowa *Martes foina* (Erxleben, 1777)			
52.	Tchórz zwyczajny *Mustela putorius* Linnaeus, 1758			
53.	Gronostaj europejski *Mustela erminea* Linnaeus, 1758	Ocz		
54.	Łasica łaska *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766	Ocz		
55.	Norka amerykańska *Neovison vison* Schreber, 1777			Ob/IN
56.	Szop pracz *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758)			Ob/IN
57.	Ryś *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758)	Oś	NT	
Parzystokopytne *Artiodactyla*				
58.	Dzik *Sus scrofa* Linnaeus, 1758			
59.	Jeleń europejski *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758			
60.	Daniel *Dama dama* (Linnaeus, 1758)			Ob
61.	Łoś *Alces alces* (Linnaeus, 1758)			
62.	Sarna *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)			
ŁĄCZNIE		36	10	8

7.2.5.5. Gatunki nowe, obce i inwazyjne

Gatunki obce stanowią 16% wszystkich taksonów ssaków wykazanych z Polesia Lubelskiego (ryc. 1, tab. 3). Spośród nich cztery taksony należą do gatunków inwazyjnych, czyli takich, które we względnie szybkim tempie i dużej liczbie osobników kolonizują nowe tereny, wywołując przy tym negatywne efekty w ekosystemach. Są to piżmak amerykański *Ondatra zibethicus*, jenot azjatycki *Nyctereutes procyonoides*, norka amerykańska *Neovison*

vison oraz szop pracz *Procyon lotor* [Głowaciński i in. 2012; Skwierczyńska 2019]. Dwa pierwsze gatunki należą do taksonów szeroko rozprzestrzenionych na Polesiu, natomiast norka amerykańska ogranicza swój zasięg głównie do doliny Bugu [Okarma i in. 2019].

Populacja szopa pracza występująca na Polesiu Lubelskim pochodzi od osobników występujących na Białorusi, gdzie gatunek ten został celowo introdukowany w 1954 r. w okolicach Homla, Brześcia i w dolinie Prypeci. Pierwsze udokumentowane rozmnażanie się szopów praczy na terenie Polesia miało miejsce w 2009 r. w okolicy wsi Zahajki. We wcześniejszym okresie gatunek ten był jedynie obserwowany w Lasach Włodawskich [Głowaciński 2012].

W 2015 r. stwierdzono nowy gatunek ssaka w faunie Polski. Był nim szakal złocisty. Polesie Lubelskie było jednym z trzech pierwszych regionów, w których gatunek ten został odkryty [Kowalczyk i in. 2015].

Pierwotnie szakale złociste występowały przede wszystkim w Europie Południowo-Wschodniej, Azji Mniejszej i Azji Południowej [Trouwborst i in. 2015]. W ostatnich dekadach gatunek ten rozszerzył swój zasięg o nowe tereny, głównie w środkowej Europie oraz krajach bałtyckich [Arnold i in. 2012]. Wymienia się kilka przyczyn ekspansji terytorialnej tego gatunku, m.in. dużą plastyczność ekologiczną, ocieplenie klimatu, przekształcanie struktury krajobrazu rolniczego, brak naturalnych wrogów, objęcie gatunku ochroną prawną w obszarze refugium bułgarskiego [Skorupski 2016 oraz literatura tam cytowana].

Ekspansję szakali złocistych w Europie należy uznać za proces naturalny. Brakuje przesłanek stwierdzających celowe lub nieumyślne przypadki introdukcji w faunie Polski. Gatunek ten nie spełnia więc definicji gatunku obcego, a tym bardziej inwazyjnego [Kowalczyk i in. 2015; Trouwborst i in. 2015].

Piśmiennictwo

1. Arnold J., Humer A., Heltai M., Murariu D., Spassov N., Hackländer K. 2012. Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe. Mammal Review, 42, 1-11.
2. Bank Danych Lokalnych. Główny Urząd Statystyczny. https://bdl.stat.gov.pl/BDL/start, data dostępu 09.06.2019 r.
3. Ciechanowski M. 2012. Nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*. [W:] Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.) Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, 667-700.
4. Cichocki J., Ruprecht A.L., Ważna A. 2005. Występowanie szczura śniadego (*Rattus rattus* L.) w zachodniej Polsce. [W:] Hędrzak M. (red.) Zmiany w populacji ssaków jako

pochodna dynamiki zmian środowiska. Akademia Rolnicza im. Hugona Kołłątaja, Kraków, 104-112.

5. Cichocki J. 2012. Szczur śniady *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). [W:] Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.), Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.
6. Czech A. 2010. Bóbr – budowniczy i inżynier. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
7. Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
8. Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) 2012. Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.
9. GUS 2018. Ochrona Środowiska 2018. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
10. Jędrzejewski W., Borowik T., Nowak S. 2010. Ryś *Lynx lynx*. [W:] Makomaska-Juchiewicz M. (red.) Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, 346-366.
11. Jędrzejewski W., Nowak S., Schmidt K., Jędrzejewska B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. Kosmos, 51, 491-499.
12. Kasperczyk B. 1987. Rozprzestrzenienie się bobra (*Castor fiber*) w Europie w XX wieku. Prz. Zool., 31, 181-193
13. Kowalczyk R., Kołodziej-Sobocińska M., Ruczyńska I., Wójcik J.M. 2015. Range expansion of the golden jackal (*Canis aureus*) into Poland: first records. Mammal Research 60, 411-414.
14. Okarma H., Bogdanowicz W., Rychlik L., Zalewski A. 2010. Atlas ssaków Polski. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Zakład Zoologii Systematycznej, Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Instytut Biologii Ssaków PAN. http://www.iop.krakow.pl/ssaki, data dostępu 09.06.2019 r.
15. Pucek Z., Raczyński R. 1983. Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce. PWN, Warszawa.
16. Ratkiewicz M. 2011. Strategia ochrony i gospodarowania populacją łosia w Polsce. NFOŚiGW, Białystok.
17. Skorupski J. 2016. Inwazyjne i ekspansywne ssaki drapieżne w Polsce. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, Tom 18 (4), 58-72.
18. Trouwborst A., Krofel M., Linnell J.D.C. 2015. Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. Biodivers Conservation 24, 2593-2610.

19. Wawrzyniak P. 2016. Dynamika liczebności, jej wpływ na środowisko bytowania a konieczność zarządzania populacją łosia *Alces alces* w Polsce. Zarządzanie populacjami zwierząt. Łowiec Polski, PZŁ, Warszawa.
20. Wieloletni Łowiecki Plan Hodowlany 2017-2027 dla Rejonu Hodowlanego nr 4 „Chełmski". http://www.lublin.lasy.gov.pl/lowiectwo#.XQ7Y6-gzbIU, data dostępu 09.06.2019 r.
21. Wieloletni Łowiecki Plan Hodowlany dla rejonu hodowlanego nr 7 „Puławsko-Lubartowskiego" na okres od 01.04.2017 r. do 31.03.2027 r. http://www.lublin.lasy. gov.pl /lowiectwo#.XQ7Y6-gzbIU, data dostępu 09.06.2019 r.
22. Wieloletni Łowiecki Plan Hodowlany. 1 IV 2017 r. – 31 III 2027 r. Rejon Hodowlany nr 6 „Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie". http://www.lublin.lasy.gov.pl/lowiectwo #.XQ7Y6-gzbIU, data dostępu 09.06.2019 r.
23. Ziomek J. 2013. Chomik europejski *Cricetus cricetus* (1339). Wyniki monitoringu w latach 2013-2014. GIOŚ, Warszawa. http://siedliska.gios.gov.pl/images/pliki_pdf/wyniki /2013-2014/dla_zwierzat/Chomik-europejski-Cricetus-cricetus.pdf, data dostępu 09.06.2019 r.
24. Ziomek J., Banaszek A. 2009. Czy chomik europejski *Cricetus cricetus* powinien znaleźć się w „Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt"? Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 65 (5), 341-346.

Michał Piskorski

7.2.6. Fauna nietoperzy

7.2.6.1. Wstęp

Polesie Lubelskie stanowi część regionu fizjograficznego w północno-wschodniej części Lubelszczyzny, przy wschodniej granicy Polski, a następnie komunikuje się ze wschodnimi terenami Polesia na Białorusi i Ukrainie. Stanowi niewielką, zachodnią część Polesia rozciągającego się aż po okolice Homla i Czernihowa. Jest uważane za jeden z najcenniejszych przyrodniczo terenów, zarówno w aspekcie zoologicznym, jak i botanicznym, chroniony trasgranicznym Rezerwatem Biosfery „Polesie Zachodnie" od 2012 r. oficjalnie zatwierdzonym przez UNESCO.

Według systemu regionalizacji fizycznogeograficznej teren ten leży w prowincji Nizin Wschodniobałtycko-Białoruskich, podprowincji Polesie, makroregionie Polesie Zachodnie [Kondracki 2000].

Polesie charakteryzuje się nizinnym krajobrazem, tylko w południowej części, gdzie graniczy z Wyżyną Lubelską, występują niewielkie wzgórza lub wyniosłości kredowe. Dużą, środkową część Polesia Lubelskiego zajmują ekosystemy wodno-torfowiskowe Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, natomiast północna część (Równina Parczewska i Zaklęsłość Łomaska) nawiązuje do Podlasia.

Teren, który obejmuje Polesie Lubelskie, charakteryzuje się małym zróżnicowaniem rzeźby. Występują tu równiny pochodzenia lodowcowo-rzecznego, rzecznego oraz jeziornego. Dominujące są gleby hydrogeniczne oraz piaski, jedynie na południowych skrajach występują rędziny kredowe. Dlatego też przeważają tu ubogie siedliska oligotroficzne lub dystroficzne. Tylko niewielkie powierzchnie odznaczają się większą żyznością (np. Obniżenie Dubienki) [Turski i in. 1993].

Hydrograficznie obszar należy do zlewni Bugu. Występują tu niewielkie rzeki, np. Włodawka, Piwonia i Krzna, południkowo obszar przecięty jest kanałem Wieprz-Krzna, istnieje także wiele mniejszych cieków i kanałów [Gacka-Grzesikiewicz 1987; Radwan 2002].

Na omawianym terenie znajduje się także mezoregion Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie na którym istnieje 68 jezior [Wilgat 1998; Radwan 2002]. Są to jeziora o różnorodnym stopniu troficzności [Gacka-Grzesikiewicz 1987]. Ponadto, licznie i w wielu miejscach występują niewielkie zbiorniki wodne nazywane torfiankami [Radwan 2002].

Sieć wodna tego terenu już od XIX wieku podlegała działaniom hydrotechnicznym, ekosystemy, które ocalały przed tymi zabiegami, są obecnie objęte ochroną w Poleskim PN,

Sobiborskim i Łęczyńskim PK, natomiast dolina Bugu przekształcona w niewielkim stopniu chroniona jest w ramach Sobiborskiego i Strzeleckiego PK oraz Nadbużańskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu.

Zbiorowiska leśne Polesia stanowią bardzo zróżnicowany wachlarz: od borów poprzez lasy mieszane do grądów, a w obniżeniach i dolinach rzek łęgi i olsy. Wyjątkową i zróżnicowaną florę reprezentują tu m.in. rośliny naczyniowe, zarówno borealne, atlantyckie, jak i pontyjskie [Fijałkowski 1981; Fijałkowski 1993; Radwan 2002]. Klimat tego terenu przejawia cechy klimatu umiarkowanie kontynentalnego [Gacka-Grzesikiewicz 1987; Harasimiuk i in. 1998].

Niedostępność oraz specyfika wielu miejsc terenu Polesia Lubelskiego stwarza również doskonałe warunki do bytowania zwierząt. Co najmniej 290 z nich to gatunki chronione, umieszczone w „Polskiej czerwonej księdze zwierząt" jako ginące, zagrożone lub rzadkie [Gacka-Grzesikiewicz 1987; Głowaciński 2001; Rąkowski 2002; Radwan 2002].

Wszystkie te czynniki mają istotny wpływ na kształt chiropterofauny tego terenu. Poszczególne części tego regionu, charakteryzując się odmiennymi warunkami, są zasiedlane przez nieco inne zgrupowania nietoperzy.

7.2.6.2. Retrospekcja

Badania nietoperzy Polesia Lubelskiego zostały dotychczas przeprowadzone w kilku większych kompleksach leśnych tego regionu, a także w PPN [Piskorski 2008; Piskorski i in. 2009; Piskorski 2015]. Wcześniejsze informacje o tej grupie ssaków są jedynie wyrywkowe i pochodzą z zaledwie kilku publikacji. „Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce" [Pucek, Raczyński 1983] podaje występowanie 7 gatunków nietoperzy, których stwierdzenia opierają się na materiałach pochodzących ze zrzutek sów bądź eksponatach z kolekcji muzealnych. Autorzy atlasu wymieniają następujące gatunki nietoperzy stwierdzone na terenie Polesia Lubelskiego: nocek Natterera *Myotis nattererii*, nocek Brandta *Myotis brandtii*, mroczek późny *Eptesicus serotinus*, karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus sensu lato*, karlik większy *Pipistrellus nathusii*, gacek brunatny *Plecotus auritus*, gacek szary *Plecotus austiacus*, przy czym informacje te pochodzą z lat 70.

Analogiczne informacje zawarte są w „Monografii przyrodniczej PPN" [Radwan 2002], która opierając się na publikacji Pucka i Raczyńskiego [1983], podaje wyżej wymienione gatunki nietoperzy, jednakże pomija mroczka późnego. Ponadto w popularnonaukowej pozycji „PPN – przewodnik przyrodniczy" [Różycki, Piotrowski, Iwaniuk 2002] zawarta jest informacja, iż pracownicy parku stwierdzili występowanie 4 gatunków – oprócz wymienianych

już powyżej karlika malutkiego, mroczka późnego i gacka brunatnego, podają występowanie borowca wielkiego.

Podsumowując powyższe, można stwierdzić, że dla terenu Polesie Lubelskie istnieją bardzo niepełne dane chiropterologiczne. Z tego powodu bardzo celowe wydawało się opracowanie chiropterofauny Polesia Lubelskiego – składu gatunkowego zasiedlających ten teren nietoperzy oraz wykorzystania przez nich różnych siedlisk i kryjówek.

7.2.6.3. Materiał i metody

Badania były prowadzone w latach 2000-2018. Celem części z nich było opracowanie chiropterofauny obszarów chronionych tego terenu, m.in: Poleskiego Parku Narodowego, Sobiborskiego Parku Krajobrazowego, Strzeleckiego Parku Krjobrazowego, które zostały już częściowo opublikowane [Piskorski 2008; Piskorski i in. 2009; Piskorski 2016]. Ponadto, prowadzono badania wyrywkowe w wielu innych częściach Polesia w celach przygotowania i późniejszego monitoringu obszarów Natura 2000. Prowadzono także badania własne na wielu powierzchniach oraz wykonano wiele interwencji.

Dane uzyskano podczas bezpośrednich odłowów nietoperzy w sieci chiropterologiczne, kontroli budynków w celu wyszukiwania kolonii rozrodczych, a także przy użyciu detektorów ultrasonicznych, rejestrując i analizując ich głosy echolokacyjne.

Odłowy nocne prowadzono przy użyciu sieci chiropterologicznych, które ustawiano na drogach leśnych, liniach oddziałowych, nad małymi zbiornikami wody, rzekami lub kanałami. Miejsca odłowów zostały wyznaczone w taki sposób, aby w miarę równomiernie pokrywały obszar parku, a także aby były reprezentatywne dla siedlisk, które są chronione na jego obszarze.

Nasłuchy detektorowe prowadzono po zmroku. W tym celu wykorzystywano dwa detektory rejestrujące nieprzetworzone ultradźwięki (Batlogger oraz EchoMeter 3+), a także kilka detektorów Petterson 230D pracujących w systemie „frequency division", do których podłączono rejestratory (cyfrowe Roland R06 lub Zoom H1 zapisujące nagrania ultradźwięków jako pliki WAV). Umożliwiało to rejestrację sygnałów echolokacyjnych i głosów socjalnych nietoperzy w sposób ciągły (w czasie rzeczywistym).

Gatunki rozpoznawano na podstawie analizy spektralnej struktury i parametrów (częstotliwości, długości pulsów, długości odstępów, tempa emisji, rytmu) zarejestrowanych sygnałów, korzystając z programu bioakustycznego BatSound 3.3 (Pettersson Elektronik AB, Szwecja) oraz BatScan ver. 9 (Batbox LTD, Wielka Brytania).

Nocne nasłuchy detektorowe przeprowadzono na 116 stanowiskach, które zostały wyznaczone w taki sposób, aby w miarę równomiernie pokrywały obszar parku, a także aby były reprezentatywne dla siedlisk, które są chronione na badanym obszarze.

W opisie tabel wykorzystano następujące akronimy nazw gatunkowych nietoperzy: MYN – nocek Natterera *Myotis nattererii*, MBE – nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*, MYB – nocek Brandta *Myotis brandtii*, MYS – nocek wąsatek *Myotis mystacinus*, MAL – nocek Alkatoe *Myotis alcathoe*, MDA – nocek rudy *Myotis daubentonii*, MDS – nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*, ESE – mroczek późny *Eptesicus serotinus*, ENI – mroczek pozłocisty *Eptesicus nilssonii*, VMU – mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus*, NYN – borowiec wielki *Nyctalus noctula*, NYL – borowiaczek *Nyctalus leisleri*, PIN – karlik większy *Pipistrellus nathusii*, PIP – karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus*, PIG – karlik drobny *Pipistrellus pygmaeus*, PAR – gacek brunatny *Plecotus auritus*, PAS – gacek szary *Plecotus austiacus*, BAR – mopek zachodni *Barbastella barbastellus*.

7.2.6.4. Ocena

Łącznie w ciągu całego okresu badań stwierdzono występowanie 18 gatunków nietoperzy na całym badanym terenie (tab. 1 i 2). Były to: nocek Natterera *Myotis nattererii*, nocek Brandta *Myotis brandtii*, nocek wąsatek *Myotis mystacinus*, nocek rudy *Myotis daubentonii*, nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*, mroczek późny *Eptesicus serotinus*, mroczek pozłocisty *Eptesicus nilssonii*, borowiec wielki *Nyctalus noctula*, borowiaczek *Nyctalus leisleri*, karlik większy *Pipistrellus nathusii*, karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus*, karlik drobny *Pipistrellus pygmaeus*, gacek brunatny *Plecotus auritus*.

Dla wszystkich powyższych gatunków stwierdzono pewny rozród – odłowiono dorosłe karmiące samice bądź młodociane osobniki z danego sezonu.

Najliczniej występującymi i jednocześnie najszerzej rozmieszczonymi gatunkami były: borowiec wielki, karlik większy, gacek brunatny, nocek rudy, mroczek późny. Pozostałe gatunki były mniej liczne lub odławiano je na pojedynczych stanowiskach.

Spośród gatunków rzadkich i narażonych na wyginięcie, wymienianych m.in. w „Polskiej czerwonej księdze zwierząt" [Wołoszyn 1992], zanotowano występowanie: mroczka pozłocistego *Eptesicus nilssonii*, borowiaczka *Nyctalus leisleri*, nocka Bechsteina *Myotis bechsteinii*, nocka łydkowłosego *Myotis dasycneme*, mopka *Barbastella barbastellus.*

Nasłuchy detektorowe przeprowadzono na 116 stanowiskach. Na tej podstawie wykazano obecność 11 gatunków. Najczęściej stwierdzano borowce wielkie, karliki większe i drobne, a rzadziej mroczki późne. Prowadząc nasłuchy nad wodami oprócz powyżej wymienionych wykazano także nocki rude i kilkakrotnie nocka łydkowłosego.

Zgromadzone dane dowodzą dużej rozmaitości gatunkowej nietoperzy oraz ciekawej kompozycji składu chiropterofauny. Specyfika obszaru Polesie Lubelskie, jego fizjografia i obecność różnorodnych siedlisk podmokłych, klimat o dużym wpływie kontynentalnym mogą warunkować występowanie na tym terenie opisanego składu chiropterofauny i dużej rozmaitości gatunkowej.

Najliczniej wykazane w przeprowadzonych badaniach gatunki są w dużej mierze związane z zabudowaniami ludzkimi. Na kryjówki dzienne i kolonie rozrodcze wykorzystują głównie szczeliny w konstrukcjach budynków (np. szalunki domów, strychy itp.), a także dziuple drzew. Dotyczy to głównie najczęściej wykazywanych na omawianym terenie borowca wielkiego, karlików, mroczka późnego i gacka brunatnego.

Krajową faunę nietoperzy tworzy obecnie 26 gatunków, a 18 gatunków wykazanych z terenu Polesia Lubelskiego daje około 70% fauny krajowej [Sachanowicz i in. 2006; Uhrin i in. 2015]. Chiropterofauna nizinnej części wschodniej Polski jest kształtowana w obecnym czasie przez 18 gatunków, ponieważ kilka gatunków (jak podkowiec duży, borowiec olbrzymi, karlik średni, nocek ostrouszny, przymroczek Saviego) jest wykazywanych z pojedynczych stwierdzeń. Inne, jak podkowiec mały, nocek orzęsiony, nocek duży, nie obejmują swoimi zasięgami omawianego terenu [Sachanowicz, Ciechanowski 2005; Sachanowicz i in. 2006; Uhrin i in. 2015].

100% odzwierciedlenie chiropterofauny danej krainy fizjograficznej udaje się uzyskać tylko w nielicznych badaniach, (13 na inni 2009) czy okolic Moskwy [Albov i inni 2009] podawane są znacznie mniejsze zróżnicowania gatunkowe.

Dość szerokie rozprzestrzenienie nocka rudego, wykazane na podstawie nasłuchów detektorowych, wydaje się związane z obfitością różnego rodzaju wód, preferowanych jako żerowiska przez ten gatunek [Bogdanowicz 1994]. Był on notowany zarówno nad jeziorami, gdzie nie prowadzono odłowów, jak i nad niewielkimi stawami i rzekami. Podobnie rozmieszczony, choć liczniejszy w odłowach, okazał się borowiec wielki, gatunek dominujący również w innych regionach wschodniej Polski w pracach innych autorów [Kowalski i in. 1996; Rachwald i in. 2001; Piskorski i in. 2001b; Jurczyszyn 1994].

Wynik 18 gatunków wg Sachanowicz i in. [2006] odpowiada wynikom z podobnych krain geograficznych. Aż 17 gatunków nietoperzy zostało wykazanych w Lasach Janowskich [Piskorski 2007], 16 gatunków podano z Roztocza Środkowego [Skuratowicz 1939; Skuratowicz 1948; Jurczyszyn 1994], 16 gatunków z Puszczy Kozienickiej [Kowalski i in. 1996]. Z innych części Polski wykazywane są mniejsze liczby gatunków, np.: Wyżyna Częstochowska – 12 gatunków [Gas, Postawa 2000], Wyżyna Wieluńska – 12 gatunków [Ignaczak 2002], Białowieski PN – 12 gatunków [Rachwald i in. 2001], Lasy Strzeleckie – 12 gatunków [Piskorski i in. 2001b].

Bardzo podobny skład gatunkowy i dominacje poszczególnych gatunków wykazano w lasach wschodniej Ukrainy [Gukasova, Vlaschenko 2011]. Z kolei w zachodniej Rosji w Parku Narodowym Pojezierza Smoleńskiego [Gukasova i in. 2011] z reprezentujących nizinną chiropterofaunę Polski nie udało się potwierdzić występowania na badanym terenie nocka dużego *Myotis myotis*. Jego wykrycie jest mało prawdopodobne, gdyż północno-wschodnia granica zasięgu występowania tego gatunku na Lubelszczyźnie obejmuje Wyżynę Lubelską i Roztocze, natomiast nie pokrywa Polesia i Wołynia Zachodniego [Sachanowicz, Ciechanowski 2005]. Poza tym nietoperz ten nie był także dotychczas notowany z terenów Polesia ze względu na niezbyt optymalne siedliska. Podawano go natomiast z pojedynczych stanowisk z Podlasia [Pucek, Raczyński 1983], gdzie jednak nie wykazano dotąd jego rozrodu [Sachanowicz i in. 2007].

Przetrwanie populacji nocka łydkowłosego na Polesiu Lubelskim jest dość prawdopodobne, gdyż teren ten obfituje w zbiorniki wodne – jeziora, rzeki oraz stawy – preferowane przez ten gatunek jako żerowiska [Limpens i in. 2000]. Styka [2000] wykazał go w materiale wypluwkowym w Lasach Sobiborskich, odnaleziono tam również niewielką kolonię samców [Piskorski 2008] i regularnie notuje się stwierdzenia detektorowe (materiały własne), jest to więc gatunek stale obecny w tej części polskiego Polesia. Poza tym nocek ten był już wcześniej kilkakrotnie podawany z Lubelszczyzny [Skuratowicz 1939; Skuratowicz 1948; Jurczyszyn 1994], a w ostatnich latach jest wykazywany regularnie na zimowiskach [Piskorski i in. 2001a, 2002; Piskorski, Urban, dane niepublikowane].

Dość liczne są stwierdzenia mroczka posrebrzanego, np. kolonia około 40 samic w Lasach Parczewskich (dane własne) oraz odłowione karmiące samice z Lasów Strzeleckich i Sobiborskich [Piskorski 2008; Piskorski i in. 2009].

Również mopek występuje w całym regionie. Gatunek ten należy do dość często spotykanych i w wielu kompleksach leśnych Polesia odbywa rozród (Lasy Włodawskie,

Strzeleckie i Roztoczańskie, gdzie jednak jest większy udział starodrzewów liściastych) [Piskorski i in. 2001b; Piskorski, Urban 2003; Piskorski 2007, dane niepublikowane].

Ciekawe jest tażke wyspępowanie nocka Bechsteina, pomimo iż jest to ściśle leśny i osiadły gatunek, wymagający dojrzałych i zróżnicowanych drzewostanów, głównie liściastych [Baagøe 2001]. Letnie stanowiska w Lasach Strzeleckich, Sobiborskich i Włodawskich, a także zimowe w Różance k. Włodawy są jednymi z najdalej wysuniętych na północny wschód i obecnie wyznaczają północną granicę zasięgu występowania nocka Bechsteina w Polsce wschodniej [Piskorski i in. 2000; Piskorski 2008]. Mimo iż jest on klasyfikowany w Polsce jako bliski zagrożenia (NT) [Wołoszyn 2001] i umieszczony w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej, to w lasach południowo-wschodniej Polski bywa stosunkowo liczny. Regularnie notuje się jego rozród, a w niektórych kompleksach leśnych osiąga też znaczny udział i wysoką frekwencję, np. w Lasach Strzeleckich i w rezerwacie Serniawy [Kowalski i in. 1996; Piskorski i in. 2009; Piskorski 2008].

7.2.6.5. Zagrożenia i ochrona

W latach 60. i 70. XX wieku teren ten doświadczył bardzo silnej presji hydrotechnicznej. W celu polepszenia warunków dla miejscowego rolnictwa w latach 1963-1983 w ramach budowy kanału Wieprz-Krzna przeprowadzono melioracje okolicznych bagien. Intensywne melioracje doprowadziły do totalnego przekształcenia wielkich połaci torfowisk oraz łąk (np. Łąki Pociągi, Krowie Bagno). Radykalne zmiany mające głównie charakter odwodnieniowy przyniosły szczególnie prace melioracyjne z lat 60. XX wieku.

Podejmowanie powyższych prób regulowania stosunków wodnych przyniosło efekt w postaci znacznego przyśpieszenia naturalnego, powolnego tempa obiegu wód. Od chwili powołania Poleskiego PN w 1990 r. zaprzestano melioracji i prowadzi się powolne zabiegi renaturalizacyjne.

Jednocześnie stale zwiększa się kolonizacja tych terenów oraz rozwija infrastruktura turystyczna, szczególnie wokół jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, gdzie w wielu przypadkach powstały duże, zwarte osiedla. Ich zabudowa, w większości drewniana, daje możliwości schronienia i zakładania kolonii kilku gatunkom nietoperzy synantropijnych, np. karlików, mroczków czy gacków. Może to być więc pozytywny aspekt zwiększającej się antroporesji.

Ponadto, w granicach Polesia rozpoczęto eksploatację węgla kamiennego. Główne zagrożenie w tym przypadku pochodzi od zwiększonej powierzchni pod infrastrukturę przemysłową, nasilony transport, szczególnie samochodowy, powodujący bezpośrednie kolizje

z pojazdami. Zmiany w dotychczasowych ekosystemach związane z obniżaniem się lustra wody wpływają na utratę siedlisk żerowiskowych. Z kolei powstające i prognozowane w przyszłości zapadliska, które zostaną zalane wodą, jak dotąd nie są miejscami, w których notuje się wyższą aktywność nietoperzy niż nad zbiornikami naturalnymi.

Lasy, a szczególnie większe ich kompleksy, ciekawe i zróżnicowane pod względem florystycznym, są zasiedlone również przez rzadkie gatunki nietoperzy. Odnosi się to przede wszystkim do Lasów Strzeleckich czy Włodawskich, gdzie główne gatunki lasotwórcze: sosna, brzoza i olcha, są wspierane przez dęby, graby i lipy, a sporadycznie też przez jesiony czy jawory. Konsekwencją tego stanu jest duża liczba drzew dziuplastych i obumierających, które dają nietoperzom miejsca schronienia. Dotyczy to przede wszystkim gatunków typowo leśnych, których na omawianym terenie stwierdzono na wielu stanowiskach (mopek, nocek Bechsteina i nocek Alkatoe), np. rezerwaty: Serniawy, Liski, Siedliszcze.

Z przeprowadzonych badań wynika również, że tutejsze kompleksy leśne są w większości dość dobrymi żerowiskami dla nietoperzy, jednak niedobór miejsc schronienia czy rozrodu sprawia, że napotkane tu zagęszczenia są raczej niskie, np. w lasach Poleskiego Parku Narodowego czy Sobiborskiego Parku Krajobrazowego. Z kolei wiele grupujących się i żerujących nietoperzy obserwowano przy jeziorach, śródleśnych niewielkich stawach i torfiankach. Były to gatunki najliczniej wykazane w odłowach, co wskazuje na dobrą bazę pokarmową dla nietoperzy. Dlatego też w przyszłości należy podjąć odpowiednie działania, zmierzające do podniesienia atrakcyjności tych terenów poprzez zabezpieczenie dobrego stanu drzewostanów oraz tworzenie sztucznych miejsc schronienia dla nietoperzy.

Pierwszy z tych celów jest możliwy do osiągnięcia w dłuższej perspektywie czasowej, przy założeniu utrzymywania w lasach obumierających i dziuplastych drzew oraz doprowadzenia drzewostanów do wyższych klas wiekowych. Zanim to nastąpi, należy stworzyć nietoperzom alternatywne miejsca schronienia i rozrodu przez rozwieszanie skrzynek, dostosowanie niektórych ambon myśliwskich i innych podobnych budowli, które obecnie nie spełniają odpowiednich kryteriów, a niewielkim nakładem środków mogłyby zostać przystosowane do zasiedlenia przez nietoperze.

Piśmiennictwo

1. Albov S.A., Kruskop S.V., Rosina V.V. 2009. The bats of prioksko-terrasny Reserve – thirty years of later. Plecotus et. al. Pars Spec., 11-12, 24-31.

2. Baagøe H.J. 2001. *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818) – Bechsteinfledermaus. [W:] Niethammer J., Krapp F. (red.). Handbuch der Säugetiere Europas. Vol. 4: Fledertiere. Part I: Chiroptera I. Rhinolophidae, Vespertilionidae. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 443-471.
3. Bogdanowicz W. 1994. *Myotis daubentonii*. Mammal. Species, 475, 1-9.
4. Ciechanowski M. 2005. Utilization of artificial shelters by bats (Chiroptera) in three different types of forest. Folia Zool., 54 (1-2), 31-37.
5. Ciechanowski M., Anikowska U., Nalewaja A., Przesmycka A., Biała A. 2006. Nietoperze (Chiroptera) Parku Krajobrazowego „Dolina Słupi". Nietoperze, 7 (1-2), 19-38.
6. Fijałkowski D. 1981. Charakterystyka geobotaniczna projektowanego Sobiborskiego Parku Krajobrazowego. Praca wykonana na zlecenie IKŚ (maszynopis).
7. Fijałkowski D. 1993. Lasy Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin.
8. Gacka-Grzesikiewicz E. 1987. Sobiborski Park Krajobrazowy. PWN, Warszawa.
9. Głowaciński Z. 2002. *Vertebrata* – kręgowce. [W:] Głowaciński Z. (red.), Czerwona Lista Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce. IOP PAN, Kraków, 13-22.
10. Gottfried I., Gottfried T., Apoznański G., Wierucka K. 2014. Bats of the Natura 2000 site Uroczyska Płyty Krotoszyńskiej. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 70 (5), 431-436.
11. Gukasova A., Vlaschenko A. 2011. Effectiveness of mist-netting of bats (Chiroptera, Mammalia) during the non-hibernating period in oak forests of Eastern Ukraine. Acta Zoologica Cracoviensia, 54A (1-2),77-93.
12. Gukasova A., Vlaschenko A. Kosenkov G., Kravchenko K. 2011. Fauna and structure of bat (Chiroptera) assemblage of the National Park „Smoleńsk Lakeland", western Russia. Acta Zoologica Lithuanica, 21 (2),173-180.
13. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. (red.) 1998. Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Monografia przyrodnicza. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin.
14. Hejduk J., Pawenta W., Róg M., Stańczyk E., Stopczyński M. 2002. Chiropterofauna Przedborskiego Parku Krajobrazowego. Materiały konferencyjne XVI Ogólnopolskiej Konferencji Chiropterologicznej, Piechowice, 15-17 listopada 2002.
15. Ignaczak M., Radzicki G., Domański J. 2001. Nietoperze Parku Krajobrazowego Międzyrzecza Warty i Widawki. Nietoperze, 2, 125-134.
16. Jurczyszyn M. 1994. Nietoperze (*Chiroptera*) Roztoczańskiego Parku Narodowego i otuliny. Fragm. Faun., 37 (16), 389-399.

17. Jurczyszyn M. 1995. Nietoperze (*Chiroptera*) południowo-wschodniej części Puszczy Noteckiej. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., 42, 75-79.
18. Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
19. Kowalski M., Lesiński G. 1994. Bats occupying nest boxes for birds and bats in Poland. Nyctalus (N. F.) ,5, 19-26;
20. Kowalski M., Krasnodębski I., Sachanowicz K., Dróżdż R., Wojtowicz B. 1996. Skład gatunkowy, wybiórczość kryjówek i miejsc żerowania nietoperzy w Puszczy Kozienickiej. Kulon, 1 (1-2), 25-41.
21. Lesiński G., Kowalski M., Wojtowicz B., Gulatowska J., Lisowska A. 2007. Bats of forest islands of different size in an agriculture landscape. Folia Zoologica, 56 (2), 153-161.
22. Limpens H.J.G.A., Lina P.H.C., Hutson A.M. 2000. Action plan for the conservation of the pond bat (*Myotis dasycneme*) in Europe. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
23. Piskorski M. 2008. Fauna nietoperzy Lasów Sobiborskich. Nietoperze, 9, 1, 3-17.
24. Piskorski M., Gwardjan M., Kowalski M., Wojtowicz B., Urban M., Bochen R. 2009. Fauna nietoperzy Parku Krajobrazowego Lasy Strzeleckie. Nietoperze, 10, 1, 21-28.
25. Piskorski M., Potakiewicz G., Urban M., Grzybowska R. 2001. Dekada spisu nietoperzy DSN 2001 na Lubelszczyźnie. Materiały konferencyjne XV Ogólnopolskiej Konferencji Chiropterologicznej, Gdańsk.
26. Piskorski M., Urban M., Potakiewicz G. 2002. Dekada spisu nietoperzy DSN 2002 na Lubelszczyźnie. Materiały konferencyjne XVI Ogólnopolskiej Konferencji Chiropterologicznej, Piechowice, 15-17 listopada 2002.
27. Piskorski M., Urban M. 2003. Nietoperze Południoworoztoczańskiego Parku Krajobrazowego. Nietoperze, 4 (1), 21-25.
28. Piskorski M. 2007. Fauna nietoperzy Parku Krajobrazowego Lasy Janowskie. Nietoperze, 8 (1-2), 1-11.
29. Piskorski M., 2015. Bat fauna of the Poleski National Park and some adjoining areas. Zoologica Poloniae, 60 (1), 67-83.
30. PostawaT., Gas A., 2003. Fauna nietoprzy Wigierskiego Parku Narodowego (północno-wschodnia Polska). Studia Chiropterologica, vol. 3-4, 31-42.
31. Pucek Z., Raczyński J. (red.) 1983. Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce. PWN, Warszawa.

32. Rachwald A., Boratyński P., Nowakowski W.K. 2001. Species composition and activity of bats flying over rivers in the Białowieza Primeval Forest. Acta Theriologica, 46 (3), 235-242.
33. Rąkowski G. (red.) 2002. Parki krajobrazowe w Polsce. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
34. Sachanowicz K., Ciechanowski M. 2005. Nietoperze Polski. Multico, Warszawa.
35. Sachanowicz K., Ciechanowski M., Piksa K. 2006. Distribution patterns, species richness and status of bats in Poland. Vespertilio, 9-10, 151-173.
36. Sitnikova E.F., Kruskop S.V., Mishta A.V. 2009. Materials on the bat fauna of Bryansk Region. Plecotus et. al. Pars Spec., 11-12, 32-49.
37. Skuratowicz W. 1939. Materiały do fauny nietoperzy ordynacji Zamojskich. Fragm. Faun., 4 (13), 227-235.
38. Skuratowicz W. 1948. Badania nad fauną ssaków Zamojszczyzny. Fragm. Faun. Mus. Zool. Pol., 5, 233-292.
39. Styka R. 2000. Fauna drobnych ssaków Sobiborskiego Parku Krajobrazowego na podstawie analizy zrzutek puszczyka (*Strix aluco*) i płomykówki (*Tyto alba*). Materiały konferencyjne VIII Ogólnopolskiej Konferencji Teriologicznej, Lublin, 25-27 września 2000.
40. Turski R., Uziak S., Zawadzki S. 1993. Gleby. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin.
41. Wilgat T. 1998. Wody Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin.
42. Wołoszyn B. W. 2001. *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818). [W:] Głowaciński Z. (red.), Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa, 49-51.
43. Uhrin M., Hüttmeir U., Kipson M. et al. 2016. Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: a review. Mammal Review, 46, 1-16. doi: 10.1111/mam.12050.

8. OCHRONA PRZYRODY POLESIA LUBELSKIEGO

Danuta Urban, Grzegorz Grzywaczewski, Jerzy Jeznach, Jurij Mażajski

8.1. System obszarów chronionych

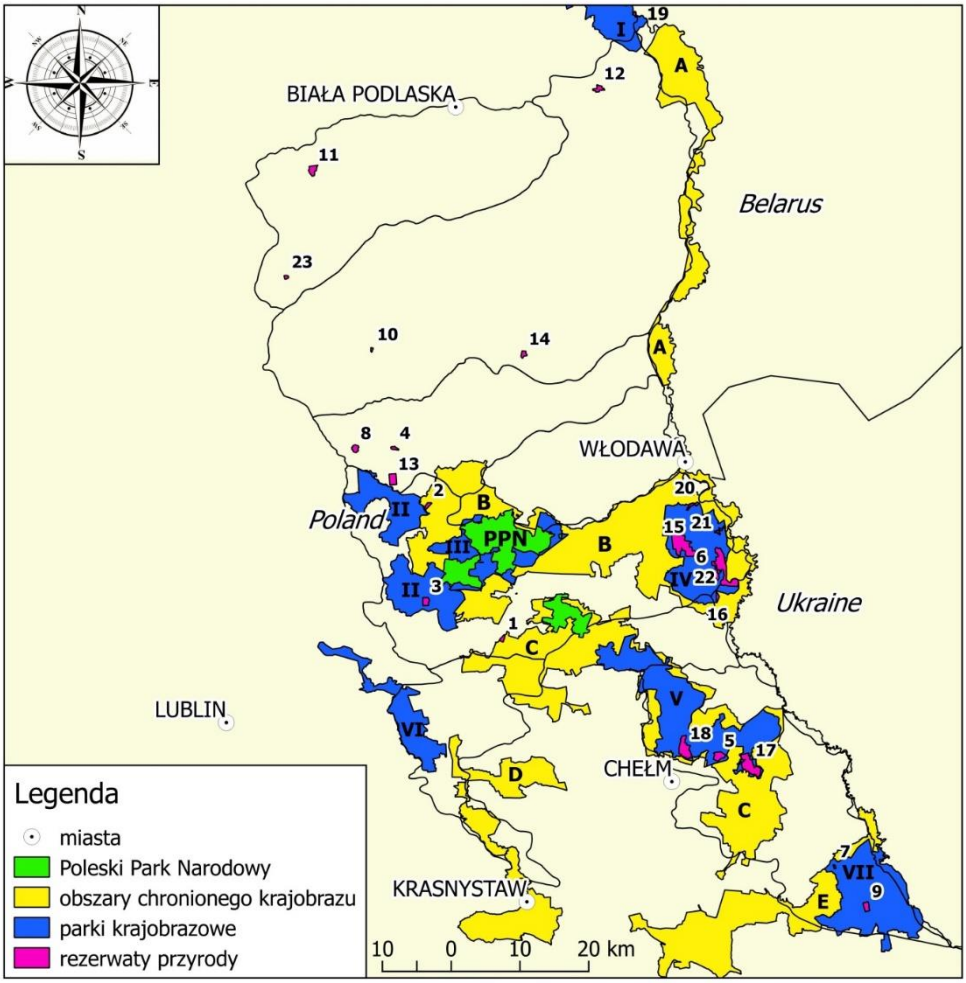
System obszarów chronionych Polesia Lubelskiego tworzą:

- Poleski Park Narodowy (ryc. 1);
- Parki krajobrazowe (ryc. 1): Park Krajobrazowy Podlaski Przełom Bugu (mały fragment), Park Krajobrazowy Pojezierze Łęczyńskie, Nadwieprzański Park Krajobrazowy (część), Strzelecki Park Krajobrazowy, Chełmski Park Krajobrazowy, Poleski Park Krajobrazowy, Sobiborski Park Krajobrazowy (fot. 1);
- Obszary chronionego krajobrazu (ryc. 1): Grabowiecko-Strzelecki Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment), Pawłowski Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment), Nadburzański Obszar Chronionego Krajobrazu, Chełmski Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment), Poleski Obszar Chronionego Krajobrazu;
- Rezerwaty przyrody (ryc. 1): Jezioro Świerszczów, Torfowisko przy Jez. Czarnym, Jezioro Brzeziczno, Królowa Droga, Brzeźno, Siedliszcze, Jezioro Obradowskie, Liski II, Czarny Las, Liski I, Dobryń, Lasy Parczewskie, Warzewo, Żółwiowe Błota, Małoziemce, Roskosz, Bagno Serebryskie, Jezioro Brudzieniec, Jezioro Orchowe (fot. 1), Magazyn, Trzy Jeziora, Omelno;
- Obszary Natura 2000 (ryc. 2):
    - obszary specjalnej ochrony siedlisk (PLH060002 Czarny Las, PLH060004 Dobryń, PLH060005 Dolina Środkowego Wieprza, PLH060009 Jeziora Uściwierskie, PLH060011 Krowie Bagno, PLH060013 Ostoja Poleska, PLH060023 Torfowiska Chełmskie, PLH060032 Poleska Dolina Bugu, PLH060033 Dobromyśl, PLH060035 Zachodniowołyńska Dolina Bugu, PLH060043 Lasy Sobiborskie, PLH060048 Podpakule, PLH060053 Terespol, PLH060067 Kamień, PLH060076 Brzeziczno, PLH060095 Jelino, PLH060098 Wrzosowisko w Orzechowie, PLH060099 Uroczyska Lasów Strzeleckich, PLH060101 Horodyszcze, PLH060102 Las Żaliński, PLH060105 Maśluchy, PLH060106 Obuwik w Uroczysku Świdów, PLH060107 Ostoja Parczewska, PLH140011 Ostoja Nadbużańska, PLB060001 Bagno Bubnów,
    - obszary specjalnej ochrony ptaków: PLB060002 Chełmskie Torfowiska Węglanowe, PLB060003 Dolina Środkowego Bugu, PLB060004 Dolina Tyśmienicy, PLB060006 Lasy Parczewskie, PLB060007 Lasy Strzeleckie,

PLB060014 Uroczysko Mosty-Zahajki, PLB060015 Zbiornik Podedwórze, PLB060019 Polesie, PLB140001 Dolina Dolnego Bugu (ryc. 3).

System ten uzupełniają formy ochrony indywidulanej: użytki ekologiczne, pomniki przyrody, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, stanowiska dokumentacyjne utworzone na podstawie uchwał Rad Gmin.

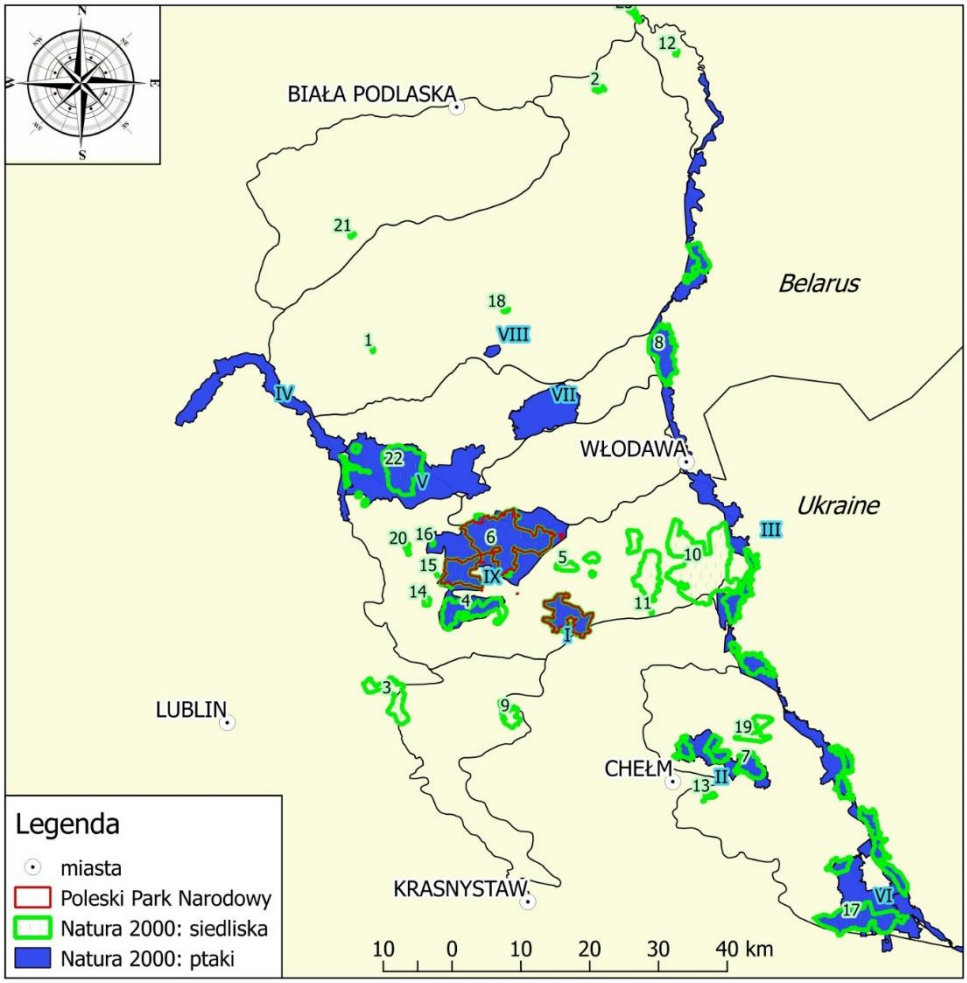
Ważnym elementem systemu obszarów chronionych Polesia jest Transgraniczny Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie" utworzony na terenie trzech państw Polski, Ukrainy i Białorusi i obejmujący jeden z najcenniejszych kompleksów krajobrazów hydrogenicznych Europy [Chmielewski 2009] – fot. 1-4.



Ryc. 1. Formy ochrony przyrody na Polesiu Lubelskim

Parki narodowe (PPN): Poleski Park Narodowy
Rezerwaty przyrody (1-23): 1 – Jezioro Świerszczów, 2 – Torfowisko przy Jeziorze Czarnym, 3 – Jezioro Brzeziczno, 4 – Królowa Droga, 5 – Brzeźno, 6 – Brudzieniec, 7 – Siedliszcze, 8 – Jezioro Obradowskie, 9 – Liski I, 10 – Czarny Las, 11 – Liski, 12 – Dobryń, 13 – Lasy Parczewskie, 14 – Warzewo, 15 – Żółwiowe Błota, 16 – Małoziemce, 17 – Roskosz, 18 – Bagno Serebryskie, 19 – Szwajcaria Podlaska, 20 – Jezioro Orchowe, 21 – Magazyn, 22 – Trzy Jeziora, 23 – Omelno

Parki krajobrazowe (I-VIII): I – Park Krajobrazowy Podlaski Przełom Bugu (mały fragment), II – Park Krajobrazowy Pojezierze Łęczyńskie, III – Poleski Park Krajobrazowy, IV – Sobiborski Park Krajobrazowy, V – Chełmski Park Krajobrazowy, VI – Nadwieprzański Park Krajobrazowy (część), VII Strzelecki Park Krajobrazowy
Obszary chronionego krajobrazu (A-E): A – Nadburzański Obszar Chronionego Krajobrazu, B – Poleski Obszar Chronionego Krajobrazu; C – Chełmski Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment), D – Pawłowski Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment), E – Grabowiecko-Strzelecki Obszar Chronionego Krajobrazu (fragment)



Ryc. 2. Formy ochrony przyrody na Polesiu Lubelskim – obszary Natura 2000
Obszary specjalnej ochrony siedlisk: 1 – PLH060002 Czarny Las, 2 – PLH060004 Dobryń, 3 – PLH060005 Dolina Środkowego Wieprza, 4 – PLH060009 Jeziora Uściwierskie, 5 – PLH060011 Krowie Bagno, 6 – PLH060013 Ostoja Poleska, 7 – PLH060023 Torfowiska Chełmskie, 8 – PLH060032 Poleska Dolina Bugu, 9 – PLH060033 Dobromyśl, 10 – PLH060043 Lasy Sobiborskie, 11 – PLH060048 Podpakule, 12 – PLH060053 Terespol, 13 – PLH060067 Kamień, 14 – PLH060076 Brzeziczno, 15 – PLH060095 Jelino, 16 – PLH060098 Wrzosowisko w Orzechowie, 17 – PLH060099 Uroczyska Lasów Strzeleckich, 18 – PLH060101 Horodyszcze, 19 – PLH060102 Las Żaliński, 20 – PLH060105 Maśluchy, 21 – PLH060106 Obuwik w Uroczysku Świdów, 22 – PLH060107 Ostoja Parczewska, 23 – PLH140011 Ostoja Nadbużańska.
I – PLB060001 Bagno Bubnów, II – PLB060002 Chełmskie Torfowiska Węglanowe, III – PLB060003 Dolina Środkowego Bugu, IV – PLB060004 Dolina Tyśmienicy, V – PLB060006 Lasy Parczewskie, VI – PLB060007 Lasy Strzeleckie, VII – PLB060014 Uroczysko Mosty-Zahajki, VIII – PLB060015 Zbiornik Podedwórze, IX – PLB060019 Polesie, X – PLB140001 Dolina Dolnego Bugu)

Fot. 1. Jezioro Orchowe w Sobiborskim Parku Krajobrazowym, Rezerwat Przyrody Jezioro Orchowe (fot. D. Urban)

Fot. 2. Torfowisko przejściowe w Sobiborskim Parku Krajobrazowym (fot. D. Urban)

Fot. 3. Rzeka Bug (fot. D. Urban)

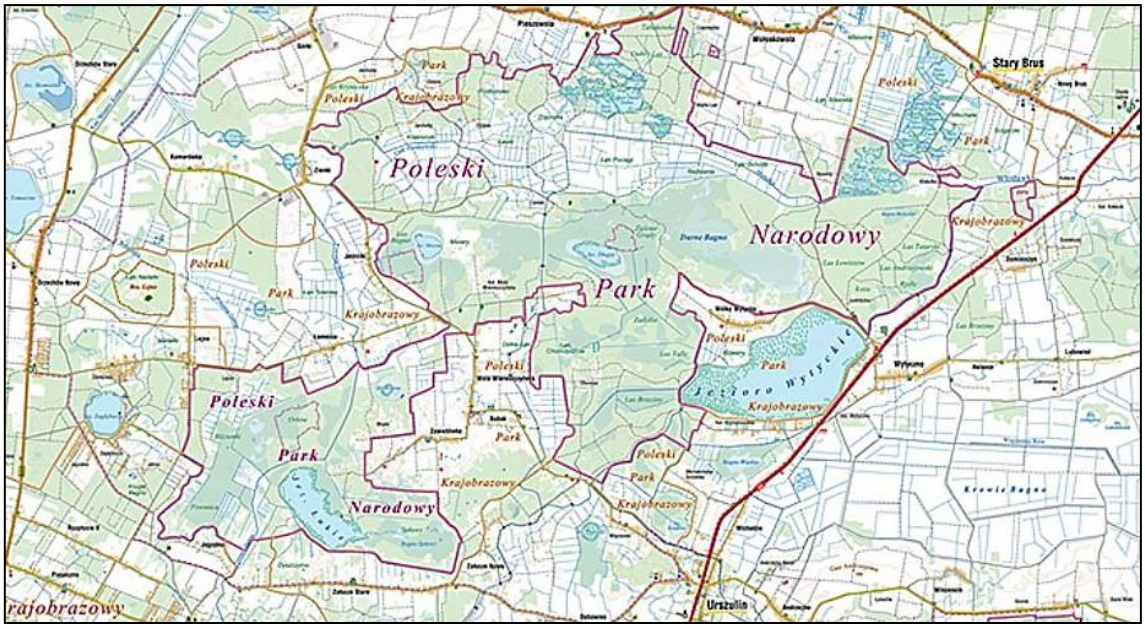
Fot. 4. Jezioro Świtaź w Szackim Parku Narodowym (Ukraina)
(fot. D. Urban)

Danuta Urban, Jarosław Szymański

8.2. Poleski Park Narodowy

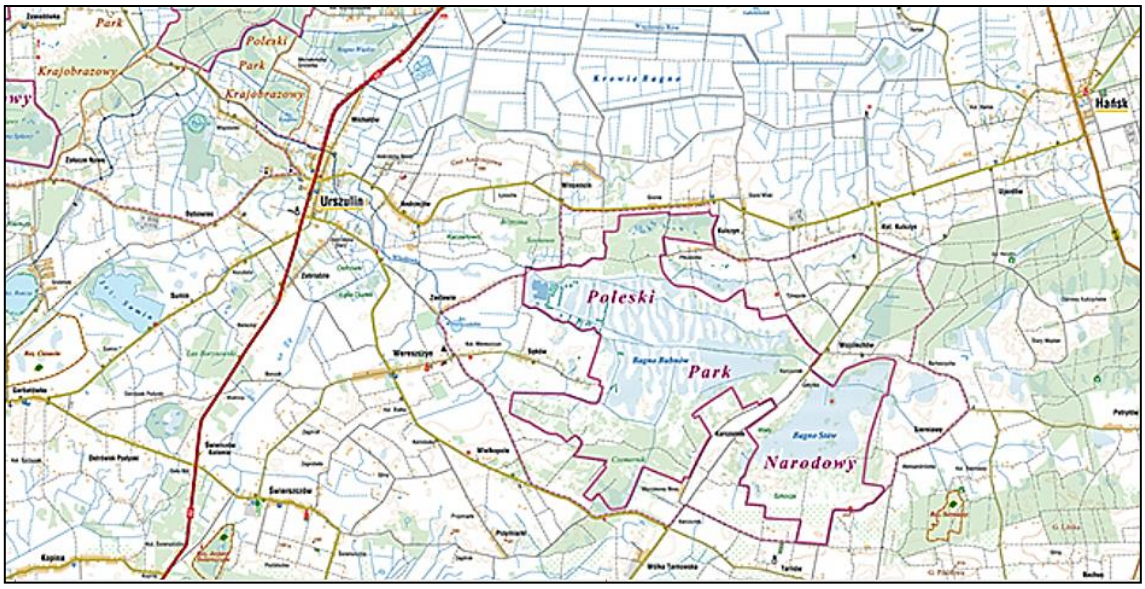
Poleski Park Narodowy został utworzony 1 maja 1990 r. Jego powierzchnia wynosi aktualnie 9759,9027 ha, zaś otulina zajmuje 13 702,77 ha. Symbolem parku jest żuraw.

Położony jest w województwie lubelskim na terenie gmin: Urszulin, Stary Brus, Sosnowica, Ludwin, Hańsk i Wierzbica. Leży w środkowo-zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej) w tzw. strefie kontaktowej dwu wielkich fizyczno-geograficznych jednostek strukturalnych, tj. platformowej Europy Wschodniej i fałdowej Europy Zachodniej. Składa się z dwóch kompleksów – kompleksu głównego z jeziorami Moszne, Długie, Łukie i Karaśne oraz torfowiskami wysokimi, przejściowymi i niskimi (ryc. 1), a także kompleksu torfowisk węglanowych Bagno Bubnów i Staw (ryc. 2).



Ryc. 1. Poleski Park Narodowy, główny kompleks [http://www.poleskipn.pl/]

Poleski Park Narodowy wchodzi w skład (wraz z Rezerwatem Biosfery „Polesie Nadbużańskie" na Białorusi i Szackim Rezerwatem Biosfery na Ukrainie) Trangranicznego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Jest również chroniony przez Konwencję Ramsarską, jako ważny obszar wodno-błotny mający znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego. Wchodzi w skład obszarów Natura 2000: specjalnego obszaru ochrony siedlisk PLH060013 Ostoja Poleska, a także specjalnej ochrony ptaków – PLB060019 Polesie i PLB060001 Bagno Bubnów [http://www.poleskipn.pl/, Radwan red. 2002].



Ryc. 2. Poleski Park Narodowy, Bagno Bubnów i Bagno Staw [http://www.poleskipn.pl/]

Poleski Park Narodowy zajmuje obszar o wyjątkowych walorach przyrodniczych oraz unikalnych zarówno w skali Polski, jak i Europy układach ekologicznych. Tworzą je rozległe torfowiska (niskie, wysokie i przejściowe – fot. 1-3) i mokradła, dystroficzne i eutroficzne jeziora (Moszne, Długie, Karaśne i Łukie), kompleksy stawów (w okolicach Pieszowoli i Brusa), niewielkie cieki (np. rzeka Włodawka z Mietiułką oraz Piwonia Dolna i Górna) oraz kanały i rowy melioracyjne. Na terenie Parku powierzchniowo przeważają formy akumulacji organogenicznej. Są to głównie równiny torfowe wypełniające dna licznych zagłębień o różnej genezie i wielkości. Powierzchnie równin jeziornych, uformowane w obrębie zastoisk wodnych istniejących w okresie kolejnych zlodowaceń, zajmują znaczne powierzchnie w południowej części Parku i otuliny (obrzeża Bagna Bubnów i Staw, okolice Wytyczna, Michałowa, Starego Załucza i Dominiczyna). Do form akumulacji jeziornej zaliczane są także fragmenty torfowisk przejściowych (pło), gdzie pod cienką warstwą torfu znajdują się pokłady osadów jeziornych (gytii). Na terenie Parku i w jego otulinie występują również formy pochodzenia: lodowcowego (głównie wysoczyzny morenowe), wodno-lodowcowego (równiny sandrowe, wały ozów, kemów i terasy kemowe), rzecznego (terasy akumulacyjne i obniżenia w formie płytkich dolin rzecznych wypełnione holoceńskimi torfami i namułami mineralno-organicznymi), denudacyjnego, krasowego (najczęściej spotykana forma to werteby – drobne zagłębienia wypełnione wodą) oraz antropogenicznego (np. wyrobiska poeksploatacyjne – torfianki, piaskownie, żwirownie, glinianki; rowy i kanały melioracyjne) [Harasimiuk i in. 2002].

Fot. 1. Torfowisko przejściowe przy jeziorze Moszne (fot. D. Urban)

Fot. 2. Torfowisko wysokie Durne Bagno (fot. D. Urban)

Fot. 3. Torfowisko niskie – Bagno Bubnów (fot. D. Urban)

Do cennych zaliczane są także ekosystemy wodne zajmujące ok. 4,9% powierzchni, z czego 1,9% to jeziora. W Poleskim Parku Narodowym znajdują się 4 jeziora, a największym jest eutroficzne jezioro Łukie (o powierzchni 136,7 ha) – fot. 4, najmniejsze to jezioro Karaśne (powierzchnia ok. 3 ha). Jeziora Moszne, Długie i Karaśne są małymi, płytkimi zbiornikami, odznaczającymi się dużą miąższością osadów dennych, otoczonymi szerokim pierścieniem torfowiska przejściowego, tzw. płem.

Mozaikowość siedlisk i związana z tym duża różnorodność ekosystemów sprzyja bytowaniu wielu gatunków roślin, zwierząt i grzybów, w tym gatunków objętych ochroną prawną oraz rzadkich w skali kraju i regionu.

W Parku stwierdzono obecność 208 zespołów roślinnych, z których 178 to zbiorowiska nieleśne [http://www.poleskipn.pl/. Do szczególnie cennych zespołów roślinnych należą, występujące na torfowiskach przejściowych: *Caricetum limosae, C. chordorrhizae, Rhynchosporetum albae, Sphagno-Caricetum rostratae,* na torfowiskach wysokich: *Ledo-Sphagnetum, Sphagnetum magellanici* i zbiorowisko *Sphagnum fallax-Eriophorum vaginatum,* a także na niskich torfowiskach węglanowych: *Cladietum marisci, Caricetum buxbaumii, C. davallianae,* zbiorowisko *Schoenetum ferruginei* [Urban i in. 2020b].

Fot. 4. Jezioro Łukie (fot. D. Urban)

Duży udział na terenie Poleskiego Parku Narodowego mają zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhentheretea*. Zbiorowiska te występują zarówno w głównym kompleksie (np. Łąki Ochoża, Łąki Pociągi, Łąki Zienkowskie, Łąki Lejnowskie), jak i na Bagnach Bubnów oraz Staw. Do najcenniejszych należą łąki trzęślicowe *Molinietum caeruleae* [Kulik 2013] (fot. 5) i ostrożeniowe *Cirsietum rivularis* [Kulik i in. 2020]. Suche, piaszczyste miejsca porastają zbiorowiska muraw bliźniczkowych i wrzosowiska (np. zespół *Calluno-Nardetum strictae*), a także muraw szczotlichowych (zespół *Spergulo vernalis-Corynephoretum canescentis*) [Urban i in. 2020a].

Zbiorowiska zaroślowe i leśne na terenie Parku są reprezentowane przez 30 zespołów. Spośród zbiorowisk zaroślowych na uwagę zasługują płaty zespołu *Salicetum pentandro-cinereae* z objętą ochroną prawną brzozą niską *Betula humilis.* Zbiorowiska leśne występujące na terenie Parku należą pod względem fitosocjologicznym do trzech klas: *Vaccinio-Piceetea, Querco-Fagetea* i *Alnetea glutinosae.* Do najcenniejszych należy bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* rosnący na torfowiskach wysokich: Durne Bagno oraz w kompleksie wodno-torfowiskowym jeziora Moszne.

Fot. 5. Łąki trzęślicowe na Bagnie Bubnów (fot. D. Urban)

Na terenie Poleskiego Parku Narodowego występują następujące siedliska przyrodnicze z Zał. II Dyrektywy Siedliskowej: 3160 Naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne, 4030 Suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion, Pohlio-Callunion, Calluno-Arctostaphylion*), 6230 Górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie), 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*), 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*), 7110* Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą (żywe), 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzerio-Caricetea*), 7150 Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*, 7210 Torfowiska nakredowe (*Cladietum marisci, Caricetum buxbaumii, Schoenetum nigricantis*), 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk, 91D0*Bory i lasy bagienne, 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny.

Duże zróżnicowanie siedlisk znalazło odbicie w bogactwie gatunkowym roślin. Spośród ok. 2200 gatunków roślin naczyniowych podawanych z terenu Polski i ziem ościennych na terenie Parku występuje ok. 1000 gatunków [Sołtys, Różycki 1996] – 66 gatunków objętych ochroną prawną – 33 gatunki objęte ochroną ścisłą, 33 gatunki objęte ochroną częściową [Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej roślin z 9 października 2014 (Dz. U. z 2014 r. poz. 1409)] i 16 gatunków rzadkich. Bogata jest także flora mszaków

licząca 122 taksony: 101 gatunków mchów, 19 gatunków i 2 podgatunki wątrobowców. Ponad 1/3 brioflory Parku (32%) stanowią mszaki objęte ochroną prawną [Rozporządzenie 2014] i/lub zagrożone [Urban i in. 2020c].

Z Polskiej czerwonej księgi roślin [Kaźmierczakowa, Zarzycki 2014] odnotowano obecność 16 gatunków, z Polskiej czerwonej listy paprotników i roślin naczyniowych [Kaźmierczakowa 2016] – 39 gatunków, z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej Natura 2000 – 4 gatunki roślin naczyniowych (1516 Aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa,* 1902 Obuwik pospolity *Cypripedium calceolus,* 1903 Lipiennik Losela *Liparis loeselii,* 1617 Starodub łąkowy *Ostericum palustre* i jeden gatunek mchu – haczykowiec błyszczący *Hamatocaulis vernicosus* [Urban i in. 2020c].

Licznie jest reprezentowana grupa gatunków borealnych. Reliktowe gatunki borealne występują głównie na torfowiskach przejściowych i wysokich oraz na łąkach i w borach sosnowych. Na torfowiskach przejściowych i wysokich rosną: wierzba lapońska *Salix lapponum,* bagno zwyczajne *Ledum palustre,* bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris,* przygiełka biała *Rhynchospora alba,* rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia,* turzyca strunowa i bagienna *Carex chordorrhiza* i *C. limosa*, modrzewnica pospolita *Andromeda polifolia,* trzcinnik prosty *Calamagrostis stricta*. Na torfowiskach niskich oraz w olsach występują: brzoza niska *Betula humilis,* wierzba czarniawa *Salix myrsinifolia,* goździk pyszny *Dianthus superbus,* pełnik europejski *Trollius europaeus,* kosaciec syberyjski *Iris sibirica,* gnidosz królewski *Pedicularis sceptrum-carolinum,* nerecznica szerokolistna *Dryopteris dilatata* i przęstka błotna *Hippuris vulgaris*, a w jeziorach – grzybienie północne *Nymphaea candida*. Z ubogimi piaskami w borach suchych i świeżych są związane: lepnica litewska *Silene lithuanica,* śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa*, skrzyp zimowy *Equisetum hyemale* i widłak spłaszczony *Diphiasiastrum complanatum*. Drugą pod względem liczebności są gatunki środkowoeuropejskie. Przeważają gatunki leśne rzadziej występują wodne, łąkowe i stepowe. W olsach i łęgach rosną np. zawilec żółty *Anemone ranunculoides,* buławnik czerwony *Cephalanthera rubra,* podkolan zielonawy *Platanthera chlorantha,* listera jajowata *Listera ovata* i rutewka orlikolistna *Thalictrum aquilegiifolium*. W zbiorowiskach borowych spotykane są: naparstnica zwyczajna *Digitalis grandiflora,* pajęcznica gałęzista *Anthericum ramosum*. Na torfowiskach niskich rzadko (na nielicznych stanowiskach) występuje lipiennik Loesela *Liparis loeselii*. Mniej liczną grupę stanowią rośliny strefy atlantyckiej spotykane na piaszczystych wydmach, w suchych borach sosnowych, na torfowiskach przejściowych oraz w jeziorach oligotroficznych i ich otoczeniu. Z reliktowej flory atlantyckiej występują np. chroszcz

nagołodygowy *Teesdalea nudicaulis* i prosienicznik gładki *Hypocheris glabra* [Fijałkowski 2008, Urban i in. 2020c].

Bogata na terenie Poleskiego Parku Narodowego jest także fauna. Stwierdzono tu dotychczas 50 gatunków ssaków, a najliczniejszą grupą są gryzonie (18 gat.). Największym gryzoniem jest bóbr europejski *Castor fiber*, który został sprowadzony tu w 1992 r. Równie liczną grupą są ssaki owadożerne, np. jeż wschodni *Erinaceus roumanicus*, rzęsorek rzeczek *Neomys fodiens* (jedyny jadowity ssak w Polsce) występujący w bagiennych lasach. Ssaki drapieżne, które występują na terenie Parku to np. łasica pospolita *Mustela nivalis,* gronostaj europejski *Mustela erminea*, tchórz zwyczajny *Mustela putorius,* kuny domowa i leśna *Martes foina* i *M. martes,* wydra europejska *Lutra lutra*. W ostatnich latach w Parku pojawiły się watahy wilków szarych *Canis lupus*. Spośród kopytnych najliczniej występuje sarna europejska *Capreolus capreolus*, a także jeleń szlachetny *Cervus elaphus* i dzik euroazjatycki *Sus scrofa*. Największym zwierzęciem Parku jest łoś euroazjatycki *Alces alces* (około 100 osobników, jedno z większych zagęszczeń w Polsce) [http://www.poleskipn.pl/].

Obszar Poleskiego Parku Narodowego to jeden z najbogatszych w awifaunę obszarów. Różnorodność siedlisk przyrodniczych zapewnia ogromną różnorodność gatunków ptaków, w tym ptaków związanych z siedliskami wodno-błotnymi. Na terenie Poleskiego Parku Narodowego odnotowano obecność ok. 200 gatunków ptaków, z których ok. 150 uznano za lęgowe. Występują tu dość często: czapla biała i nadobna *Ardea alba* i *Egretta garzetta*, bąk *Botaurus stellaris*, błotniak łąkowy *Circus pygargus*. Do rzadkich, gnieżdżących się tutaj gatunków należą: derkacz *Crex crex,* dubelt *Gallinago media* i kaczka podgorzałka *Aythya nyroca,* bielik *Haliaeetus albicilla* (największy krajowy ptak szponiasty). Należy wspomnieć również o żurawiu *Grus grus* (najwyższy krajowy ptak), tworzącym pary na całe życie. W Parku występują także sowy: puchacz *Bubo bubo* i puszczyk zwyczajny *Strix aluco*. Do ptaków zagrożonych wyginięciem w skali globalnej należy też niepozorna wodniczka *Acrocephalus paludicola* [http://www.poleskipn.pl/].

W Parku występuje 13 gatunków płazów. Do rzadkich i ciekawych gatunków należą ropucha paskówka *Bufo calamita,* grzebiuszka ziemna *Pelobates fuscus* i traszka grzebieniasta *Triturus cristatus*. Gady są reprezentowane przez 7 gatunków. Na specjalną uwagę zasługuje żółw błotny *Emys orbicularis,* gatunek reliktowy w kraju i uznawany za najbardziej zagrożonego gada. Jego liczebność w Parku oceniana jest na ok. 350-450 dorosłych osobników. Wśród węży występuje żmija zygzakowata *Vipera berus,* zaskroniec zwyczajny *Natrix natrix,* także a od niedawna spotykany jest gniewosz plamisty *Coronella austriaca* [http://www.poleskipn.pl/].

W wodach rzek, jezior, stawów i torfianek Parku stwierdzono 21 gatunków ryb. Spośród nich 4 gatunki: strzebla przekopowa *Rhynchocypris percnurus*, różanka *Rhodeus sericeus*, piskorz *Misgurnus fossilis*, koza *Cobitis taenia* objęte są ochroną gatunkową. Strzebla przekopowa *Rhynchocypris percnurus*, zwana też błotną, zasługuje na szczególną uwagę. Jest jedną z najrzadszych ryb w Polsce, zamieszkuje niewielkie zbiorniki wodne na podłożu torfowym. Stanowiska strzebli w Poleskim Parku Narodowym i w jego otulinie należą do najliczniejszych kraju [http://www.poleskipn.pl/].

Odbiciem specyficznej mozaiki siedlisk PPN jest jego fauna bezkręgowa, w której duży udział mają gatunki związane ze środowiskami nadwodnymi (torfowiska i szuwary). Są to w wielu przypadkach gatunki unikatowe w skali kraju czy Europy, a na tym obszarze charakteryzują się jeszcze znaczną i ustabilizowana liczebnością. Spośród ważek na terenie występują tu dwa tzw. gatunki naturowe: zalotka większa *Leucorrhinia pectoralis* i trzepla zielona *Ophiogomphus cecilia* [Buczyński 2004, Buczyński i in. 2017]. Spośród motyli odnotowano obecność np. przeplatki aurini *Euphydryas aurinia*, czerwończyka nieparka i fioletka *Lycaena dispar* i *L. helle*, modraszka nausitousa *Phengaris nausithous*, modraszka telejusa *Phengaris teleius* [http://www.poleskipn.pl/]. Niezwykle ciekawa jest również fauna chrząszczy wodnych i siedlisk podmokłych, należy wymienić tu kreślinka nizinnego *Graphoderus bilineatus* i pływaka szerokobrzeżka *Dytiscus latissimus* [Buczyński, Piotrowski 2002].

Podstawowym zadaniem PPN jest ochrona przyrody na terenie Parku, w tym szczególnie ekosystemów torfowiskowych. Ważnymi zadaniami PPN z zakresu ochrony przyrody są [http://www.poleskipn.pl/]:

- poprawa stosunków wodnych (zwiększenie uwodnienia) na większości chronionego obszaru, szczególnie Bagna Bubnów, Łąk Pieszowolskich, Torfowiska Orłowskiego,
- czynna ochrona obszarów otwartych, głównie torfowisk niskich, wysokich i przejściowych,
- przebudowa drzewostanów Poleskiego Parku Narodowego w kierunku zespołów zbliżonych do naturalnych,
- czynna ochrona populacji żółwia błotnego, wodniczki, brzozy niskiej, wierzby lapońskiej i borówkolistnej,
- eliminacja lub ograniczanie występowania obcych, ekspansywnych gatunków zwierząt i roślin,
- zachowanie i ochrona charakterystycznych dla Polesia Zachodniego elementów krajobrazu (w szczególności mozaikowatości krajobrazów).

Inne ważne zadania Parku to prowadzenie i wspieranie działalności naukowo-badawczej, prowadzenie edukacji ekologicznej, działalności wydawniczej w celach edukacyjnych oraz udostępnianie dla turystyki. Na terenie Poleskiego Parku Narodowego udostępnionych jest 8 ścieżek przyrodniczych (wyposażonych w infrastrukturę terenową, np. tablice informacyjne, kładki, wieże widokowe i pomosty obserwacyjne, zadaszenia, parkingi, miejsca na ogniska) takich jak: „Dąb Dominik", „Spławy", „Perehod", „Obóz Powstańczy", „Czahary", „Żółwik", „Tropem przyrody" i ścieżka rowerowa „Mietiułka". Park posiada także obiekty dydaktyczne: Ośrodek Dydaktyczno-Administracyjny w Urszulinie z Ośrodkiem Ochrony Żółwia Błotnego i Ogrodem Dydaktycznym oraz Ośrodek Dydaktyczno-Muzealny w Starym Załuczu, obok którego znajduje się ścieżka „Żółwik" i Ośrodek Rehabilitacji Zwierząt [http://www.poleskipn.pl/].

Piśmiennictwo

1. Buczyński P. 2004. Ważki (Odonata) Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny: nowe dane i podsumowanie badań z lat 1985-2003. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 23, 3, 381-394.
2. Buczyński P., Piotrowski W. 2002. Materiały do poznania chrząszczy wodnych (Coleoptera) Poleskiego Parku Narodowego. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 21, 2, 185-194.
3. Buczyński P., Buczyńska E., Kowalak E., Matuszak-Krupa J., Płaska W., Stryjecki R. 2017. Ważki (Odonata) Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny: dane z lat 2004-2016. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 36, 1, 59-86
4. Fijałkowski D. 2007. Szata roślinna Poleskiego Parku Narodowego. Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin, ss. 366.
5. Harasimiuk M., Dobrowolski R., Rodzik J. 2002. Budowa geologiczna i rzeźba terenu Poleskiego Parku Narodowego. [W:] Radwan S. (red.), Poleski Park Narodowy. Wyd. Morpol, Lublin, 29-41.
6. http://www.poleskipn.pl/ (data dostępu 12.07.2019).
7. Kaźmierczakowa R. (red.) 2016. Polska lista paprotników i roślin kwiatowych. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Lasy Państwowe, Kraków.
8. Kaźmierczakowa R., Zarzycki K., Mirek Z. (red.), 2014, Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe, Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

9. Kulik M. 2013. Ocena szaty roślinnej wybranych łąk trzęślicowych w Poleskim Parku Narodowym i poza jego obszarem. Łąkarstwo w Polsce, 16, 39-54.
10. Kulik M., Urban D., Sender J., Tokarz E., Różycki A., Buczek A. 2020. Łąki. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 217-232.
11. Radwan S. (red.) 2002. Poleski Park Narodowy. Wyd. Morpol, Lublin, ss. 272.
12. Sołtys M., Różycki A. 1996. Rzadkie i zagrożone gatunki flory naczyniowej w Poleskim Parku Narodowym. [W:] S. Radwan (red.), Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia, Wyd. UMCS, Lublin, 89-95.
13. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. Dz. U., poz. 1409.
14. Urban D., Kulik M., Tokarz E. 2020a. Wrzosowiska i murawy. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 233-245.
15. Urban D., Tokarz E., Sender J., Zubel R., Buczek A., Kulik M. 2020b. Torfowiska. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 157-186.
16. Urban D., Zubel R., Różycki A.,Tokarz E., Kulik M., Sender J., Buczek A. 2020c. Flora. [W:] Poleski Park Narodowy. Dziedzictwo i przyszłość (red. Chmielewski T.J., Szymański J., Weigle A.). Wyd. UMCS, Lublin, 295-328.

Arkadiusz Iwaniuk, Marta Olszewska

8.3. Rezerwaty przyrody

Rezerwaty przyrody położone na terenie Polesia uporządkowano według przynależności do poszczególnych nadleśnictw Lasów Państwowych.

Nadleśnictwo Chełm

Rezerwat przyrody **„Bachus”** o powierzchni 82,59 ha został utworzony na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 18 lipca 1958 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 63 poz. 361 z 20 sierpnia 1958 r.) w celu zachowania lasu liściastego z dębem bezszypułkowym na granicy jego zasięgu.

Położony jest w makroregionie Polesia Wołyńskiego, mezoregionie Pagórów Chełmskich. Pod względem administracyjnym znajduje się na terenie gminy Sawin (powiat chełmski) i znajduje się około 1 km na południowy wschód od przysiółka Bachus. Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie” oraz sieci Natura 2000 w formie obszaru Bachus PLH060056. Ponadto rezerwat położony jest w granicach Chełmskiego Parku Krajobrazowego i Chełmskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Chełm.

W granicach rezerwatu występują formy krasu powierzchniowego, tzw. lejki krasowe – zagłębienia terenu o głębokości około 1 m, okresowo wypełnione wodą. Malowniczy krajobraz tworzą tu liczne kłody martwego drewna. Dominującym siedliskiem w rezerwacie jest grąd z drzewostanem w fazie starodrzewu w wieku około 200 lat. Drzewostan tworzą głównie: dąb szypułkowy oraz brzoza brodawkowata, grab, olsza czarna i sosna pospolita. Dogodne warunki gniazdowania znalazły tu cenne gatunki ptaków takie jak: orlik krzykliwy, muchołówki mała i białoszyja, dzięcioły czarny i średni. Występuje tutaj też nocek Bechsteina. Przez rezerwat przebiega Poleski szlak konny I-LU 01.

Rezerwat przyrody **„Wolwinów”** o powierzchni 1,12 ha został utworzony w 1972 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 23 czerwca 1972 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 36 poz. 202 z z 24 lipca 1972 r.) w celu zachowania stanowiska roślinności stepowej.

Położony jest, zgodnie z podziałem fizjograficznym, w makroregionie Polesia Wołyńskiego, mezoregionie Pagórów Chełmskich. Pod względem administracyjnym

zlokalizowany na terenie miasta Chełm (powiat chełmski) i znajduje się przy drodze z Chełma do Hrubieszowa. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Chełm.

Ochronie podlega tutaj niewielki fragment lasu z śródleśną murawą kserotermiczną, na której występuje wisienka stepowa. Murawa ta podlega silnej ekspansji roślinności krzewiastej, jak np. śliwa tarnina, kruszyna pospolita i kalina koralowa. W ostatnich latach RDOŚ w Lublinie prowadzi zabiegi ochronne mające na celu zahamowanie sukcesji roślinności krzewiastej na terenie niniejszej murawy i przywrócenie właściwego stanu ochrony gatunków roślin kserotermicznych.

Rezerwat przyrody **„Bagno Serebryskie”** został utworzony Zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 9 października 1991 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 38 poz. 273), początkowo na powierzchni 376,62 ha (rzeczywista powierzchnia wg obecnych wyliczeń to około 377,18 ha). Położony jest w Obniżeniu Dubieńskim na terenie gmin Chełm i Ruda-Huta.

Głównym przedmiotem ochrony jest zachowanie torfowiska węglanowego, będącego ostoją bardzo rzadkich gatunków ptaków i roślin. Torfowiska węglanowe należą do najciekawszych pod względem przyrodniczym ekosystemów Polski. Obecność wapiennego podłoża sprzyja wegetacji roślin kalcyfinych, spośród których warto wymienić: pełnika europejskiego, głowienkę wielokwiatową, storczyka kukawkę, zawilca wielkokwiatowego oraz goryczki krzyżową i wąskolistną. Na szczególną uwagę zasługują występujące w podtopionych miejscach zwarte łany marzycy rudej i kłoci wiechowatej, rzadkich gatunków pochodzenia atlantyckiego. Na terenie rezerwatu stwierdzono ponad 60 gatunków ptaków chronionych, w tym ponad 30 lęgowych. Wśród nich wiele gatunków należy do ginących i zagrożonych wyginięciem. Do najrzadszych i najciekawszych należą: wodniczka, kulik wielki, dubelt, błotniak popielaty, brodziec krwawodzioby, kobuz, podróżniczek, bąk. Jest to obszar szczególnie ważny dla ptaków wodno-błotnych, uznanie go za chroniony jest szczególnie ważne dla ochrony wodniczki w Europie.

Rezerwat przyrody **„Brzeźno”** o powierzchni 157,78 ha został utworzony w 1973 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 23 stycznia 1973 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 5 poz. 38 z 9 lutego 1973 r.) w celu zachowania torfowiska węglanowego z rzadkimi gatunkami roślin.

Położony jest w makroregionie Polesia Wołyńskiego, mezoregionie Obniżenie Dubieńskie. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gmin Dorohusk i Chełm (powiat chełmski) i znajduje się 1 km na zachód od wsi Brzeźno, przy szosie z Chełma do Dorohuska. Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie

obszarów Torfowiska Chełmskie PLH060023 oraz Chełmskie Torfowiska Węglanowe PLB060002. Ponadto teren rezerwatu położony jest w granicach Chełmskiego Parku Krajobrazowego. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządzają nim Nadleśnictwo Chełm i Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie.

Rezerwat „Brzeźno" stanowi fragment kompleksu torfowisk węglanowych o wyjątkowej wartości przyrodniczej. Występują tutaj płytkie pokłady torfu o miąższości do 2 m osadzone na podłożu kredowym, które w wielu miejscach wystają ponad powierzchnię torfowiska, tworząc wzniesienia. Na tych wzniesieniach w miejscach odsłoniętych występują płaty muraw kserotermicznych z roślinnością wapieniolubną. To jednoczesne występowanie w bliskim sąsiedztwie typowych zbiorowisk torfowiskowych i kserotermicznych jest w Polsce wyjątkowym zjawiskiem florystycznym. Zróżnicowanie siedlisk warunkuje ogromne bogactwo florystyczne tego terenu, co przejawia się występowaniem wielu gatunków chronionych i zagrożonych wyginięciem. Torfowiska porastają tutaj masowo: kłoć wiechowata, marzyca ruda, turzyca Buxbauma i turzyca Davalla. Z kolei płaty roślinności kserotermicznej tworzą m.in.: starzec wielkolistny, kosaciec syberyjski, kruszczyk błotny, pełnik europejski, gnidosz królewski, kosatka kielichowata, storczyk krwisty, listera jajowata, zawilec wielkokwiatowy. Torfowiska węglanowe mają również bardzo duże znaczenie jako siedliska wielu rzadkich zwierząt, w tym ptaków i motyli. Występują tutaj m. in. zagrożona w skali świata wodniczka, ale też błotniak łąkowy, kulik wielki, dubelt, kropiatka, zielonka i żuraw.

Rezerwat przyrody **„Roskosz”** o powierzchni 472,79 ha został utworzony w 1990 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 26 listopada 1990 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 48 poz. 366 z 21 grudnia 1990 r.) w celu zachowania unikalnych zbiorowisk torfowisk węglanowych, jak też ostoi chronionych i rzadkich gatunków ptaków.

Położony jest, zgodnie z podziałem fizjograficznym, w makroregionie Polesie Wołyńskie, mezoregionie Obniżenie Dubieńskie. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gmin Kamień i Dorohusk (powiatu chełmskiego) i znajduje się pomiędzy wsiami Brzeźno, Roskosz i Pławanice, przy linii kolejowej z Chełma do Dorohuska. Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszarów Torfowiska Chełmskie PLH060023 oraz Chełmskie Torfowiska Węglanowe PLB060002. Ponadto teren rezerwatu położony jest w granicach Chełmskiego Parku Krajobrazowego. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządzają nim Nadleśnictwo Chełm oraz Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie.

Rezerwat „Roskosz” stanowi fragment kompleksu torfowisk węglanowych o wyjątkowej wartości przyrodniczej. Występuje tutaj mozaika typowych zbiorowisk torfowiskowych i kserotermicznych. Znaczną powierzchnię torfowisk zajmują zwarte łany kłoci wiechowatej oraz turzyca Buxbauma, turzyca Davalla i marzyca ruda. Pośród nich rozrzucone są wysepki z murawami kserotermicznymi. Rezerwat „Roskosz” jest też miejscem lęgowym cennych gatunków ptaków wodno-błotnych.

Rezerwat przyrody **„Torfowisko Sobowice”** o powierzchni 95,46 ha został utworzony w 2004 r. na podstawie Rozporządzenia Nr 13 Wojewody Lubelskiego z dnia 5 marca 2004 r. (Dz.Urz. Woj. Lub. Nr 53 poz. 1021) w celu zachowania unikatowych źródliskowych torfowisk kopułowych z charakterystyczną sekwencją osadów torfowo-węglanowych oraz mozaiki zbiorowisk roślinności torfowiskowej i ciepłolubnej z licznymi chronionymi i rzadkimi gatunkami flory i fauny.

Położony jest w makroregionie Polesia Wołyńskiego, mezoregionie Pagóry Chełmskie. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gminy Chełm i znajduje się 4 km na południowy zachód od wsi Zawadówka, przy linii kolejowej Chełm-Lublin. Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru Torfowisko Sobowice PLH060024. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządzają nim Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie i Nadleśnictwo Chełm.

Rezerwat przyrody „Torfowisko Sobowice” razem z rezerwatami „Bagno Serebryskie”, „Brzeźno” i „Roskosz” tworzy unikatowe chełmskie torfowiska węglanowe. Obejmuje on torfowisko położone pomiędzy pagórami kredowymi. Występuje tutaj mozaika roślinności torfowiskowej i ciepłolubnej z licznymi chronionymi i rzadkimi gatunkami flory i fauny. Siedliska chronione tu występujące to murawy kserotermiczne, zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, świeże łąki użytkowane ekstensywnie, torfowiska zasadowe. Najcenniejsze gatunki roślin to np. języczka syberyjska i lipiennik Loesela. Interesująca jest też fauna motyli rezerwatu, gdzie na szczególną uwagę zasługuje strzępotek edypus. Inne rzadkie gatunki motyli to: modraszek telejus, czerwończyk nieparek, modraszek nausitous, przeplatka aurinia, czerwończyk fioletek.

Rezerwat przyrody **„Stawska Góra”** o powierzchni 4,00 ha został utworzony w 1956 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 27 listopada 1956 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 103 poz. 1195) w celu ochrony naturalnego zbiorowiska roślinności kserotermicznej z rzadkimi gatunkami roślin, m.in. dziewięćsiłem popłocholistnym.

Obszar rezerwatu w całości mieści się w granicach specjalnego obszaru ochrony siedlisk „Stawska Góra" PLH060018. Rezerwat przyrody „Stawska Góra" zlokalizowany jest w makroregionie Polesia Wołyńskiego, mezoregionie Pagóry Chełmskie. Pod względem administracyjnym położony jest na terenie gminy Chełm, 1 km na północny wschód od wsi Staw.Właścicielem terenu jest Skarb Państwa w zarządzie Starostwa Powiatowego w Chełmie.

Rezerwat obejmuje fragment zboczy pagóra kredowego otoczonego polami uprawnymi. Na wierzchowinie wzniesienia zlokalizowana jest murawa kserotermiczna, która podlega silnej ekspansji ciepłolubnych zarośli derenia świdwy, śliwy tarniny, kruszyny pospolitej i kaliny koralowej. Cennymi gatunkami kserotermicznymi występującymi tutaj są: dziewięćsił popłocholistny, dziewięćsił bezłodygowy, starzec wielkolistny, wisienka stepowa, miłek wiosenny, zawilec wielkokwiatowy, aster gawędka, orlik pospolity, goryczka krzyżowa. Ponadto rezerwat charakteryzuje się bogatą fauną bezkręgowców, w tym przede wszystkim motyli. Na terenie rezerwatu zaobserwowano ponad 300 gatunków motyli. Dwa z nich objęte są ochroną: paź królowej i postojak wiesiołkowiec, liczne należą do rzadkich, znanych zaledwie z kilku stanowisk w Polsce. RDOŚ w Lublinie, we współpracy z organizacjami ekologicznymi oraz Uniwersytetem Przyrodniczym w Lublinie prowadzi działania służące zachowaniu przedmiotu ochrony niniejszego rezerwatu, np. w latach 2015-2019 prowadzono wypas owiec.

Rezerwat przyrody **„Jezioro Świerszczów"** o powierzchni 46,08 ha został ustanowiony w 1959 r. Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 5 listopada 1959 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 100 poz. 536 z 11 grudnia 1959 r.; zmiany M.P. Nr 63 poz. 348 z 8 września 1965 r.). Celem ochrony jest zachowanie ekosystemu niewielkiego zarastającego jeziora i przylegającego do niego torfowiska wraz z licznie występującymi tam rzadkimi gatunkami roślin.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Cyców (powiat łęczyński) i znajduje się 1 km od wsi Świerszczów. Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Ponadto położony jest w granicach Chełmskiego Parku Krajobrazowego. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa w zarządzie Nadleśnictwa Chełm podlegającego pod Regionalną Dyrekcję Lasów Państwowych w Lublinie.

Rezerwat obejmuje płytkie jezioro eutroficzne wraz z otaczającymi je torfowiskami. Jezioro porośnięte jest osoką aloesowatą, występują tu też grążele i grzybienie. Wokół jeziora natomiast występują zarośla wierzbowe i podmokły las, stąd też dostęp do otwartej toni wodnej i wnętrza obszaru jest dość trudny.

Nadleśnictwo Sobibór

Rezerwaty Nadleśnictwa Sobibór wchodzą w skład Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie”.

Rezerwat przyrody **„Brudzieniec”** został utworzony Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 23 stycznia 1973 r. (M.P. Nr 11 poz. 38). Początkowa powierzchnia określona została na 35,89 ha (wg obecnych wyliczeń – 36,64 ha). Rezerwat przyrody „Brudzieniec” położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gminy Wola Uhruska.

Rezerwat ma charakter wodno-torfowiskowy, został utworzony w celu zachowania niewielkiego śródleśnego jeziora Brudzieniec (pow. 19 ha) z otaczającym je torfowiskiem. Występują tu leśne ekosystemy torfowiskowe: ols, bór bagienny, a w suchszej części rezerwatu bór mieszany i chrobotkowy. Rezerwat przylega do rezerwatu „Trzy Jeziora”, tworząc duży, chroniony kompleks wodno-torfowiskowy. Nad brzegami jeziora Brudzieniec (fot. 1) wyraźne są ślady bytowania bobrów: kanały, półżeremia, nory, ścięte drzewa. W rezerwacie pojawia się rzadka kaczka gągoł.

Fot. 1. Jezioro Brudzieniec (fot. A. Iwaniuk)

Rezerwat przyrody **„Jezioro Orchowe”** – powołano Zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 listopada 1996 r. (M.P. Nr 75 poz.

680), początkowo na powierzchni 58,03 ha, obecnie według wyliczeń jego wielkość to 60,05 ha. Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska, a pod względem administracyjnym na terenie gminy Włodawa. Głównym celem ochrony rezerwatu jest zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych jeziora oraz otaczających go torfowisk z unikatową florą naczyniową.

Rezerwat zajmuje fragment pradoliny łączącej się z pradoliną Bugu, a w nim płytkie, dystroficzne i silnie zrastające jezioro oraz otaczające je torfowiska. W części północnej jeziora brzeg oparty jest o piaszczyste lekkie wyniesienie, stąd też dostępność do lustra wody. W pozostałej części brzegi okalane są pasami torfowisk i szuwarów. Najlepiej zachowany fragment torfowiska znajduje się na ple przylegającym do południowej linii brzegowej akwenu. Występują tu typowe gatunki torfowiskowe, m.in. rosiczki, pływacze, modrzewnica, brzoza niska. W niektórych latach suchych lustro wody znacznie się kurczy i wyłaniają się osady denne, niemniej w bardziej mokre lata ubytki wody są uzupełniane. W ciągu ostatnich 40 lat jedna z zatok w północno-wschodniej części jeziora uległa wypłyceniu, zarośnięciu i niemal całkowitemu zlądowaceniu.

Rezerwat przyrody **„Magazyn”** powołano Zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 listopada 1996 r. (M.P. Nr 75 poz. 684). Początkowa powierzchnia określona została na 51,98 ha (wg obecnych wyliczeń – 52,17 ha). Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska, a pod względem administracyjnym na terenie gminy Włodawa. Celem ustanowienia ochrony jest zachowanie ze względów naukowych, dydaktycznych i krajobrazowych w stanie niezmienionym bagien ze stagnującą wodą i unikatową roślinnością.

Rezerwat obejmuje śródleśne silnie zarastające torfowisko niskie z licznymi lustrami wody otwartej rozdzielanymi pasem szuwarów i oczeretów. Jest to doskonałe miejsce żerowe i lęgowe ptaków wodno-błotnych i drapieżnych (swoje młode wyprowadzają w tej okolicy m.in. puchacz i bocian czarny) a także środowisko spokojnego bytowania m.in. bobra. W otoczeniu znajdują się olsy i bagienne lasy mieszane o znacznym stopniu naturalności.

Rezerwat przyrody **„Małoziemce”** został utworzony Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 17 listopada 1988 r. (M.P. Nr 32 poz. 293). Początkowa powierzchnia określona została na 38,07 ha (wg obecnych wyliczeń – 38,06 ha). Rezerwat przyrody „Małoziemce” położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gminy Wola Uhruska.

Celem ochrony jest zachowanie miejsc lęgowych czapli siwej i innych gatunków ptaków. Gniazda czapli budowane są w koronach olch i sosen porastających obrzeża śródleśnych bagien. W ostatnich latach gatunek ten staje się coraz rzadszy, stąd też rośnie znaczenie tego rezerwatu.

Rezerwat przyrody **„Trzy Jeziora”** (fot. 2 i 3) powołano Zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 listopada 1996 r. (M.P. Nr 75 poz. 693). Początkowa powierzchnia określona została na 749,24 ha (wg obecnych wyliczeń – 753,17 ha). Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gmin Wola Uhruska oraz Włodawa. Celem ochrony jest zachowanie dla nauki i dydaktyki części obszaru Polesia z rzadkimi i chronionymi gatunkami roślin i zwierząt.

Fot. 2. Jezioro Brudno w rezerwacie przyrody „Trzy Jeziora” (fot. A. Iwaniuk)

Rezerwat obejmuje bardzo naturalne ekosystemy bagienne okalające dystroficzne stare jeziora: Brudno (42 ha) i Płotycze (21 ha). To ostatnie stanowi ważną ostoję aldrowandy pęcherzykowatej – wodnej rośliny „drapieżnej” – chwytającej w pęcherzykowate pułapki drobne zwierzęta wodne. Razem z sąsiadującymi rezerwatami tworzą rozległy obszar wodno-błotny, szczególnie ważny dla żółwia błotnego i innych gatunków typowo bagiennych bądź torfowiskowych.

Fot. 3. Jezioro Płotycze w rezerwacie przyrody „Trzy Jeziora” (fot. A. Iwaniuk)

Rezerwat przyrody „**Żółwiowe Błota”** został powołany Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 17 listopada 1988 r. (M.P. Nr 32 poz. 293). Początkowa powierzchnia określona została na 734,41 ha (wg obecnych wyliczeń – 727,19 ha). Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gmin Włodawa oraz Hańsk. Celem ochrony jest zachowanie najliczniejszego w kraju stanowiska lęgowego żółwia błotnego oraz wielu chronionych i rzadkich gatunków zwierząt, a także wielu rzadkich i zagrożonych zespołów i gatunków roślin.

Ten wyjątkowy rezerwat faunistyczny dedykowano jedynemu środkowoeuropejskiemu gatunkowi żółwia. Jest szczególnie ważną ostoją populacji tego gatunku na Polesiu i w Polsce, ponieważ łączy dogodne siedliska żerowe z doskonałymi miejscami lęgowymi. Zachowane bez znacznych antropogenicznych zmian w otoczeniu linii brzegowej jeziora Wspólne, Koseniec i Pereszpa, dawne stawy oraz liczne torfowiska stanowią naturalna ostoję żółwi. Jednocześnie piaszczysto-gliniaste gleby w bliskim otoczeniu pozwalają samicom na zakładanie gniazd. Oddalenie od siedzib ludzkich i rozległe bagna zapewniają żółwiom sukces rozrodczy, dając nadzieję na zachowanie gatunku dla przyszłych pokoleń.

Rezerwat przyrody **„Serniawy”** został powołany Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 20 października 1965 r. (M.P. Nr 63, poz. 351). Początkowa

powierzchnia określona została na 37,26 ha (wg obecnych wyliczeń – 38,03 ha). Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska tuż przy granicy z makroregionem Polesia Wołyńskiego i mezoregionem Pagórów Chełmskich. Administracyjnie znajduje się na terenie gminy Sawin. Utworzony został w celu zachowania ze względów naukowych i dydaktycznych fragmentu łęgu olchowo-wiązowego i grądu niskiego pochodzenia naturalnego.

Urokliwym dopełnieniem leśnego krajobrazu jest niewielki strumień płynący w północnej części rezerwatu. Tutejszy las poszczycić się może licznymi okazami rosłych jesionów i dębów. W runie rozwijają się m.in. żywiec cebulkowy i gruczołowaty, listera jajowata, wydmuchrzyca zwyczajna, a także gęste kobierce bluszczu pospolitego. W rezerwacie gnieżdżą się rzadkie gatunki ptaków – muchówki mała i białoszyja.

Nadleśnictwo Parczew

Rezerwat przyrody **„Jezioro Brzeziczno”** o powierzchni 87,46 ha został utworzony w 1959 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 5 listopada 1959 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M. P. Nr 97 poz. 527) w celu zachowania mało zniszczonych gospodarką człowieka zbiorowisk roślinności wodnej i torfowiskowej.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Łęczyńsko-Włodawska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany jest na terenie gminy Ludwin (powiat łęczyński), 1 km na południe od wsi Piaseczno. Teren rezerwatu jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru Brzeziczno PLH060076. Ponadto położony jest w granicach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie” oraz Parku Krajobrazowego „Pojezierze Łęczyńskie”. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Parczew.

Rezerwat obejmuje płytkie jezioro dystroficzne (z pewnymi cechami eutrofii) wraz z otaczającym je torfowiskiem i lasem. Jezioro otoczone jest torfowiskiem przejściowym tworzącym spleję, która przechodzi w torfowisko wysokie, a następnie w bór bagienny. Torfowisko porasta brzoza, której znaczna część obumarła na skutek podtopienia, tworząc charakterystyczną strefę martwego lasu. W jeziorze występuje mała populacja aldrowandy pęcherzykowatej. Spotkać tutaj można wiele rzadkich gatunków roślin torfowiskowych, jak np. brzoza niska, wierzba lapońska, rosiczki, nerecznica grzebieniasta, bagnica torfowa.

Rezerwat przyrody **„Jezioro Obradowskie”** o powierzchni 81,79 ha został utworzony na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 26 marca 1975 r.

w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 11 poz. 64) w celu zachowania jeziora dystroficzego oraz stanowisk wielu rzadkich gatunków roślin wodnych i torfowiskowych.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Sosnowicka. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Parczew, znajduje się 1 km na wschód od wsi Pohulanka. Teren rezerwatu jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszarów Ostoja Parczewska PLH060107 oraz Lasy Parczewskie PLB060006. Ponadto położony jest w granicach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Parczew.

Rezerwat swym zasięgiem obejmuje płytkie Jezioro Obradowskie o niedostępnych brzegach, otaczające je torfowisko przejściowe oraz fragmenty lasów. Występują tutaj interesujące gatunki bagienne roślin, jak np. wierzba lapońska, wierzba borówkolistna, brzoza niska, rosiczka okrągłolistna, rosiczka długolistna. Przez rezerwat „Jezioro Obradowskie" poprowadzono ścieżkę przyrodniczo-edukacyjną wyposażoną w drewnianą kładkę i platformy widokowe.

Rezerwat przyrody **„Torfowisko przy Jeziorze Czarnym"** o powierzchni 46,17 ha został utworzony w 1959 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 12 listopada 1959 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 100, poz. 538) w celu zachowania torfowiska wysokiego oraz malowniczego krajobrazu z występującymi jeziorami i torfowiskami w rzadko spotykanym harmonijnym estetycznym otoczeniu, charakterystycznego dla tej części Ziemi Lubelskiej.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Sosnowicka. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Sosnowica (powiat parczewski), znajduje się przy południowo-zachodnim brzegu Jeziora Czarnego, 2 km na północ od wsi Orzechów Stary. Teren rezerwatu położony jest w granicach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie" i Poleskiego Obszaru Chronionego Krajobrazu. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Parczew.

Rezerwat obejmuje przylegające od strony południowej do Jeziora Czarnego torfowisko, w przeszłości w większości bezleśne, aktualnie na skutek przesuszenia porośnięte brzozą, sosną, olchą i osiką. Konsekwencją przesuszenia jest zanik stanowisk wielu występujących tu gatunków roślin bagiennych. Pomimo tych niekorzystnych zmian wciąż w rezerwacie występują: bagno zwyczajne, borówka bagienna, rosiczka okrągłolistna i inne gatunki roślin torfowiskowych.

Rezerwat przyrody **„Lasy Parczewskie”** o powierzchni 157,2 ha został utworzony w 1984 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 18 maja 1984 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody w celu zachowania fragmentu naturalnego drzewostanu sosnowo-dębowego z wieloma drzewami pomnikowymi, będącego miejscem upamiętnionym walkami partyzanckimi w okresie II wojny światowej.

Teren rezerwatu jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszarów Ostoja Parczewska PLH060107 oraz Lasy Parczewskie PLB060006. Ponadto znajduje się w granicach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie”. Rezerwat przyrody „Lasy Parczewskie" położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Sosnowicka. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Dębowa Kłoda (powiat parczewski). Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Parczew.

Rezerwat „Lasy Parczewskie” położony jest w dużym, zwartym kompleksie leśnym, łączącym się ponadto z sąsiednimi obszarami lasów włodawskich i sobiborskich. Dzięki temu stanowi ostoję dużych drapieżników: wilka i rysia. W rezerwacie znajduje się zbliżony do naturalnego drzewostan boru mieszanego i boru świeżego z ponadstuletnimi drzewami. Drzewostan buduje tutaj dorodna sosna z domieszką dębu szypułkowego. Na uwagę zasługuje kilka pomnikowych sosen, których obwód pnia przekracza 3 m. Rezerwat „Lasy Parczewskie” i kompleks leśny o tożsamej nazwie oprócz walorów przyrodniczych mają także wartość historyczną – już od osiemnastego wieku były miejscem walk narodowowyzwoleńczych. Do dziś w tych okolicach zachowały się ślady ziemianek, okopów oraz zbiorowych mogił z okresu II wojny światowej. Na terenie rezerwatu znajduje się cmentarz oraz obelisk upamiętniający dawne wydarzenia. Stąd też przez rezerwat „Lasy Parczewskie” poprowadzona została piesza ścieżka historyczno-edukacyjna.

Rezerwat przyrody **„Królowa Droga”** o powierzchni 38,79 ha został utworzony w 1968 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 23 listopada 1967 r. (M.P. Nr 66, poz. 322 z 6 grudnia 1967 r.; zmiany M.P. Nr 17, poz. 119 z 30 maja 1989 r.) w sprawie uznania za rezerwat przyrody w celu zachowania starodrzewu dębowego naturalnego pochodzenia z pomnikowymi okazami dębu szypułkowego.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Sosnowicka. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Dębowa Kłoda (powiat parczewski), znajduje się 8 km na południe od Parczewa, kilkaset metrów od wsi Plebania Wola. Teren rezerwatu jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszarów Ostoja Parczewska PLH060107 oraz Lasy Parczewskie PLB060006. Ponadto

położony jest w granicach Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Parczew.

Południową granicę rezerwatu stanowi dawny trakt o zwyczajowej nazwie „Droga Królów" łączący Wilno z Lublinem, którym podróżowały orszaki królewskie – stąd też nazwa rezerwatu. Dominuje tutaj zespół grądu subkontynentalnego, a na mniejszych powierzchniach występują bór mieszany, bór świeży, bór bagienny i ols. W rezerwacie przeważają starodrzewy z okazami potężnych dębów oraz sosen w wieku ponad 150 lat. W podszycie występują: wawrzynek wilczełyko, lilia złotogłów, orlik pospolity, gnidosz królewski, naparstnica zwyczajna i podkolan biały.

Nadleśnictwo Radzyń Podlaski

Rezerwat przyrody **„Czarny Las"** o powierzchni 15,96 ha został utworzony w 1981 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 21 września 1981 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 26, poz. 231) w celu zachowania fragmentu wielogatunkowego lasu mieszanego pochodzenia naturalnego z rzadkimi i chronionymi gatunkami roślin w runie.

Położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Równina Parczewska. Teren rezerwatu jest objęty ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru mającego znaczenie dla wspólnoty Czarny Las PLH060002. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Milanów (powiat parczewski), znajduje się na północ od wsi Kostry, przy szosie z Parczewa do Międzyrzeca Podlaskiego.Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Radzyń Podlaski.

W rezerwacie występuje bardzo dobrze zachowany fragment grądu z wielogatunkowym drzewostanem. Tworzy go zbliżony do naturalnego las dębowo-lipowo-grabowy z domieszką brzozy, olszy, sosny pospolitej i klonu. Najstarsze dęby osiągają tutaj wiek 170 lat. Bogata flora obfituje w cenne gatunki, jak np. wawrzynek wilczełyko, podkolan zielonawy, listera jajowata, gnieźnik leśny.

Rezerwat przyrody **„Omelno"** o powierzchni 23,28 ha został utworzony w 1965 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 20 października 1965 r. (M. P. Nr 60 poz. 314) w sprawie uznania za rezerwat przyrody w celu zachowania lasu lipowego naturalnego pochodzenia.

Rezerwat znajduje się w makroregionie Polesia Zachodniego, w mezoregionie Zaklęsłość Łomaska. Pod względem administracyjnym położony jest na terenie gminy Drelów

(powiat Biała Podlaska). Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Radzyń Podlaski.

Głównym zespołem roślinnym rezerwatu jest grąd. W drzewostanie przeważają lipy, a w domieszce występują dąb, klon, jawor, wiąz, grab, olcha. Występuje tu zwarty podszyt, który tworzą leszczyna i podrost drzew. Rezerwat jest trudno dostępny, gdyż jest tu dużo powalonych drzew oraz okresowo stagnuje woda w licznych zagłębieniach terenu. Występują tutaj między innymi cenne gatunki roślin: wawrzynek wilczełyko, lilia złotogłów, orlik pospolity, podkolan zielonawy, listera jajowata.

Nadleśnictwo Strzelce

Rezerwat przyrody **„Siedliszcze”**, o powierzchni 14,70 ha, został utworzony w 1975 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 26 marca 1975 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 11 poz. 64) w celu zachowania miejsca lęgowego orlika krzykliwego oraz fragmentu lasu grądowego o charakterze naturalnym.

Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru Uroczyska Lasów Strzeleckich PLH060099 oraz Lasy Strzeleckie PLB060007. Ponadto położony jest w granicach Strzeleckiego Parku Krajobrazowego. Rezerwat przyrody „Siedliszcze” zlokalizowany jest w makroregionie Polesie Wołyńskie, mezoregionie Obniżenie Dubieńskie. Pod względem administracyjnym położony jest na terenie gminy Białopole (powiat chełmski). Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Strzelce.

W rezerwacie objęto ochroną fragment kompleksu leśnego Lasy Strzeleckie ze stanowiskiem lęgowym orlika krzykliwego. Występuje tutaj grąd i łęg olchowo-jesionowy. W drzewostanie wyróżniają się dorodne jesiony o wysokości ponad 30 m i obwodzie pni 2 m. Z roślin chronionych w rezerwacie „Siedliszcze" występują: lilia złotogłów, buławnik wielkokwiatowy, ciemiężyca zielona, gnieźnik leśny, listera jajowata, przylaszczka pospolita, wawrzynek wilczełyko.

Rezerwat przyrody **„Liski I”**, o powierzchni 93,37 ha, został utworzony w 1978 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 11 października 1978 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 33 poz. 126) w celu zachowania drzewostanu dębowego oraz dębowo-sosnowego naturalnego pochodzenia.

Rezerwat zlokalizowany w makroregionie Polesie Wołyńskie, mezoregionie Obniżenie Dubieńskie. Pod względem administracyjnym położony jest na terenie gmin Białopole (powiat chełmski) i Horodło (powiat Hrubieszów).

Teren rezerwatu objęty jest także ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru Uroczyska Lasów Strzeleckich PLH060099 oraz Lasy Strzeleckie PLB060007. Ponadto położony jest w granicach Strzeleckiego Parku Krajobrazowego. Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Strzelce.

W rezerwacie objęto ochroną fragment centralnej części kompleksu leśnego Lasy Strzeleckie ze 150-letnim drzewostanem o charakterze naturalnym. Na 95% powierzchni rezerwatu występują sosny, a liczne okazy osiągają nawet 32 m wysokości i ponad 80 cm średnicy pierśnicy. Cenną domieszką drzewostanu są dęby szypułkowe, najokazalsze o wysokości około 33 m i niemal metrowej pierśnicy. Z roślin chronionych w rezerwacie „Liski I" występują wawrzynek wilczełyko, lilia złotogłów, orlik pospolity, parzydło leśne. Rezerwat charakteryzuje się bogatą fauną nietoperzy. Podczas badań prowadzonych w 2001 r. stwierdzono występowanie 8 gatunków nietoperzy, wśród nich najliczniej borowca wielkiego i borowca Leislera, a ponadto mopka, nocka rudego, gacka brunatnego, mroczka posrebrzanego, nocka Natterera i nocka Bechsteina.

Nadleśnictwo Chotyłów

Rezerwat przyrody **„Dobryń"**, o powierzchni 86,60 ha, został utworzony w 1983 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 22 kwietnia 1983 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 16 poz. 91) w celu zachowania grądu z drzewami pomnikowymi, olsu oraz łęgu olszowo-jesionowego, jak też licznych gatunków roślin rzadkich i chronionych.

Teren rezerwatu objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru Dobryń PLH060004. Rezerwat przyrody „Dobryń" zlokalizowany jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Łomaska. Pod względem administracyjnym położony na terenie gminy Zalesie (powiat bialski).Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Chotyłów.

W rezerwacie występują naturalne fitocenozy grądu subkontynentalnego z wieloma przestojami dębu szypułkowego w wieku ponad 200 lat, płaty łęgu olszowo-jesionowego oraz olsy porzeczkowe i zarośla wierzbowe. Znajdują się tu stanowiska wielu gatunków roślin chronionych.

Nadleśnictwo Międzyrzec

Rezerwat przyrody **„Liski II"**, o powierzchni 128,84 ha, został utworzony w 1981 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 3 grudnia 1981 r.

w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 29 poz. 271 z dnia 7 grudnia 1981 r.; zmiany M.P. Nr 17, poz. 119 z 30 maja 1989 r.) w celu zachowania lasu o charakterze naturalnym z licznymi zespołami roślinnymi oraz gatunkami roślin rzadkich i chronionych.

Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Łomaska. Pod względem administracyjnym zlokalizowany na terenie gminy Drelów (powiat bialski). Właścicielem terenu jest Skarb Państwa, a zarządza nim Nadleśnictwo Międzyrzec.

W rezerwacie występuje wielogatunkowy drzewostan o charakterze zbliżonym do naturalnego, zbudowany z potężnych dębów i okazałych sosen. Wiek najstarszych osobników szacowany jest na około 250 lat.

Rezerwat przyrody **„Warzewo”**, o powierzchni 58,25 ha, został utworzony w 1988 r. na podstawie Zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 17 listopada 1988 r. (M.P. Nr 32, poz. 293) w sprawie uznania za rezerwat przyrody w celu zachowania miejsc lęgowych i ostoi wielu gatunków ptaków.

Rezerwat położony jest w makroregionie Polesia Zachodniego, mezoregionie Zaklęsłość Łomaska. Pod względem administracyjnym znajduje się na terenie gminy Podedwórze (powiat parczewski). Rezerwat stanowią grunty wsi Opole i Rusiły, które są własnością prywatną.

W rezerwacie chronione są śródpolne mokradła stanowiące ostoję ptaków wodno-błotnych. Występują tu zbiorowiska roślinności wodnej, szuwarowej i torfowiskowej, gniazduje wiele gatunków ptaków.

Piśmiennictwo

1. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Warszawie Oddział w Lublinie 2005. Projekt planu ochrony rezerwatu przyrody częściowego Czarny Las na okres od 1.01.2006 do 31.12.2015. Lublin, 7-15.
2. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Warszawie Oddział w Lublinie 2005. Projekt planu ochrony rezerwatu przyrody częściowego Dobryń na okres od 1.01.2006 do 31.12.2015. Lublin, 3-16.
3. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Warszawie Oddział w Lublinie 2005. Projekt planu ochrony rezerwatu przyrody częściowego Omelno na okres od 1.01.2006 do 31.12.2015. Lublin, 3-17.
4. Buczek A., Buczek T. Czarnecka B., Dobrowolski R., Janiec B., Krogulec J., Michalak L., Pałka K., Urban D. 1998. Projekt planu ochrony rezerwatu torfowiskowego Bagno

Serebryskie. [W:] red. Buczek A., Buczek T. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.

5. Cwener A., Chmielewski P. 2013. Dokumentacja Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 Stawska Góra PLH060018 w województwie lubelskim. Klub Przyrodników, Świebodzin.
6. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2017. Standardowy Formularz Danych obszaru Natura 2000 Bachus PLH060056.
7. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2017. Standardowy Formularz Danych obszaru Natura 2000 Czarny Las PLH060002.
8. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2017. Standardowy Formularz Danych obszaru Natura 2000 Brzeziczno PLH060076.
9. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska 2017. Standardowy Formularz Danych obszaru Natura 2000 Dobryń PLH060004.
10. Grądziel T., Pałka K. 1994.Waloryzacja przyrodnicza rezerwatu Stawska Góra w woj. chełmskim. Lublin, 7-68.
11. Nejfeld P., Molenda T., Jarosiewicz G., Matuszek-Nejfeld M, Parusel T. 2012. Dokumentacja Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 Torfowisko Sobowice PLH060024 w województwie lubelskim. Pracownia Ekspertyz Środowiskowych „DENDRUS" Paweł Nejfeld, Żywiec, 8-25.
12. Nejfeld P., Molenda T., Jarosiewicz G., Matuszek-Nejfeld M., Parusel T. 2012. Dokumentacja Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 PLH060076 Brzeziczno w województwie lubelskim. Pracownia Ekspertyz Środowiskowych „DENDRUS" Paweł Nejfeld, Żywiec, 8-25.
13. Polski A. 1987. Plan zagospodarowania rezerwatu przyrody Jezioro Świerszczów. Chełm.
14. Polski A. 1987. Plan zagospodarowania rezerwatu przyrody Jezioro Obradowskie na okres od 1.01.1988 do 31.12.1997. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Chełm.
15. Rąkowski G., Walczak M., Smogorzewska M. 2006. Rezerwaty przyrody w Polsce Środkowej. [W:] red. Rąkowski G. Monografia. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
16. Święs F. 1983. Projekt rezerwatu historyczno-przyrodniczego Lasy Parczewskie. Wojewódzki Konserwator Przyrody, Biała Podlaska.

Małgorzata Polkowska

8.4. Ekologiczna sieć obszarów Natura 2000

8.4.1. Wstęp

Teren Polesia Lubelskiego od wielu lat uznawany jest za jeden z najcenniejszych pod względem przyrodniczym obszarem w województwie lubelskim. Występujące tu różnorodne siedliska przyrodnicze stanowią od lat obiekt badań przyrodników i są dobrze opisane w literaturze. Aby zachować zasoby przyrodnicze regionu, w tym różnorodność siedlisk przyrodniczych oraz stanowiska rzadkich gatunków roślin, zwierząt i grzybów, od wielu lat tworzono na tym terenie formy ochrony przyrody.

Występowanie na tym terenie bardzo różnorodnych i cennych siedlisk przyrodniczych oraz wielu gatunków roślin i zwierząt, co zostało poparte licznymi badaniami naukowymi, przyczyniło się do wyznaczenia w obrębie Polesia Lubelskiego ponad 20 obszarów Natura 2000. Należy zaznaczyć, że wyznaczanie obszarów Natura 2000 opiera się wyłącznie na kryteriach naukowych.

Obszary Natura 2000 tworzą Europejska Sieć Ekologiczną Natura 2000, której celem jest utrzymanie i zachowanie niektórych typów siedlisk oraz siedlisk roślin i zwierząt, które zostały uznane za cenne dla zachowania dziedzictwa przyrodniczego Europy. Podstawą tworzenia i funkcjonowania sieci obszarów Natura 2000 jest Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (tzw. Dyrektywy Ptasia) oraz Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywa Siedliskowa). Dyrektywy te wskazują na konieczność wyznaczenia i objęcia ochroną systemu obszarów, na których występują gatunki i siedliska cenne i zagrożone w Unii Europejskiej.

Najcenniejszą i najbardziej zróżnicowaną częścią Polesia jest Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. W jego centralnej części znajdują się dwa obszary specjalnej ochrony ptaków Bagno Bubnów PLB060001 i Polesie PLB060019. Oba te obszary stanowią ostoję wodniczki oraz innych gatunków związanych z otwartymi terenami, takich jak żuraw i batalion.

8.4.2. Opis obszarów Natura 2000

Obszar **Bagno Bubnów PLB060001** obejmuje kompleks torfowisk niskich. Znajdują się tu dwa sąsiadujące ze tereny mokradłowe – Bagno Bubnów i Bagno Staw. Obszar jest ważną ostoja wodniczki *Acrocephalus paludicola* w Polsce. Ponadto są to ważne stanowiska dubelta

Gallinago media, rycyka *Limosa limosa* oraz żurawia *Grus grus* i uszatki błotnej *Asio flammeus.* Obszar ten zawiera się w całości w jednej z części Poleskiego Parku Narodowego.

Obszar specjalnej ochrony ptaków **Polesie PLB0060019** znajduje się w obrębie Polesia Zachodniego. Obszar obejmuje teren należący do dorzeczy Wieprza i Bugu. Rzeźba terenu jest tu mało urozmaicona. Na terenie tym występują liczne jeziora oraz łąki i torfowiska, niewielką część obszaru stanowią kompleksy leśne. Przepływające przez obszar rzeki są niewielkie, płytkie, wolno płynące i niewiele różnią się od sztucznych kanałów melioracyjnych, których gęsta sieć występuje na większej części obszaru. Obszar Polesie stanowi istotna ostoję ptaków związanych ze zbiornikami wodnymi oraz terenami otwartymi. W obrębie jezior, zbiorników wodnych i zapadlisk pokopalnianych występują licznie trzy gatunki rybitw (rybitwa białowąsa *Chlidonias hybrida*, rybitwa czarna *Chlidonias niger*, rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*). Ponadto spotkać tu można podgorzałkę *Aythya nyroca* – rzadką kaczkę związaną z zarastającymi zbiornikami. Szuwary otaczające jeziora są miejscem występowania bąka *Botaurus stellaris*. Obszar stanowi ostoję wodniczki oraz jest to jedno z ostatnich miejsc występowania, na terenie województwa lubelskiego, cietrzewia *Tetrao tetrix*. Z terenami otwartymi związany jest błotniak łąkowy *Circus pygargus*, którego populacja w ostatnich latach drastycznie spada. Na terenach otwartych, m.in. w okolicach Ciesacina, znajdują się tokowiska dubelta. Z kompleksami leśnymi związany jest m.in. dzięcioł białogrzbiety oraz puchacz, który ma aż sześć rewirów w granicach obszaru.

Obszar Natura 2000 **Chełmskie Torfowiska Węglanowe PLB060002** obejmuje kompleks unikatowych w skali Europy torfowisk niskich, położonych na północny wschód od Chełma. Na terenie obszaru gnieździ się około 120 gatunków ptaków. Występujące na tym terenie turzycowiska i kłociowisko są miejscem występowania wodniczki. W trakcie badań nad planem zadań ochronnych dla obszaru stwierdzono występowanie 270 śpiewających samców tego gatunku. Łąki oraz tereny podmokłe są miejscem występowania m.in. dubelta, kszyka *Gallinago gallinago*, rycyka, krwawodzioba *Tringa totanus* oraz kulika wielkiego *Numenius arquata*. Szuwary trzcinowe zajmowane są przez bąka. Krzewy występujące wokół torfianek oraz w pobliżu linii kolejowej przecinającej obszar to miejsce występowania podróżniczka *Luscinia svecica*. Wcześniej obszar ten pełnił też istotną rolę dla błotniaka łąkowego oraz uszatki błotnej. Niestety obecnie gatunki te obserwuje się sporadycznie, pomimo występowania odpowiednich siedlisk.

Obszar Natura 2000 Dolina Środkowego Bugu PLB060003 obejmuje fragment naturalnej doliny Bugu, stanowiącej na tym odcinku granicę państwa. Obszar rozciąga się od

Gołębia, gdzie Bug staje się rzeką graniczną, aż do Terespola. Długość rzeki w obszarze to około 300 km. Rzeka na obszarze ostoi płynie głęboko wciętym korytem, występują tu liczne meandry i starorzecza, a także kilkumetrowej wysokości skarpy brzegowe. Znaczna część gruntów w dolinie Bugu zajęta jest przez łąki, zdegradowane lasy nadrzeczne oraz zarośla wierzbowe. Taka mozaika siedlisk korzystnie wpływa na występując tu gatunki ptaków. Obszar jest szczególnie istotny dla ptaków związanych z otwartymi terenami łąk, do których należą derkacz *Crex crex*, rycyk, batalion, krwawodziób oraz błotniak łąkowy. Meandrująca rzeka wraz ze starorzeczami stanowi istotne miejsce dla brodźca piskliwego, zimorodka, rybitw białowąsej, czarnej i białoskrzydłej. Ostoja ta jest też czasami wykorzystywana przez wodniczkę i gadożera. Z kolei z sadami oraz alejami starych drzew związany jest dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus*, występujący głównie w południowej części obszaru.

Obszar **Lasy Parczewskie PLB060006** obejmuje kompleks leśny położony pomiędzy kanałem Wieprz-Krzna a Tyśmienicą. Na terenie ostoi znajdują się kompleksy stawów rybnych oraz jeziora. W miejscach tych można obserwować m.in. bączka, podgorzałkę, krakwę, i gęgawę. Jest to miejsce istotne dla gatunków strefowych, takich jak bielik *Haliaeetus albicilla* i puchacz *Bubo bubo*, które znajdują tutaj dogodne żerowiska. Z lasami związane są również muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis* oraz dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*. Na łąkach znajdujących się obszarze występuje licznie derkacz.

W południowej części Polesia Lubelskiego – Obniżeniu Dubienki położony jest obszar Natura 2000 **Lasy Strzeleckie PLB060007.** Teren ten stanowi ważną ostoję ptaków drapieżnych, w tym orlika krzykliwego *Aquila pomarina* i trzmielojada *Pernis apivorus*. Ponadto licznie występuje tu muchołówka białoszyja.

Niektóre z obszarów Natura 2000 są ściśle powiązane z działalnością człowieka. Przykładami takich terenów są obszary **Uroczysko Mosty – Zahajki PLB0600014** i **Zbiornik Podedwórze PLB060015**. Oba obszary zostały utworzone na terenie zbiorników retencyjnych, które zostały zasiedlone przez rzadkie gatunki ptaków, m.in. podgorzałkę, bączka *Ixobrychus minutus* i zielonkę *Porzana parva*. Na terenie tym występują również rybitwy czarna i białowąsa, a okolice zbiorników są miejscem gniazdowania i żerowania puchacza.

Bogactwo Polesia i jego różnorodność odzwierciedla się również w liczbie obszarów specjalnej ochrony siedlisk, które tu występują.

Obszar **Ostoja Poleska PLH060013** obejmuje teren Poleskiego Parku Narodowego oraz fragmenty jego otuliny. Jest to jedyny w Polsce naturalny obszar pojezierny poza

zasięgiem ostatniego zlodowacenia. Obejmuje on unikatowe w skali Polski podmokłe równiny torfowe z kilkoma jeziorami, stawami i licznymi małymi zbiornikami wodnymi powstałymi po wydobyciu torfu. Znaczną część obszaru stanowią lasy, w tym lasy bagienne, i różnego typu torfowiska: niskie, przejściowe i wysokie. Wśród torfowisk wznoszą się niewielkie, łagodne wzniesienia o podłożu kredowym lub utworzone z piasków, ze zbiorowiskami roślin ciepłolubnych, łąkami i wrzosowiskami. Część terenu stanowią grunty użytkowane rolniczo jako pola i łąki. Obszar ten został wyznaczony dla ochrony kilkunastu siedlisk przyrodniczych, do których należą: twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki wodne z podwodnymi łąkami ramienic *Charetea*; starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion, Potamion*; naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne; suche wrzosowiska (*Calluno-Genistion, Pohlio-Callunion, Calluno-Arctostaphylion*); ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe (*Koelerion glaucae*), bogate florystycznie górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie); zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*); ziołorośla nadrzeczne (*Convolvuletalia sepium*); niżowe i górskie świeże łąki ekstensywnie użytkowane (*Arrhenatherion*); torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą; torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji; torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*); obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*; torfowiska nakredowe (*Cladietum marisci, Caricetum buxbaumii, Schoenetum nigricantis*); górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk; grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum, Tilio-Carpinetum*); bory i lasy bagienne. Z terenami podmokłymi, które licznie tu występują, związane są rzadkie gatunki roślin, takie jak lipiennik Loesela *Liparis loeselii*, haczykowiec błyszczący *Hamatocaulis vernicosus.* W zbiornikach wodnych licznie występuje aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa*, natomiast na łąkach starodub łąkowy *Angelica palustris*. Z lasami związane są dzwonecznik wonny *Adenophora liliifolia i* obuwik pospolity *Cypripedium calceolus.* Obszar stanowi istotną ostoję żółwia błotnego *Emys orbicularis*. Ze zbiornikami wodnymi związane są też kumak nizinny *Bombina bombina*, traszka grzebieniasta *Triturus cristatus* oraz gatunki ryb*:* koza *Cobitis taenia*, piskorz *Misgurnus fossilis*, różanka *Rhodeus amarus* oraz bardzo rzadka strzebla błotna *Rhynchocypris percnurus*. Na terenie tym występują też liczne owady, takie jak pływak szerokobrzeżek *Dytiscus latissimus*, przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia*, czerwończyk nieparek *Lycaena dispar*, modraszek nausitous *Phengaris nausithous*, modraszek telejus *Phengaris teleius*. Obszar tez stanowi też istotną ostoje dla bobra *Castor fiber*, wydry *Lutra lutra*, a także wilka *Canis lupus*.

Na południe od Ostoi Poleskiej znajduje się kolejny obszar Natura 2000 **Jeziora Uściwierskie PLH060009**. Obszar obejmuje zespół płytkich jezior: Bikcze, Nadrybie, Uściwierz, Uściwierzyk, Rotcze, Sumin, Ciesacin, wraz z otaczającymi je kompleksami łąk i torfowisk. Na terenie tym występują m.in. twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki wodne z podwodnymi łąkami ramienic; starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne; naturalne, dystroficzne zbiorniki wodne; zmiennowilgotne łąki trzęślicowe; ziołorośla nadrzeczne; niżowe i górskie świeże łąki ekstensywnie użytkowane; torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą; torfowiska przejściowe i trzęsawiska; torfowiska nakredowe; nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk. W jeziorach występują koza *Cobitis taenia,* piskorz *Misgurnus fossilis,* różanka *Rhodeus amarus* i strzebla błotna *Rhynchocypris percnurus.* Siedliskiem motyli takich jak modraszek nausitous *Phengaris nausithous,* modraszek telejus *Phengaris teleius* oraz czerwończyk nieparek *Lycaena dispar* są kompleksy łąk. Występuje tutaj też licznie kumak niznny *Bombina bombina*.

Na wschód od Jezior Uściwierskich znajduje się niewielki obszar **Brzeziczno PLH060076**. Obszar obejmuje niewielkie jezioro wraz otaczającymi je torfowiskami i borem bagiennym. Przedmiotami ochrony są tu siedliska: naturalne dystroficzne zbiorniki wodne, torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą, torfowiska przejściowe i trzęsawiska oraz bory i lasy bagienne. Stwierdzono tu również występowanie zalotki większej *Leucorrhinia pectoralis.*

Obszar **Krowie Bagno PLH060011** obejmuje pozostałości jednego z największych kompleksów torfowiskowych polskiej części Polesia. Obszar stanowią trzy izolowane przestrzennie części. W granicach obszaru znajdują się cztery zarastające jeziora: Laskie, Lubowież, Lubowieżek i Hańskie, otoczone przez torfowiska i łąki. Przedmiotami ochrony w obszarze są: starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne, zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, niżowe i górskie świeże łąki ekstensywnie użytkowane, torfowiska przejściowe i trzęsawiska, obniżenia na podłożu torfowym, nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk. Obszar ten jest szczególnie istotny dla motyli. Występują tu licznie modraszek nausitous, modraszek telejus, czerwończyk nieparek oraz przeplatka aurinia.

Obszar **Sawin PLH060068** chroni ostatnie zachowane fragmenty jednego z największych torfowisk nakredowych Bagna Pomiary. Do lat 50. XX wieku było to jedno z pięciu najzasobniejszych stanowisk szuwaru kłociowego w Polsce środkowo-wschodniej. Wtedy to torfowisko zostało osuszone (melioracje odwadniające) i rozpoczęła się intensywna eksploatacja pokładów torfu. Na terenie obszaru chronione są torfowiska nakredowe, górskie

i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk oraz zmiennowilgotne łąki trzęślicowe.

Obszar Natura 2000 **Torfowiska Chełmskie PLH060023** obejmuje jeden z największych kompleksów torfowisk zasadowych chronionych na terenie województwa Lubelskiego. W obszarze znajdują się trzy rezerwaty: Bagno Serebryskie, Brzeźno i Roskosz. Cechą charakterystyczną obszaru jest sąsiedztwo bardzo różnorodnych siedlisk, wśród dominującego tu torfowiska nakredowego z szuwarem kłoci wiechowatej, na kredowych wzniesieniach terenu, zwanych grądzikami, występują murawy kserotermiczne. Ponadto na terenie obszaru znajdują się nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk oraz zmiennowilgotne łąki trzęślicowe. Na obszarze występują też rzadkie gatunki roślin, takie jak języczka syberyjska *Ligularia sibirica* i starodub łąkowy. Otwarte siedliska są tutaj idealne dla motyli takich jak modraszek nausitous, modraszek telejus oraz czerwończyk nieparek i przeplatka aurinia. W sąsiedztwie licznych torfianek, które wykorzystuje kumak nizinny, występuje rzadka ważka – zalotka większa.

Podobny charakter prezentuje obszar **Kamień PLH060067**. Przedmiotami ochrony w obszarze są motyle (modraszek nausitous, modraszek telejus, czerwończyk nieparek, strzepotek edypus). Jest to liczne stanowisko staroduba łąkowego. Siedliskami, które są przedmiotem ochrony w obszarze są zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, niżowe i górskie świeże łąki ekstensywnie użytkowane, torfowiska nakredowe oraz górskie i nizinne torfowiska zasadowe.

Jednym z charakterystycznych elementów Polesia są torfianki – niewielkie zbiorniki wodne pochodzenia antropogenicznego, które są pozostałościami po wydobywaniu torfu. Miejsca te stanowią istotne siedliska strzebli błotnej. Dla ochrony siedlisk tej niewielkiej ryby powołano m.in. dwa obszary **Podpakule PLH060048** i **Jelino PLH060095**. Są to jedne z największych ostoi strzebli na Polesiu. W obszarze Jelino przedmiotem ochrony są również torfowiska przejściowe i trzęsawiska, które otaczają kilka torfianek znajdujących się w granicach obszaru.

Zróżnicowane pod kątem przyrodniczym duże kompleksy leśne, takie jak Lasy Parczewskie, Lasy Sobiborskie czy też Lasy Strzeleckie, chronione są jako specjalne obszary ochrony siedlisk.

Ostoja Parczewska PLH060107 obejmuje kompleks leśny oraz łąki. Za najcenniejsze siedliska w tym obszarze uznano naturalne dystroficzne zbiorniki wodne, torfowiska wysokie

z roślinnością torfotwórczą, torfowiska wysokie zdegradowane, lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji, torfowiska przejściowe i trzęsawiska oraz siedliska leśne, takie jak grąd subkontynentalny, bory i lasy bagienne, łęgi wierzbowe i topolowe. Podmokłe i trudno dostępne obszary leśne są odpowiednim miejscem do występowania wilków. Obszar stanowi również ostoję bobra, wydry, kumaka nizinnego, żółwia błotnego i zalotki większej, natomiast łąki i polany są siedliskiem motyli (modraszek nausitous, modraszek telejus, czerwończyk nieparek, czerwończyk fioletek *Lycaena helle*).

Odmienny charakter ma obszar **Lasy Sobiborskie PLH060043**. W obszarze znajduje się sześć eutroficznych jezior, otoczonych przez torfowiska i lasy. Siedliska będący przedmiotami ochrony w obszarze to: starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne, naturalne dystroficzne zbiorniki wodne, ciepłolubne, śródlądowe murawy napiaskowe, bogate florystycznie murawy bliźniczkowe, zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, ziołorośla nadrzeczne, niżowe i świeże łąki użytkowane ekstensywnie, torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą, torfowiska wysokie zdegradowane, lecz zdolne do naturalnej i stymulowanej regeneracji, torfowiska przejściowe i trzęsawiska, obniżenia na podłożu torfowym, bory i lasy bagienne. Lasy Sobiborskie stanowią jedną z najcenniejszych ostoi żółwia błotnego. Obszar jest miejscem występowania nietoperzy, w tym nocka łydkowłosego. Jest to także ostoja wilka, bobra, wydry i kumaka nizinnego. W zbiornikach wodnych i ciekach występują tu też rzadkie gatunki ryb, takie jak różanka, piskorz i koza. Terenu otwarte są odpowiednie dla modraszka nausitous, modraszka telejus oraz czerwończyka nieparka i przeplatki aurini. Na terenie tym występuje również wyposażona w aparaty pułapkowe „drapieżna" aldrowanda pęcherzykowata – gatunek wpisany do Czerwonej Księgi Roślin.

Obszar **Uroczyska Lasów Strzeleckich PLH060099** chroni siedliska grądu środkowoeuropejskiego oraz łęgów wierzbowo-topolowych wraz z sąsiadującymi niżowymi łąkami użytkowanymi ekstensywnie. Lasy stanowią istotną ostoje nietoperzy, w tym mopka i nocka Bechsteina. Jest to także ostoja wilka. Licznie występują tu gatunki związane z podmokłymi terenami, takie jak bóbr, traszka grzebieniasta, kumak nizinny. Występuje tu także liczna grupa owadów: modraszek nausitous, modraszek telejus oraz czerwończyk nieparek, czerwończyk fioletek, przeplatka aurinia, przeplatka maturna *Euphydryas maturna,* zagłębek bruzdkowany *Rhysodes sulcatus,* zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus,* ponurek Schneidera *Boros schneideri*. Z siedliskami leśnymi związane jest występowanie obuwika pospolitego *Cypripedium calceolus* i dzwonecznika wonnego *Adenophora liliifolia*. Na łąkach licznie występuje starodub łąkowy.

Siedliska grądów chronione są na terenie Polesia również w obrębie niewielkich obszarów Natura 2000 pokrywających się z istniejącymi rezerwatami przyrody. Do obszarów tych należą m.in. **Czarny Las PLH06002, Dobryń PLH060004, Bachus PLH060056** i **Serniawy PLH060057**. Z prześwietlonymi lasami związany jest obuwik pospolity, którego ostoją jest obszar **Obuwik w Uroczysku Świdów PLH060106**.

Teren Polesia był w XX wieku mocno eksploatowany przez człowieka, na niektórych terenach prowadzony m.in. intensywny wypas zwierząt gospodarskich. Byłe pastwisko wspólnoty wsi znajduje się m.in. na terenie obszaru **Horodyszcze PLH060101**. Dziś już tylko sporadycznie pasą się tu konie, natomiast nadal występują tu murawy bliźniczkowe i suche wrzosowiska z wolna zarastające jałowcami. Zbiorowiska wykształcone są w typowej formie. Dodatkowym walorem jest jedna z najbogatszych w kraju populacji modraszka ariona. Jedne z największych w województwie płatów suchych wrzosowisk odnaleźć można na terenie obszaru **Wrzosowisko w Orzechowie PLH060098**. Podobny w swym pochodzeniu obszar **Maśluchy PLH060105** ma na celu ochronę najbardziej typowo wykształconej w skali województwa lubelskiego murawy bliźniczkowej. Bogactwo florystyczne podkreśla jedna z najliczniejszych w kraju populacji rzadkiej paproci – nasięźrzału rutolistnego.

Wschodnią granicę Polesia w Polsce stanowi obszar **Poleska Dolina Bugu PLH060032**. Tworzy go sześć odcinków doliny Bugu, rozciągających się pomiędzy Dubienką a Sławatyczami. Obszar chroni głównie siedliska otwarte, do których należą ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe, zmiennowilgotne łąki trzęślicowe, niżowe świeże łąki użytkowane ekstensywnie, nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk, ziołorośla nadrzeczne oraz starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne i łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe. Z doliną rzeki związane są wydra, kumak nizinny oraz ryby: piskorz i koza. Na terenach otwartych występują motyle, m.in. modraszek nausitous, modraszek telejus oraz czerwończyk nieparek, czerwończyk fioletek, przeplatka aurinia, przeplatka maturna.

8.4.3. Podsumowanie

Przedstawiając powyższe obszary Natura 2000, skupiono się głównie na tych siedliskach i gatunkach, które zostały uznane za istotne dla ochrony bioróżnorodności całej Europy. Jednak należy podkreślić, że teren ten cechuje się również występowaniem innych cennych siedlisk i gatunków, które na pewno warto chronić i poznawać. Warto pamiętać również, że torfowiska, których na terenie Polesia jest jeszcze dużo, są bardzo ważnym

absorbentem dwutlenku węgla, a ich osuszenie może doprowadzić do emisji tego gazu. Ich ważną rolą jest także magazynowanie wody, co jest bardzo istotne w obliczu zmian klimatu.

Jednym z podstawowych zagrożeń dla siedlisk oraz gatunków występujących na tym terenie jest zmiana warunków wodnych oraz sukcesja, będąca efektem zaniechania dotychczasowego użytkowania. Dlatego ochrona tych obszarów powinna skupiać się na przywracaniu ekstensywnego użytkowania oraz poprawie stosunków wodnych.

Obszary Natura 2000 są cennym zasobem przyrodniczym ważnym dla całej Wspólnoty Europejskiej. Trwa ciągle proces doprecyzowywania ich granic, a zachowanie walorów wymaga stałej ochrony i kontroli. Niewykluczone, że w przyszłości pojawią się nowe obszary Natura 2000 lub zmienią się granice obecnych.

9. SYSTEMY MELIORACYJNE

Marek Jarosław Łoś

9.1. Melioracje na Polesiu Lubelskim

9.1.1. Historia

Systematyczna historia melioracji na opisywanym terenie dopiero czeka na opracowanie. Obecnie możemy zasygnalizować jedynie najważniejsze problemy i wydarzenia. W czasach I Rzeczypospolitej Polesie Lubelskie, jak i inne części Polesia miały charakter peryferyjny i były wyraźnie opóźnione w rozwoju gospodarczym w stosunku do terenów sąsiednich. W znacznej mierze opóźnienie to wiązało się z niskim zaludnieniem i słabym poziomem rolnictwa wynikającym z niskiej jakości gleb poleskich, w szczególności z dużym udziałem lekkich gleb piaszczystych oraz zabagnionych gleb organicznych. Nie mamy danych o prowadzonych w tym okresie pracach odwodnieniowych. Antropogeniczne zmiany stosunków wodnych wiązały się głównie z budową młynów wodnych i zakładaniem stawów rybnych. Istotne zmiany społeczne i gospodarcze na Polesiu Lubelskim rozpoczęły się w pierwszej połowie XIX wieku. Możemy mówić o bardzo długim okresie ekstensywnego wzrostu, który z wieloma wahaniami trwał aż do II wojny światowej.

Podstawowe efekty rozwoju w tym okresie to wzrost gęstości zaludnienia, zmniejszenie powierzchni lasów, zwiększenie powierzchni użytków rolnych oraz powolny wzrost plonów. Wszystkie te pozytywne procesy nie oznaczały decydującego przełomu gospodarczego. W dalszym ciągu całe Polesie (w tym Polesie Lubelskie) zaliczane było do najbiedniejszych regionów II Rzeczypospolitej. W okresie od początków XIX do połowy XX wieku nastąpiły istotne, choć nie kompleksowe zmiany stosunków wodnych na Polesiu Lubelskim. Była to długa epoka powolnych, pozytywnych zmian warunkujących długotrwały rozwój społeczno-gospodarczy, niestety zakończona przez II wojnę światową głębokim załamaniem i powszechną degradacją sieci wodnej. Tu także brak nam rzetelnych badań historycznych, zwłaszcza ilościowych. Możemy jedynie wymienić główne działania:

a. Przestrzenne rozszerzenie powierzchniowego obiegu wody w skali poszczególnych zlewni przez rozbudowę (wydłużenie i zagęszczenie) sieci rzecznej. Skutkowało to poważnym zmniejszeniem powierzchni bezodpływowych, zwłaszcza na obszarach, których rzeźba ukształtowana została przez procesy krasowe (termiczne lub węglanowe). Rozszerzenie

obiegu obrazowało się licznymi przecięciami wododziałów, tj. przekopami przez lokalne grzbiety terenowe oddzielające sąsiednie zagłębienia („niecki").

b. Usprawnienie odpływu wody w sieci rzecznej przez regulację (zwłaszcza pogłębienie) części rzek, zwykle jedynie na wybranych odcinkach. Wykonano także wiele całkowicie sztucznych, podstawowych cieków odwadniających, określonych jako „kanały".
c. Wykonanie sieci rowów głównych zarówno na użytkach zielonych, jak i na gruntach ornych, a niekiedy także w lasach.
d. Rowom głównym towarzyszyła sieć rowów bocznych (o różnym zagęszczeniu), a czasami także sieć drenarska.

Równolegle prowadzone były prace modernizacyjne na istniejących od wieków stawach rybnych, a także zakładano nowe stawy rybne. Dotyczyło to zwłaszcza tzw. stawów leśnych, zakładanych na porębach. W wielu przypadkach wykonywano rowy „graniczne" pomiędzy lasami a użytkami rolnymi. W okresie przedwojennym w zasadzie nie realizowano na Polesiu Lubelskim prac nawodnieniowych (poza stawami rybnymi). Istniała umotywowana świadomość potrzeby nawodnień, ale nie przekładała się ona na działania praktyczne.

II wojna światowa oraz zmiany społeczno-gospodarcze i demograficzne (przesiedlenia ludności) na Polesiu Lubelskim doprowadziły do dewastacji istniejącej sieci melioracyjnej. Przejawiało się to wtórnym zabagnieniem użytków zielonych, z których znaczna część przez wiele lat nie była objęta ani wypasem, ani koszeniem. Na wielu obiektach następowała ekspansja zakrzaczeń (olszy, wierzby, brzozy itp.). Dewastacja była znaczna, ale nie był to powrót do stanu pierwotnego. Na nieużytkowanych lub sporadycznie wykaszanych łąkach dominowały turzycowiska, a w warunkach podtopienia trzcinowiska. Mechowiska występowały rzadko. Przy znacznej (nominalnie) powierzchni użytków zielonych istniejąca baza paszowa nie pozwalała na rozwój hodowli bydła. Złośliwie mówiono o „nieużytkach zielonych". Reasumując, w połowie XX wieku ogólny stan rolnictwa na Polesiu Lubelskim (poza małymi enklawami) był zły, konieczne było znalezienie nowych dróg rozwoju. Nie było to łatwe w trudnej sytuacji powojennej Polski, przy licznych ograniczeniach politycznych, ekonomicznych i technicznych.

9.1.2. System KWK

9.1.2.1. Geneza KWK

Geneza kanału Wieprz Krzna (KWK) miała wiele uwarunkowań, które wpłynęły na wybór koncepcji, określenie lokalizacji i zakresu inwestycji oraz ustalenie podstawowych rozwiązań technicznych. Podstawowy wybór lokalizacyjny okazał się trwały, tak jak trwałe

okazały się punkt poboru wody z Wieprza w Oleśnikach oraz trasa jej przerzutu aż do Krzny w Międzyrzecu Podlaskim. Wiele innych elementów wyboru okazało się zmiennymi, co istotnie wpływało na zasięg oddziaływania, strukturę techniczną i gospodarkę wodną Systemu KWK. Ale to ujawniło się dopiero po kilku dekadach eksploatacji. Podstawowym założeniem wyjściowym było przełamanie stagnacji rolnictwa na Polesiu Lubelskim przez szybki, bardzo istotny rozwój hodowli bydła. Korzyści wynikające z tego miały być wielorakie, a w szczególności: przełom w eksploatacji użytków zielonych, istotny wzrost produkcji mleka i mięsa (w warunkach ciągłego ich niedoboru w PRL), stworzenie bazy nawozowej (obornik) dla gruntów ornych, wzrost zamożności ludności wiejskiej oraz aktywizacja społeczna i ekonomiczna gospodarstw rolnych. Drogą dla tego przełomu miały być wielkoobszarowe melioracje dotychczas zabagnionych łąk. Były to zamierzenia niejako oczywiste. Czynnikiem nowym (nie w teorii lecz w praktyce) był nacisk na wprowadzenie nawodnień. Było to novum w dotychczasowej praktyce (oczywiście nie w teorii!), ale były także istotne konsekwencje. Podstawowym problemem były niedostateczne zasoby dyspozycyjne wody na Polesiu Lubelskim. We wstępnych szacunkach ustalono, że zasoby własne wody lokalnych zlewni są skromne i nie mogą zapewnić wody dla 35 000 ha (tj. mniej więcej połowy) użytków zielonych, które z tego względu powinny być wyłączone z melioracji. Oczywiście było to trudne do zaakceptowania [Projekt generalny 1954]. Konieczne było i nadal jest konieczne (choć obecnie nierealizowane) doprowadzenie dużych ilości wody z zewnątrz, praktycznie biorąc z Wieprza, gdyż tylko z niego możliwy jest dopływ grawitacyjny. Natomiast całkowicie nierealny ekonomicznie okazał się sugerowany alternatywnie pomysł mechanicznego poboru wody z Bugu, ze skierowaniem jej na Polesie Lubelskie kanałem żeglugowym Bug-Wieprz. Miała to być domniemane wznowienie dawno zarzuconej koncepcji nawigacyjnej, pochodzącej jeszcze z pierwszej połowy XIX wieku. W ten sposób zdeterminowane zostało miejsce poboru wody, a w konsekwencji trasa przerzutu i wstępnie jego wielkość. Za twórców koncepcji KWK zgodnie przyjmuje się inżynierów: Antoniego Obuchowskiego i Jana Kwapiszewskiego. Ten pierwszy sformułował generalny zamysł, drugi zaś rozbudował koncepcję i przeforsował jej realizację, co barwnie opisuje w swej książce „Budujemy kanał Wieprz-Krzna" [Kwapiszewski 1956]. Z reguły podaje się, że System KWK zrealizowany został w latach 1954-1961, a jego uruchomienie nastąpiło w październiku 1961 r. W rzeczywistości roboty wykonawcze trwały nadal, realizacja niektórych obiektów Systemu KWK przeciągnęła się aż do końca lat 80. XX wieku (fot. 1).

Fot. 1. Kanał Wieprz-Krzna na terenie Obniżenia Dorohuckiego (fot. D. Urban)

9.1.2.2. Struktura KWK

Nitka KWK

Podstawowym elementem struktury KWK, a także najtrwalszą jego częścią jest sam kanał, tj. koryto ziemne, potocznie zwane Nitką. Nitka przebiega w przybliżeniu w układzie południkowym, z południa na północ. Początkowo biegnie przez prawą (wschodnią) część zlewni środkowego Wieprza, następnie przy wododziale Wieprza i Bugu, a na końcu przez prawą (południową) część zlewni górnej Krzny (dorzecze Bugu). Ogólna długość Nitki wynosi 139,880 km, w tym:

a. Odcinek nawadniający o długości 125,505 km. Przekrój trapezowy dwudzielny (ogroblowany), o szerokości dna 4,0-7,0 m, spadek podłużny 0,14-0,35$^{0}/_{00}$, przepustowość maksymalna 33,00 m^3/s.
b. Odcinek odwadniający o długości 14,375 km. Przekrój trapezowy jednodzielny, o szerokości dna 4,0 m, spadek podłużny 0,21-0,30$^{0}/_{00}$, przepustowość maksymalna 7,90 m^3/s.

Uwaga: W trakcie eksploatacji Systemu, z różnych względów, zazwyczaj nie było i nadal nie jest możliwe osiągnięcie zakładanych parametrów, takich jak przepustowość koryt, rzędna

piętrzenia zwierciadła, uzyskana pojemność itp. Niestety nie dysponujemy aktualnymi danymi eksploatacyjnymi. Generalnie biorąc, ilości wody pobieranej, transportowanej i dostarczanej obecnie odbiorcom są mniejsze od zakładanych. Nie zawsze wynika to z niedostatecznego stanu urządzeń, w znacznej mierze są to następstwa sezonowej i wieloletniej zmienności potrzeb.

Kluczowe przekroje i budowle na Nitce to (podano kilometraż KWK):

- 0+000 Jaz w Borowicy na Wieprzu, powierzchnia zlewni rzeki 3406,5 km^2.
- 33+815 Ujęcie do pompowni Bogdanka, tj. na kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska. (obecnie nieczynne).
- 38+270 Jaz w Dratowie. Ujęcie do zbiornika Dratów, a pośrednio na doprowadzalnik Dratów-Mytycze.
- 64+345 Jaz w Sosnowicy. Ujęcia do stawów w Sosnowicy i Libiszowie. Jest to główny punkt rozrządowy Systemu.
- 73+630 Jaz w Kropiwkach. Ujęcie na doprowadzalnik Kropiwki-Zahajki-Mosty.
- 125+500 Jaz w Augustówce. Koniec odcinka nawadniającego KWK. Poniżej tego przekroju Nitka nie ma grobli.
- 139+880 Ujście KWK do Krzny.

Ogółem na Nitce KWK zlokalizowane było 185 budowli, w tym 7 jazów z zasuwami stalowymi, a ponadto mosty, jazy kozłowe, ujęcia, syfony itd. [Studium Gospodarki Wodą 1975].

Główne doprowadzalniki

Do rozprowadzenia wody z Nitki do poszczególnych zlewni cząstkowych służyło 7 głównych doprowadzalników o łącznej długości 71,5 km i zakładanej przepustowości od 0,15 do 3,00 m^3/s. Są to dane projektowe, w rzeczywistości przepustowość doprowadzalników mogła być znacznie mniejsza. Najważniejszym z tych doprowadzalników był kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska, zasilający zlewnię Włodawki (w tym zbiornik Wytyczno – fot. 2 – i kompleks Krowiego Bagna). Ze względu na szkody górnicze spowodowane przez kopalnię Bogdanka kanał ten został wyłączony z eksploatacji. Istotne znaczenie mają obecnie doprowadzalniki zasilające główne zbiorniki: Dratów-Mytycze oraz Kropiwki-Zahajki-Mosty [Studium Gospodarki Wodą 1975].

Fot. 2. Zbiornik Wytycki (fot. D. Urban)

Zbiorniki i stawy

W Systemie KWK zrealizowano 12 zbiorników retencyjnych o łącznej powierzchni 2591 ha, pojemności całkowitej 53,9 hm^3 i pojemności użytecznej 48,6 hm^3. W rzeczywistości pojemności eksploatacyjne okazały się znacznie niższe od projektowanych. Stawy rybne związane z Systemem KWK, o powierzchni ogroblowanej 2105 ha, powstały kilkadziesiąt bądź kilkaset lat przed powstaniem KWK i zasilane były pierwotnie z lokalnych cieków [Studium Gospodarki Wodą 1975]. W związku z budową KWK stawy rybne stały się istotnym, a w końcu jedynym odbiorcą wody na Polesiu Lubelskim.

9.1.3. Gospodarka wodna Systemu KWK

9.1.3.1. Zakładana koncepcja gospodarki wodnej

Na etapie projektu generalnego łączne zapotrzebowanie wody Systemu KWK szacowano na 224,2 hm^3, w tym 80,0 hm^3 na zalew „nawożący" na przedwiośniu na powierzchni 54 375 ha [Projekt generalny 1954]. W trakcie dalszych prac dane te istotnie skorygowano. Pobór wody do Systemu w roku średnio suchym ustalono na 414,0 hm^3, w tym z Wieprza 355,6 hm^3, reszta ze zlewni własnych, straty wody szacowano na 106,4 hm^3 (25,7%). Zakładano pobór dla nawodnień wiosennych (nawożących i ocieplających) w wysokości 79,9

hm^3 oraz pobór dla nawodnień wegetacyjnych 174,0 hm^3. Tylko ta ostatnia liczba została (w zasadzie) potwierdzona w praktyce w trakcie wieloletniej eksploatacji KWK. Pobory z Wieprza były znacznie mniejsze od zakładanych, zwłaszcza wobec całkowitej rezygnacji z nawodnień wiosennych. Zasadnicza koncepcja gospodarki wodnej Systemu KWK została jednak w zasadzie utrzymana. Sprowadza się ona do czterech głównych czynności: pobór wody z Wieprza, transport wody korytem KWK, retencjonowanie wody w zbiornikach oraz rozbiór wody do odbiorców, tj. do stawów i do niedawna również na użytki zielone.

Uwaga: Dane liczbowe o wielkości poboru do KWK i rozbioru wody z KWK obarczone są znacznymi, ale niemożliwymi obecnie do oszacowania błędami. Podawane wielkości należy traktować jedynie jako orientacyjne.

9.1.3.2. Dojrzała gospodarka wodna

Pod koniec lat 70. XX wieku gospodarka wodna w Systemie KWK osiągnęła stan, który możemy określić jako dojrzały, pomimo tego, że rozbudowa sieci nawadniającej wciąż jeszcze trwała. Sprawnie działały służby eksploatacyjne, gwarantujące poprawną sprawozdawczość w formie miesięcznych i rocznych meldunków [Raporty 1976, 1980]. W suchym roku 1976 pobór wody z Wieprza do KWK osiągnął swe maksimum. Z kolei w mokrym roku 1980 pobór ten osiągnął swe minimum. W tych latach wyraźna jest zależność poboru i rozbioru wody od potrzeb wynikających z bieżących warunków klimatycznych. Poniżej zestawiono podstawowe dane dla tych dwu lat.

Pobory i straty wody w Systemie KWK w latach 1976 i 1980 (tys. m^3)

Rok	1976	1980
Pobór z Wieprza	186,99	56,798
Pobór na stawy (łączny)	69,089	30,624
Pobór na użytki zielone (łączny)	47,729	4,837
Łącznie pobory gospodarcze	116,818	35,461
Sumaryczne straty	70,172	21,337
To jest %	37,5	37,6

9.1.3.3. Zdegradowana gospodarka wodna

Ostatnie posiadane dane dotyczące gospodarki wodnej w Systemie KWK świadczą o jej głębokiej degradacji [Raporty 2000-2008]. W latach 2005-2008 roczne pobory wody z Wieprza wynosiły około 90 hm^3. Pozornie pobór był zadowalający. Niestety rozbiór był całkowicie zdegradowany. Woda z KWK nie była pobierana na użytki zielone, gdyż kierowano ją w całości

na stawy rybne i do zbiorników retencyjnych, które w sensie gospodarczym stały się ekstensywnymi stawami hodowlanymi. W zbiornikach wodę magazynowano, ale nie pobierano jej do nawodnień. Była to swego rodzaju „bierna" gospodarka wodna.

W sensie bilansowym głównym odbiorcą wody są obecnie jej straty. Sens realny jest oczywiście inny, gdyż straty w Systemie KWK oznaczają niekontrolowane zasilanie sieci rzecznej, a w następstwie zwiększenie zasobów wodnych małych i średnich zlewni. W jakiejś mierze, choć w zupełnie niekontrolowany sposób, wspomniane straty mogą być wykorzystane w zastępczej gospodarce wodnej. Jednakże w ostatecznym rachunku woda pobrana w Borowicy z Wieprza trafia głównie przez Tyśmienicę koło Kocka do Wieprza, a także przez Krznę koło Nepli do Bugu. W jakiejś mierze zasilane są również Mogielnica i Świnka. Stratami z KWK nie jest zasilana Włodawka.

Przykładowo w 2008 r. z Wieprza pobrano 85 059 tys. m^3 wody, z czego na stawy rybne skierowano 39,019 tys. m^3 (45,9%). Nie pobierano wody do nawodnień użytków zielonych. Bilansowe straty w Systemie KWK wyniosły 46 040 tys. m^3 (54,1%). Trzeba wyraźnie stwierdzić, że taka gospodarka wodna w swej istocie oznacza przekreślenie podstawowej koncepcji Systemu KWK i zakwestionowanie wieloletniego dorobku teoretycznego i praktycznego. Degradacja jest bardzo głęboka.

9.1.3.4. Zastępcza gospodarka wodna w rejonie KWK

Dane przedstawione w punkcie 9.1.3.3 nie oznaczają całkowitego zaniechania nawodnień w rejonie KWK, ale nawodnienia te są prowadzone w sposób odległy zarówno od pierwotnych koncepcji melioracyjnych, jak i od zasad racjonalnej gospodarki wodnej. W istocie jest to stosowanie regulowanego odpływu z wykorzystaniem niektórych istniejących budowli piętrzących na sieci podstawowej i szczegółowej. Dane statystyczne GUS dotyczące nawodnień zestawiane są w układzie powiatowym i nie jesteśmy w stanie jednoznacznie określić, czy w każdym przypadku dotyczą one rejonu KWK. Na podstawie danych dla roku 2017 [Urząd Statystyczny w Lublinie 2018] możemy stwierdzić, że w powiatach bialskim, chełmskim, parczewskim, radzyńskim i włodawskim łącznie nawadniane było 4116 ha, przy poborze rocznym 5,1 hm^3 wody. W stosunku do pierwotnych potrzeb rejonu KWK są to wartości śladowe.

9.1.4. Krowie Bagno

Krowie Bagno jest największym zwartym, pojeziernym kompleksem torfowym na Polesiu Lubelskim. Położone jest w górnej części zlewni Włodawki (dorzecze Bugu), na południowy wschód od jeziora (obecnie zbiornika retencyjnego) Wytyczno. Pierwotnie

zbiornik ten był zasilany z kanału Wieprz-Krzna poprzez kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska. Od wielu lat zasilanie to nie jest możliwe na skutek rozwoju szkód górniczych kopalni węgla kamiennego Bogdanka. W związku z tym zarówno zbiornik Wytyczno, jak i łąki na Krowim Bagnie mogą być zasilane wyłącznie ze zlewni własnych. Prace projektowe na Krowim Bagnie poprzedzone zostały szerokimi badaniami torfoznawczymi [Okruszko, Zawadzki 1975]. Torfowisko obejmuje 3393 ha i dzieli się na trzy kompleksy wilgotnościowo-glebowe: mokry A (miejscami okresowo mokry AB) – 1707 ha, wilgotny B – 1016 ha oraz okresowo posuszny B – 670 ha. Podział ten jest bardzo istotny, gdyż w pierwszym okresie użytkowania nie przewidywano nawadniania łąk na glebach zaliczonych do kompleksu mokrego, w związku z czym sieć nawadniająca nie objęła połowy powierzchni Krowiego Bagna. Miał tam być stosowany wyłącznie regulowany odpływ. Według ocen z 1975 r., mniej więcej co 30 lat na zmeliorowanych torfowiskach powinny być przeprowadzone prace modernizacyjne, ze szczególnym uwzględnieniem zmian parametrów glebowych, a także następstw osiadania powierzchni terenu. Czas, jaki minął od przeprowadzenia melioracji na torfowiskach Krowiego Bagna już przekracza zakładane 30 lat, natomiast dla wielu innych torfowisk Polesia Lubelskiego wynosi od 40 do 60 lat. Świadczy to o konieczności uwzględnienia zmian siedliskowych, jakie nastąpiły od powstania Systemu KWK. Jeżeli przyjmiemy, że słuszne jest teoretyczne kryterium modernizacji co 30 lat sieci szczegółowej na glebach organicznych, to trzeba by postulować pilne przeprowadzenie modernizacji nie tylko na Krowim Bagnie, lecz na także na całym obszarze Systemu KWK. Tego jednak nie da się zrobić w dającej się określić przyszłości. Dochodzimy w ten sposób do granicy realnych możliwości, które znacznie odbiegają od teoretycznych ustaleń.

Potrzeba istotnej modernizacji jest szczególnie pilna na Krowim Bagnie, gdzie przeprowadzone jeszcze w 2001 r. [Łoś, Panasiuk 2002] prace terenowe wykazały, że ekspansja drzew i krzewów objęła 15,5%, łąki jednokośne zajmowały 14,3%, a łąki dwukośne 52,8% powierzchni torfowiska. Część łąk była okresowo wypasana. Na szczególną uwagę zasługuje prowadzona wówczas (być może także obecnie) gospodarka wodna na Krowim Bagnie. Jest to swoisty przykład ekstensywnego (wybiórczego, na zasadzie „co się jeszcze da") wykorzystania fragmentów bardzo dużego, w znacznej mierze już nieczynnego systemu nawodnieniowego. System ten oparty był na pompowni Wytyczno, podającej wodę ze zbiornika do doprowadzalnika Południe o długości 8,4 km i przepustowości 1,8 m^3/s [Łoś 1987]. Na początkowym odcinku doprowadzalnik ten przecina głębokie torfy podścielone gytią. W tych warunkach konieczne było wykonanie opartego na palach żelbetowego akweduktu o długości 2,4 km. Było to rozwiązanie wyjątkowe w skali Polski. Cały wysiłek skierowany był na

zapewnienie niezależnego doprowadzenia i odprowadzenia wody do poszczególnych kwater nawodnieniowych, co dawałoby pełną swobodę w gospodarce łąkarskiej. Prognozowano, że w ten sposób utworzy się zintegrowany system melioracyjny odpowiadający wymogom wielkotowarowych gospodarstw XXI wieku. Życie nie potwierdziło tych prognoz. Co gorsze, obserwacje realnej gospodarki rolnej, jak i gospodarki wodnej w pierwszych dwu dekadach XXI wieku na Krowim Bagnie, a także na całym Polesiu Lubelskim zmuszają do wielkiej ostrożności przy formowaniu jakichkolwiek prognoz.

Stan gospodarowania na Krowim Bagnie opisali Gajda i in. [2012]. Wymienili oni dwie duże spółki posiadające 643 i 1040 ha użytków zielonych przy obsadzie 20 i 86 sztuk bydła na 100 ha UR. Wymienili także cztery gospodarstwa indywidualne posiadające od 5 do 25 ha użytków zielonych, przy obsadzie od 130 do 200 sztuk bydła na 100 ha UR. Na podstawie tych danych można stwierdzić, że poziom gospodarki hodowlanej jest na Krowim Bagnie bardzo zróżnicowany, a poziom gospodarki wodnej ekstensywny, a nawet prymitywny. Stosuje się regulowany odpływ przez piętrzenie na tych budowlach szczegółowych czy podstawowych, które jeszcze do piętrzenia się nadają, podczas gdy większość piętrzeń jest zdewastowana lub po prostu nieużytkowana. Pojęcie „niezależna kwatera nawodnieniowa" straciło pierwotny sens, gdyż z poszczególnych budowli obsługuje się kilka albo i kilkadziesiąt przyległych kwater, bez możliwości optymalizacji rzędnej zwierciadła wody. Nie są kontrolowane pobór wody ani intensywność nawodnień. Po prostu częściowo wstrzymuje się odpływ wody, aby osiągnąć jakąś poprawę stosunków wodnych gleby. Określenie „jakaś poprawa" jest nieprecyzyjne, tak jak wysoce nieprecyzyjny, ale bardzo pesymistyczny jest obraz obecnego stanu gospodarki wodnej na Krowim Bagnie.

Na ten obraz można spojrzeć jednak inaczej, odkładając na bok dawne wielkie koncepcje, zdecydowanie nieprzystające do obecnej rzeczywistości. Pierwsze stwierdzenie to fakt trwałego oddzielenia Krowiego Bagna od reszty Systemu KWK. Od kilku dekad mamy całkowicie autonomiczny system wodny Włodawki, którego głównymi elementami są zbiornik Wytyczno i kompleks Krowiego Bagna, ale także mniejsze obiekty położone wzdłuż Włodawki i jej dopływów. Drugie stwierdzenie to sprecyzowanie gospodarczych, społecznych i ekologicznych potrzeb i możliwości odnoszących się do terenów dolinowych w zlewni Włodawki. W szczególności potrzeby te muszą być odniesione do zasobów glebowych, zwłaszcza do zasobów gleb organicznych, a w skrajnym podejściu do zasobów węgla (jako pierwiastka), zmagazynowanych w dolinach Włodawki i jej dopływów. Równocześnie i równorzędnie potrzeby muszą być odniesione do ludności rolniczej związanej z tymi terenami. Nie powinniśmy dopuścić do zmarnowania zasobów przyrodniczych oraz zasobów

ludzkich. Dopiero na takiej podstawie można określić kierunki modernizacji systemu wodnego w zlewni Włodawki, a w jego ramach systemu Krowiego Bagna.

9.1.5. Melioracje a ochrona przyrody

Problem ogólny: „melioracje a środowisko w Polsce", a także problem szczegółowy: „System KWK a przyroda Polesia Lubelskiego", mają bardzo bogatą historię i bardzo obfitą literaturę. Postrzeganie i opisywanie tych problemów, a zwłaszcza ich eksponowanie i dyskutowanie, istotnie zmieniały się w czasie. Szersze ich omówienie odnośnie do Polesia Lubelskiego można znaleźć w pracy Kac i in. [2002]. W latach 50., 60. aż mniej więcej do połowy lat 70. główny nacisk położony był na objęcie melioracjami jak największych powierzchni użytków zielonych i szybką intensyfikację hodowli bydła, opartą głównie na świeżej trawie i sianie. Ochrona środowiska sprowadzała się przede wszystkim do zapewnienia nawodnień (z reguły podsiąkowych), gdyż silny nacisk kładziono na ochronę gleb organicznych przed przyśpieszonym murszeniem. Od lat 70. narastała, prowadzona z pozycji ekologicznych, krytyka melioracji na Polesiu Lubelskim. Zgłaszane były liczne postulaty dotyczące zmniejszenia intensywności odwodnienia, wprowadzenia wyłączeń obszarowych, stosowania „przyjaznych" rozwiązań technicznych itp. Jednocześnie powstanie i rozwój Lubelskiego Zagłębia Węglowego w nowym świetle postawiły problemy ochrony środowiska wodnego na Polesiu Lubelskim. W kontekście LZW sprowadzały się one do dwu głównych zagrożeń. Po pierwsze: chodziło o retencjonowanie i bezkolizyjne odprowadzanie zmineralizowanych wód dołowych z kopali w Bogdance, z pominięciem sieci nawadniającej KWK. Po różnych rozważaniach ostatecznie wody dołowe poprzez dolną Świnkę skierowano do Wieprza. Po drugie: chodziło o odwodnienie zapadlisk powstałych na użytkach rolnych na skutek podziemnej eksploatacji złóż węgla. Ostatecznie zrezygnowano z odwodnienia tych zapadlisk, tworząc ostoje dla fauny wodnej i błotnej. Równocześnie rozwój zapadlisk doprowadził do poważnego osiadania terenu na początkowym odcinku kanału Bogdanka-Wola Wereszczyńska, co uniemożliwiło doprowadzanie wody z KWK do zlewni Włodawki (w tym do zbiornika Wytyczno i na łąki Krowiego Bagna) oraz do górnej części zlewni Piwonii Parczewskiej, a więc na obszary intensywnej gospodarki łąkarskiej kombinatu PGR w Zienkach (tzw. zielona taśma).

Początek lat 90. XX wieku był przełomowy dla rolnictwa i ochrony środowiska na Polesiu Lubelskim. Przełom był wyraźny, ale jednostronny. Sprowadzał się do odwrotu od dotychczasowych tendencji rozwojowych, jednakże bez kompleksowego sformułowania nowych tendencji (oczekiwanych?, pożądanych?). W tych latach wykonano dwa podstawowe

kroki na drodze dalszego rozwoju. Dotyczyło to utworzenia Poleskiego Parku Narodowego oraz likwidacji państwowych gospodarstw rolnych. Dawało to szerokie możliwości działań ekologicznych na niektórych fragmentach Systemu KWK. Na tle ogólnopolskich zmian stosunków polityczno-gospodarczych, w tym wahań opłacalności produkcji rolnej oraz zmian demograficznych na wsi, pojawiły się nowe tendencje, nie zawsze wystarczająco poznane i opisane. Pojawił się stan długotrwałej niepewności co do perspektyw rozwoju rolnictwa na Polesiu Lubelskim.

Ten stan niepewności nasilił się na początku XXI wieku w związku ze staraniami akcesyjnymi, a następnie w związku z przyjęciem Polski do Unii Europejskiej (2004). Zakładano upodobnienie rolnictwa polskiego do rolnictwa zachodnioeuropejskiego, co było określeniem wieloznacznym. W hodowli bydła nastąpiła istotna koncentracja przez eliminację małych producentów mleka. Pozostali nieliczni, znaczący producenci. Hodowla bydła rzeźnego oparta jest głównie na dużych fermach, nie zawsze związanych z gospodarką łąkarską. Znaczna cześć bazy paszowej oparta jest na produkcji polowej (kukurydza, lucerna, słonecznik), a także na paszach przemysłowych. W tej sytuacji w wielu gminach występuje nadmiar użytków zielonych. Występuje też szachownica użytkowania: łąki dwukośne sąsiadują z łąkami jednokośnymi oraz z nieużytkami, pierwotnie trawiastymi, a obecnie poddanymi ekspansji chwastów i krzewów, niekiedy wręcz ekspansji lasów. W tej sytuacji mamy na zmeliorowanych łąkach niejako dwie szachownice: szachownicę realną, wynikającą z bieżących potrzeb i możliwości gospodarczych właścicieli gruntu, oraz szachownicę pożądaną, wynikającą z walorów ekologicznych. Te szachownice niestety zazwyczaj nie są zbieżne. Nadmiar użytków zielonych, a więc nadprodukcja paszy, nie zachęca do dbałości o poprawny stan sieci odwadniającej ani do staranności o poprawne, a często jakiekolwiek, prowadzenie nawodnień.

W wielu przypadkach konieczne jest przeprowadzenie na szeroką skalę prac komasacyjnych. W ogólnym zarysie jest to problem ogólnopolski: w miejscu rozproszonych działek upadających gospodarstw tradycyjnych (o powierzchni rzędu kilku czy kilkunastu hektarów) utworzenie gospodarstw farmerskich (o powierzchni kilkudziesięciu czy więcej hektarów). Umiarkowana koncentracja posiadania ziemi jest oczywistym następstwem koncentracji produkcji. Problem jest jednak głębszy, a przez to trudniejszy do wdrożenia. Poszczególne gospodarstwa dokonują trwałego wyboru kierunków produkcji, a to w ostatecznym rozrachunku musi prowadzić do stwierdzenia, czy dane gospodarstwo potrzebuje, czy też nie potrzebuje użytków zielonych. Wracamy znowu do problemu nadmiaru (okresowego?, trwałego?) użytków zielonych na Polesiu Lubelskim?

Na problemy ochrony środowiska i rozwoju rolnictwa (w tym melioracji) na Polesiu Lubelskim możemy spojrzeć także z szerszej perspektywy. W badaniach naukowych, w różnego rodzaju publikacjach, a także w działalności politycznej i administracyjnej podnoszony jest problem emisji dwutlenku węgla do atmosfery, czy szerzej biorąc problem zbyt intensywnego obiegu węgla (jako pierwiastka – C). W szczególności chodzi o pobieranie przez biosferę węgla z atmosfery, jego magazynowanie w biosferze, litosferze i hydrosferze oraz oddawanie węgla do atmosfery. Na tak rozumiany obieg węgla decydujący wpływ mają stosunki wodne. Pod koniec plejstocenu i w holocenie obfitość siedlisk wodnych (jeziora i bagna) na Polesiu Lubelskim sprzyjały gromadzeniu się węgla w związkach organicznych tworzących pokłady gytii i torfu. Nadmiar wody sprzyjał akumulacji węgla. Jednocześnie nadmiar wody od średniowiecza (może wcześniej?) hamował rozwój gospodarczy i demograficzny tego regionu. Prowadzone w wiekach XIX i XX melioracje umożliwiły rozwój, ale odbywało się to kosztem natężonego ubytku substancji organicznej i również natężonej emisji do atmosfery węgla zawartego w glebie. Są to dwa trwale ze sobą związane zjawiska. Można powiedzieć, że traconym z gleby węglem płaciło się za pozyskiwane plony rolne (głównie łąkowe). Obserwowany w ostatnim trzydziestoleciu kryzys rolnictwa (zwłaszcza hodowli) na Polesiu Lubelskim nie oznacza wstrzymania emisji węgla, ona trwa nadal, zwłaszcza w związku z zaniechaniem nawodnień. Można powiedzieć, że traconym z gleby węglem obecnie płaci się za zaniechanie pozyskiwania plonów. Problem jest bardzo obszerny i złożony, być może dlatego nie widać perspektyw na istotne zmiany w najbliższych latach.

9.1.6. Degradacja Systemu KWK

Zasadnicze zmiany polityczno-gospodarcze rozpoczęte w Polsce na początku lat 90. XX wieku w nowym świetle postawiły problemy dalszego rozwoju rejonu KWK. Środowisko specjalistów z zakresu rolnictwa i gospodarki wodnej zdawało sobie sprawę z konieczności dokonania zasadniczych zmian w tych dziedzinach, w szczególności znaczącego postępu technicznego i szeroko pojętej modernizacji i intensyfikacji działań technicznych. W ostatniej dekadzie XX wieku opracowano wiele studiów, które miały określić zasadnicze kierunki rozwoju w nadchodzącym XXI wieku. Przykładowo wymieńmy Ekspertyzę stanu KWK [1992], Program zwiększenia możliwości retencyjnych KWK [1997] oraz Studium zbiornika Oleśniki [2000]. Opracowania te formułowały zasady i kierunki optymalnej gospodarki wodnej na Polesiu Lubelskim. Na szczególną uwagę zasługuje powrót do koncepcji budowy w górnej części Systemu KWK zbiornika Oleśniki o pojemności całkowitej 32,0 hm^3. Zbiornik ten

mógłby w sposób zasadniczy usprawnić pobory wody z Wieprza. Były to jednak tylko studia i koncepcje, mające znikomy związek z rzeczywistością, która w znacznej mierze sprowadzała się do degradacji struktury technicznej Systemu i do zaniechania prowadzenia racjonalnej gospodarki wodnej [Łoś 2006]. Degradacja miała różne oblicza. Możemy mówić o degradacji przestrzennej, to jest o zaniechaniu zasilania z KWK zlewni małych rzek, np. Włodawki, górnej części Piwonii Parczewskiej, Piskornicy, Grabarki. Łączna powierzchnia zlewni zasilanych z KWK zmniejszyła się nominalnie z 3770 do 2764 km^2, tj. o 26,7%. Niestety, jest to wynik „brutto", ustalany w stosunku do poszczególnych zlewni. Wynik „netto" ustalany w stosunku do kwater nawodnieniowych jest zapewne znacznie gorszy, ale w chwili obecnej nie jesteśmy w stanie go oszacować. Istotna jest degradacja rozrządu wody, tj. zaniechanie nawodnień z KWK użytków zielonych. Oznaką degradacji są straty wody, która siecią rzeczną bezużytecznie odpływa do Wieprza i Bugu. Degradacja gospodarki wodnej na Polesiu Lubelskim wiąże się bezpośrednio z degradacją użytków zielonych, rozszerzeniem powierzchni niekoszonych lub koszonych sporadycznie, a szerzej biorąc niedostatecznym, czasem zaś złym wykorzystaniem potencjalnej bazy paszowej utworzonej przed laty dzięki realizacji Systemu KWK.

9.1.7. Perspektywa rewitalizacji Systemu KWK

Świadomy złego stanu gospodarki wodnej Lubelszczyzny Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Lublinie przygotował w drugiej dekadzie XXI wieku wiele programów dotyczących rozbudowy retencji, przeciwdziałania suszy, modernizacji melioracji itp. Polesia Lubelskiego (czasami całej Lubelszczyzny) Trzeba zwrócić uwagę na Program rewitalizacji Systemu KWK [Jakimiuk, Pichla 2016; Michalczyk 2015]. Ma ona objąć modernizację urządzeń szczegółowych na powierzchni 49,8 tys. ha użytków zielonych oraz 2,4 tys. ha stawów rybnych, modernizację koryta KWK na całej trasie, modernizację doprowadzalników na długości 138,5 km i modernizację zbiorników retencyjnych o łącznej powierzchni 4498,5 km. Ponadto przewidziano budowę zbiornika retencyjnego w Oleśnikach o pojemności 32,0 hm^3. Program jest kompleksowy i bardzo obszerny, można powiedzieć, że jest wielki. Może zbyt wielki. Dla KWK opracowano w przeszłości parę wielkich programów, które w końcu zostały zaniechane czy przerwane. Dzisiaj trudno cokolwiek wiążącego powiedzieć o perspektywach czasowych tak dużych inwestycji. Wracamy do problemu niepewności: czasowej i rzeczowej. Niepewności uzasadnionych zwłaszcza wobec zasadniczych zmian w zarządzaniu gospodarką wodną w Polsce i przejęciu kompetencji

dotyczących melioracji przez nowo utworzone „Wody Polskie”. A także niepewności co do kierunków długofalowego rozwoju rolnictwa w Polsce.

9.1.8. Potrzeba innej perspektywy

Myśląc o rewitalizacji, odbudowie czy też modernizacji Systemu KWK, warto na chwilę zatrzymać się przy kilku uwarunkowaniach, powszechnie znanych, ale jakby pomijanych w analizach. Rejon KWK jest bardzo zróżnicowany. Wyraźna jest granica, przebiegająca koło Sosnowicy, pomiędzy częścią południową (pojezierną) a częścią północną (podlaską). Możemy powiedzieć, że jest to granica regionalna. Ale są także granice eksploatacyjne, oddzielające zlewnie zasilane z KWK grawitacyjnie od zlewni, które w przeszłości były zasilane przez nieeksploatowane obecnie pompownie. Są fragmenty zlewni wyłączone z eksploatacji rolniczej ze względu na wymogi ekologiczne, a także inne fragmenty zlewni wyłączone ze względu na szkody górnicze. Tak czy inaczej, rejon KWK nie jest jednolity ani pod względem gospodarczym, ani pod względem przyrodniczym. Ta różnorodność musi być uwzględniana w koncepcjach modernizacyjnych. Należy także zwrócić uwagę na problem trwałej (może tylko długotrwałej?) nadprodukcji siana czy zielonki w wielu gminach. Problem nadmiaru użytków zielonych pojawiał się na Polesiu Lubelskim pół wieku temu i odżywa cyklicznie w rytmie zmian gospodarczych w rolnictwie, a zwłaszcza zmian opłacalności produkcji zwierzęcej. Okresowo powraca – czasami podnoszony, ale nigdy nierozwiązany – problem pozarolniczego wykorzystania nadwyżek siana, np. do celów energetycznych, jako jeszcze jednego źródła energii odnawialnej. W tym przypadku konieczna jest jednak głębsza analiza, czy w ostatecznym bilansie osiągniemy ograniczenie emisji CO_2, czy też doprowadzimy do jej nasilenia.

Na zakończenie problem ostatni, najtrudniejszy, ale chyba niemożliwy do ominięcia. Problem ten sprowadza się do pytania: czy jesteśmy zdolni zachować całe dziedzictwo po inżynierze Kwapiszewskim? Inaczej mówiąc: czy jesteśmy w stanie utrzymać tak wielki system melioracyjny? W skrócie: czy jesteśmy w stanie odtworzyć i utrzymać nawodnienie na zwartym obszarze około 70 tys. ha? Sześćdziesiąt lat temu wydawało się to realne i łatwo osiągalne. Dzisiaj coraz bardziej wątpimy. Nie można wykluczyć, że w przyszłości, niekoniecznie odległej, zapadnie decyzja o minimalizacji Systemu KWK, przy zachowaniu koryta, czyli „Nitki”, wraz z budowlami. Zachowanie głównych zbiorników z grawitacyjnymi doprowadzalnikami oraz sieci nawadniającej tam, gdzie będzie możliwa jej intensywna i bezkolizyjna eksploatacja. Wspomnieliśmy już o wyłączeniu z Systemu KWK zlewni Włodawki ze zbiornikiem Wytyczno i kompleksem Krowiego Bagna. Takich wyłączeń może

być więcej. Wyłączenie określonych obszarów z Systemu KWK może, ale nie musi oznaczać rezygnacji z ich rolniczej eksploatacji,ani nawet z prowadzenia nawodnień na tych obszarach. Można sobie wyobrazić, że na obrzeżach zredukowanego („odchudzonego") Systemu KWK powstaną mniejsze systemy melioracyjne wykorzystujące jedynie wody własne na potrzeby produkcji łąkarskiej. Można sobie wyobrazić także małe systemy melioracyjne o charakterze nieprodukcyjnym, wyłącznie ekologiczne, np. wspierające procesy torfotwórcze i hamujące emisję CO_2. Wszystko jest otwarte. Pytanie: czy jesteśmy gotowi na podjęcie decyzji, które zdeterminują rozwój wsi na Polesiu Lubelskim na kilka najbliższych dekad?

Piśmiennictwo

1. Ekspertyza stanu urządzeń wodnych i funkcjonowania gospodarki wodnej w Rejonie KWK oraz możliwości ich dostosowania do wymogów ekologicznych. 1992. BPWMiOŚ w Lublinie, ss. 135.
2. Gajda J., Ćwintal H., Panasiuk K. 2012. Zmiany warunków gospodarowania na zmeliorowanym torfowisku na przykładzie Krowiego Bagna. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, 3, 119-128.
3. Jakimiuk S., Pichla A. 2016. Współczesne problemy rozwoju gospodarki wodnej w województwie lubelskim. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, 4, 152-163.
4. Kaca E., Łoś M. J., Zawadzki S. 2002. Melioracje a ochrona przyrody. [W:] red. Radwan S., Gliński J., Geodecki M., Rozmus M., Środowisko przyrodnicze Polesia – Stan aktualny i zmiany. Acta Agrophysica, 66, 197-217.
5. Kwapiszewski J. 1956. Budujemy kanał Wieprz-Krzna, Warszawa, ss. 91.
6. Łoś M.J. 1987. Gospodarka wodna i ochrona środowiska Krowiego Bagna. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, 1, 6-10.
7. Łoś M.J. 2006. Dezintegracja Systemu kanału Wieprz-Krzna na tle kryzysu nawodnień w Polsce. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, 1, 3-7.
8. Łoś M.J., Panasiuk K. 2002. Present land use in Krowie Bagno peatland. [W:] red. Ilnicki P., Restoration of carbon sequestrating capacity and biodiversity in abandoned grassland on peatland in Poland. Poznań 2002.
9. Michalczyk Z. 2015. Stan i perspektywy funkcjonowania kanału Wieprz-Krzna. [W:] Potencjał Polesia Lubelskiego a zrównoważony rozwój Transgranicznego Rezerwatu Biosfery Polesie Zachodnie. Łęczna.
10. Program zwiększenia możliwości retencyjnych Systemu KWK w powiązaniu z wymogami ekologicznymi i gospodarczymi. 1997. BPWMiOŚ w Lublinie, ss. 143.

11. Projekt generalny KWK. BPWM w Warszawie. 1954. Pracownia w Lublinie, maszynopis, ss. 219.
12. Projekt wstępny KWK. Objaśnienie techniczne. BPWM w Warszawie. 1954. Pracownia w Lublinie, maszynopis, ss. 121.
13. Studium Gospodarki Wodnej KWK. 1975. CBSiPWM Bipromel w Warszawie, maszynopis, ss. 19.
14. Studium optymalizacji rozwiązań technicznych, przestrzennych i kosztów dla planowanego na rzece Wieprz zbiornika Oleśniki. 2000. ODiS w Lublinie, maszynopis, ss. 43.
15. Raporty WZMiUW w Lublinie. Meldunki z poboru i dyspozycji wody z KWK, lata 1976-2008, rękopisy.
16. Urząd Statystyczny w Lublinie. Województwo Lubelskie, Podregiony, Powiaty, Gminy. Rocznik 2018.

Ryszard Baryła, Mariusz Kulik, Danuta Urban

9.2. Torfowisko Krowie Bagno

9.2.1. Wstęp

Krowie Bagno (fot. 1) zlokalizowane jest w subregionie Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, wchodzącym w skład Polesia Lubelskiego (Polesia Zachodniego). Jest to rozległy kompleks torfowiskowy o powierzchni około 3433 ha [Borowiec 1980; Okruszko, Zawadzki 1975], a z obrzeżami o glebach mineralno-organicznych i mineralnych wyspach występujących w obrębie torfowiska to obszar około 4500 ha [Gajda 1987]. Kompleks ten położony jest w rozległym obniżeniu pomiędzy Garbem Włodawskim od północy a Wałem Uhruskim od południa [Bałaga i in. 1964]. Powierzchnia torfowiska Krowie Bagno jest stosunkowo płaska o wysokości hipsometrycznej 166,1-167,1 m n.p.m. i łagodnie opada od zachodu na wschód z wyraźnym wypiętrzeniem w części środkowej. Od północy i zachodu do torfowiska przylega poziom wyższy (167,5-170,0 m n.p.m.) na ogół płaski, zbudowany z piasków, pod którymi cienką warstwą zalegają utwory piaszczyste i ilaste. Wschodnia i południowo-wschodnia część torfowiska otoczona jest równiną denudacyjną o znacznie większej wysokości w stosunku do północnej (170-175 m n.p.m.). Na jej powierzchni zalegają gliny zwałowe oraz ich eluwia [Okruszko, Zawadzki 1975].

Fot. 1. Krowie Bagno w pobliżu Kulczyna – widok od południa (fot. D. Urban)

9.2.2. Materiały

Historię obiektu Krowie Bagno i jego stan aktualny przedstawiono na podstawie dostępnych danych z licznych opracowań naukowych [Bałaga i in. 1981; Borowiec 1980; Łoś, Panasiuk 2002; Olszewski i in. 1964; Okruszko, Zawadzki 1975; Buczek, Urban 2004, 2008; Urban, Mikosz 2009], publikacji zamieszczonych w czasopismach techniczno-naukowych oraz materiałów kartograficznych i innych publikacji.

9.2.3. Retrospekcja

Torfowisko Krowie Bagno charakteryzowało się w przeszłości brakiem wyraźnie wyodrębnionych cieków wodnych. Jedynie w północnej jego części zaznaczała się strefa górnego odcinka rzeki Włodawki, która dopiero poza jego zasięgiem formułowała szeroką, słabo wciętą i zatorfioną dolinę. Ze wschodniej części torfowiska wypływała rzeka Krzewianka (prawostronny dopływ Włodawki) bez wyraźnie utworzonej dolinki, a samo torfowisko leży jak gdyby na międzyrzeczu wymienionych cieków wodnych [Okruszko, Zawadzki 1975]. Od północnego zachodu torfowisko graniczy z Jeziorem Wytyckim, które w przeszłości było największym (o powierzchni około 202 ha) jeziorem na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, pełniącym następnie funkcję zbiornika retencyjnego o powierzchni lustra wody 487 ha [Łoś 1987].

9.2.4. Gleby

Rzeźba podłoża torfowiska Krowie Bagno cechuje się występowaniem wielu większych lub mniejszych zagłębień, z których najgłębsze w formie rynien sięgają do 10 m poniżej powierzchni torfowiska. Rynny najniżej zlokalizowane w rzeźbie podłoża zalega gytia, która występuje w trzech wyraźnie wyodrębnionych płatach, a jej miąższość dochodzi do 4,5 m [Bałaga i in. 1964; Borowiec 1980; Okruszko, Zawadzki 1975]. Występowanie gytii świadczy o tym, że w przeszłości występowały tu zbiorniki wodne (jeden lub kilka), które z czasem w zróżnicowanych warunkach klimatycznych systematycznie zarastały. Dowodem tego są zalegające na pokładach gytii warstwy torfu trzcinowego, trzcinowo-turzycowego i turzycowego [Bałaga i in.1964; Okruszko, Zawadzki 1975]. Pozostałościami po tych zbiornikach są obecnie występujące oczka wodne o różnej powierzchni lustra wody i jeziora: Laskie, Hańskie, Lubowierz, Lubowierzek i Krychowskie [Łoś 1987]. Rozwój torfowiska związany był bezpośrednio z czynnikami biologicznymi i hydrogeologicznymi omawianego obszaru. Głęboka niecka torfowiska, otoczona od strony południowej i południowo-zachodniej nieprzepuszczalnymi utworami, przejmowała wody gruntowe, a od północy spływające z Garbu Włodawskiego wody powierzchniowe [Okruszko, Zawadzki 1975].

Z badań przeprowadzonych przez Okruszkę i Zawadzkiego [1975] wynika, że torfowisko Krowie Bagno budują następujące układy glebowo-stratygraficzne:

I. Układy z torfem mechowiskowym w warstwie powierzchniowej:

1. Mechowiskowy.
2. Szuwarowo-mechowiskowy.

II. Układy z torfem turzycowiskowym w warstwie powierzchniowej:

1. Turzycowiskowy.
2. Szuwarowo-turzycowiskowy.
3. Olesowo-turzycowiskowy.

Układ z torfem mechowiskowym tworzy dwie duże powierzchnie o obszarze około 713 ha w północnej i północno-wschodniej części omawianego torfowiska. Miąższość złoża torfu dochodzi do 4,75 m (średnio około 2,8-3,3 m) z dominacją występowania w stropie, jak i spągu torfu mechowiskowego. Układ z torfem szuwarowo-mechowiskowym najczęściej otacza układ mechowiskowy lub przylega do niego i zajmuje powierzchnię około 1178 ha. Z układem mechowiskowym łączy go występowanie w stropie torfu mechowiskowego (o miąższości warstwy 0,5-1,5 m), a w spągu torfu szuwarowego, zalegającego na gytii. Miąższość warstwy torfu waha się w granicach 2,50-4,47 m.

Układy z torfem turzycowiskowym w wierzchniej warstwie zlokalizowane są głównie w południowej i południowo-zachodniej części torfowiska Krowie Bagno. Układ z torfem turzycowiskowym ma stosunkowo niewielki udział w budowie tego torfowiska, ponieważ zajmuje tylko około 63 ha jego powierzchni, a miąższość warstwy torfu waha się w granicach 1,0 m. Układ olesowo-tyrzycowiskowy również tworzy niewielkie powierzchnie złoża torfu (około 44 ha) zlokalizowane w południowo-zachodnim fragmencie torfowiska. W spągu zalega torf olsowy zaroślowy o miąższości średnio 0,6 m, a w stropie torf turzycowiskowy w warstwie około 0,5 m o dużym stopniu rozkładu. Z kolei układ szuwarowo-turzycowiskowy występuje na znacznym obszarze, ponieważ zajmuje około 1395 ha powierzchni omawianego torfowiska, głównie jego południową część. Miąższość warstwy organicznej jest znacznie zróżnicowana, bo waha się w przedziale 0,8-5,0 m. W stropie znajduje się torf turzycowiskowy o miąższości 0,8-1,0 m zalegający na torfie szuwarowym (zwłaszcza trzcinowym) o dużym zróżnicowaniu miąższości (0,5-2,0 m).

9.2.5. Układ warunków wodnych

Złoże torfowiska Krowie Bagno tworzy równoleżnikowo ułożone nieckowate obniżenie o długości około 12 km i szerokości 3 km. Zachodnim jego skrajem w przeszłości płynął słabo

wyodrębniony ciek, będący górnym odcinkiem rzeki Włodawki. Wschodnim skrajem torfowiska przepływał również słabo wyodrębniony ciek, będący górnym odcinkiem rzeki Krzewianki. Torfowisko Krowie Bagno w przeszłości nie dysponowało wyraźnie wyodrębnionymi ciekami. Spływające z przyległych, wyżej położonych terenów wody miały utrudnione warunki odpływu, co sprzyjało intensywnym procesom torfotwórczym. W różnych okresach podejmowano próby regulacji warunków wodnych na omawianym obiekcie.

Pierwsza koncepcja zmian warunków wodnych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim powstała w 1829 r., co wiązało się z propozycją budowy kanału żeglownego łączącego Bug z Wieprzem na linii Włodawa-Łęczna. Miał on spełniać funkcje komunikacyjne i melioracyjne [Łoś 1987]. Pierwsze prace związane z regulacją stosunków wodnych na Pojezierzu przeprowadzono w drugiej połowie XIX wieku [Roztworowski 1882]. Wykonano rowy oraz kanały łączące jeziora, wzbogacając sieć hydrograficzną na wielu kompleksach torfowiskowych i likwidując znaczną część obszarów bezodpływowych. Należy przypuszczać, że w tym okresie prace związane z regulacją stosunków wodnych wycinkowo prowadzono na Krowim Bagnie, o czym świadczyły zarośnięte rowy, co stwierdzono w czasie badań gleboznawczych prowadzonych na początku lat 60. ubiegłego wieku [Olszewski i in. 1964]. Pierwsze prace melioracyjne na Krowim Bagnie w szerszym zakresie rozpoczęto w 1936 r. W ramach tych prac przez środek torfowiska z kierunku południowo-zachodniego na północno-wschodni przekopany został kanał z ujściem do Jeziora Hańskiego, który po kompleksowych melioracjach przeprowadzonych na tym obiekcie w latach 1977-1983 stał się rzeką Krzewianką. Kanał ten miał w koronie szerokość 3-4 m w górnym biegu, do 8 m – w dolnym, a szerokość dna około 1,6 m. Miał spadek w kierunku wschodnim i odbierał wody z wielu innych płytszych, zarośniętych rowów bocznych [Olszewski i in. 1964]. W tym czasie wykonano niewielką liczbę mniejszych rowów w północno-wschodniej części torfowiska. Prace te kontynuowano w latach 1940-1944 [Demianiuk 1986]. Efektami tych prac były kanał łączący Jezioro Hańskie z rzeką Włodawką oraz gęsta sieć rowów równolegle do siebie biegnących z ujściem do tego kanału [Olszewski i in. 1964]. Prawdopodobnie w tym czasie wykonano również pomelioracyjne zagospodarowanie. Potwierdzeniem tego była dominacja w latach 60. na tym obszarze zbiorowiska *Poa-Festucetum rubrae* [Jargiełło 1973]. Regulację stosunków wodnych na Krowim Bagnie na szeroką skalę przeprowadzono po włączeniu tego kompleksu torfowiskowego w system kanału Wieprz-Krzna, którego realizację rozpoczęto w 1954 r. [Łoś 1987]. Melioracje szczegółowe na tym obiekcie (rejon Hańska) wycinkowo rozpoczęto w 1970 r. [Demianiuk 1986]. Prawdopodobnie była to kontynuacja i modernizacja

regulowanych stosunków wodnych z lat 1940-1944. Kompleksową melioracje kompleksu torfowiskowego Krowie Bagno realizowano w latach 1977-1983 [Demianiuk 1986].

Projekt regulacji stosunków wodnych na kompleksie torfowiskowym Krowie Bagno zostały opracowane na podstawie wyników badań gleboznawczych i stratygraficznych [Okruszko, Zawadzki 1975]. Na podstawie tych badań wydzielono trzy kompleksy wilgotnościowo-glebowe:

1. Kompleks mokry i okresowo mokry (A i AB) w północnej części torfowiska na glebach o czynnym procesie torfotwórczym (Pt IIaa) oraz o niskim stopniu zmurszenia wierzchnicy torfowej (Mt Iaa) o powierzchni około 1707 ha.
2. Kompleks wilgotny (B) w środkowej części torfowiska na glebach o czynnym procesie torfotwórczym (Pt IIbb) oraz o niskim stopniu zmurszenia wierzchnicy torfowej (Mt Ibb) o powierzchni około 1016 ha
3. Kompleks okresowo posuszny (BC) w południowej części torfowiska, na średnio głębokich glebach o słabym stopniu zmurszenia wierzchnicy glebowej (Mt Ibb) o powierzchni około 670 ha.

9.2.6. Ocena stanu aktualnego warunków siedliskowych

Na podstawie zgromadzonych materiałów dokumentacyjnych dotyczących warunków siedliskowych regulacją stosunków wodnych objęto obszar 2777 ha i zagospodarowano pomelioracyjnie 2605 ha użytków zielonych [Demianiuk 1986]. Z melioracji wyłączono obszar około 315 ha (9,2% kompleksu torfowiskowego) w północnej jego części w sześciu enklawach, z których największe w obrębie jezior Hańsk (121 ha) i Laskie (97 ha) jako ostoje dla ptactwa i zwierzyny [Łoś 1987].

Na wniosek Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Lublinie ten fragment torfowiska został włączony w specjalny obszar ochrony siedlisk sieci Natura 2000 Krowie Bagno (PLH060011), zatwierdzony na mocy rozporządzenia Ministra Środowiska z 24.02.2014 r. [Dz.U z 2017 r.]. Obszar ten obejmuje powierzchnię 535,24 ha w północno-wschodniej części kompleksu torfowiskowego, którego część zajmują małe zanikające jeziora eutroficzne: Laskie, Hańskie, Lubowierz i Lubowierzek, otoczone przez zakrzaczone torfowiska niskie i przejściowe.

W ramach regulacji stosunków wodnych na Krowim Bagnie wykonano 17,7 km regulacji koryt rzecznych, 13,9 km doprowadzalników wody, 7 dużych budowli do piętrzenia wody oraz sieć rowów odwadniająco-nawadniających w rozstawie 200-300 m o średniej głębokości 2,3 m rowów III rzędu uzupełnioną drenowaniem (dreny plastikowe) w rozstawie

co 70 m [Demianiuk 1986]. Powierzchnia kwater jest zróżnicowana w zależności od potrzeb stosowania nawodnień (kompleksów wilgotnościowo-glebowych) i waha się w przedziale 30-70 ha.

Głównym dostarczycielem wody do nawadniania łąk na kompleksie torfowiskowym Krowie Bagno jest zbiornik Wytyczno, który miał być zasilany wodami z trzech źródeł:

- wodami z rzeki Wieprz poprzez kanał Wieprz-Krzna i jego odnogę kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska,
- ze zlewni własnej leżącej na południe i zachód od Krowiego Bagna o powierzchni około 103 km^2 (grawitacyjnie),
- z części zlewni i terenu Krowiego Bagna o powierzchni około 56 km^2 (przez pompownię w Wytycznie).

Kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska został wyłączony z eksploatacji, ponieważ przebiegał przez część obszaru Poleskiego Parku Narodowego, a więc zasilanie zbiornika Wytyczno ograniczono tylko do dwóch źródeł.

Na Krowim Bagnie główną oś odwodnienia stanowi rzeka Krzewianka, ciek sztuczny (wykonany na bazie Więziennego Rowu) o przebiegu równoleżnikowym i dwu kierunkach odpływu – na północny wschód grawitacyjnie, a na północny zachód do przepompowni i zrzut wody do zbiornika Wytyczno [Łoś 1987]. Na skutek takiego ukształtowania rzeki Krzewianki w poprzek torfowiska przebiega wododział, który przecina doprowadzalnik wody (doprowadzalnik „Południe") prowadzący wody ze zbiornika do nawodnień łąk w południowej części zmeliorowanego torfowiska (południowa strona od rzeki Krzewianki).

W tej części nawodnieniem objęto obszar około 1162 ha użytków zielonych (kompleks okresowo posuszny i częściowo wilgotny). Północna, zmeliorowana część kompleksu torfowiskowego (kompleks mokry i okresowo wilgotny) w trakcie prac projektowych została wyłączona z nawodnień z uwagi na korzystne warunki wilgotnościowo-glebowe (torfy mechowiskowe), zaprojektowano natomiast sieć rowów do odwadniania z wykorzystaniem wody do zasilania zbiornika Wytyczno. Prowadzenie nawodnień na tej części kompleksu torfowiskowego przewidziano w drugim etapie.

9.2.7. Torfowisko Krowie Bagno jako obiekt łąkowy

W przeszłości torfowisko to tylko w minimalnym stopniu wykorzystywane było jako źródło wartościowych pasz dla zwierząt trawożernych. Jak wynika z analizy botanicznej wierzchnicy zalegających gleb torfowych, dominującymi były zbiorowiska turzyc niskich (torfy mechowiskowe) i turzyc wysokich (torfy turzycowiskowe). Tylko obrzeża torfowiska

o glebach mineralno-organicznych i mineralnych zasiedlały prawdopodobnie zbiorowiska trawiaste i trawiasto-ziołoroślowe. Stopniowe obniżanie poziomu wód gruntowych w kompleksie torfowiskowym w wyniku systematycznego przyrostu substratu organicznego z obumierającej biomasy oraz prowadzonych znikomych prac melioracyjnych powodowało stopniową sukcesję zbiorowisk trawiastych, przystosowanych do zmiennych warunków wilgotnościowych. Przeprowadzone pod koniec lat 60. XX wieku badania fitosocjologiczne wykazały duże zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych (16 zbiorowisk), a dominującym było zbiorowisko trzęślicy modrej *Molinietum caeruleae* [Jargiełło 1973]. Wyodrębnione zbiorowiska nie były źródłem wartościowych pasz (z wyjątkiem zbiorowiska *Poa-Festucetum rubrae*), co w znacznym stopniu ograniczało intensyfikację rozwoju produkcji zwierzęcej, zwłaszcza chowu zwierząt trawożernych, zarówno w gospodarstwach indywidualnych, jak i państwowych gospodarstwach rolnych (PGR-ach). W związku z tym kompleks torfowiskowy Krowie Bagno został zmeliorowany i wykonano pomelioracyjne łąkarskie zagospodarowanie, w ramach którego wykonano tzw. pełną uprawę z wysiewem mieszanek traw z roślinami motylkowatymi w zależności od sposobu użytkowania (kośne lub pastwiskowe).

Korzystne warunki wilgotnościowe świeżo odwodnionych gleb organicznych oraz intensywna gospodarka łąkowa zapewniały utrzymanie korzystnego składu gatunkowego z dominacją wysianych traw. W okresie użytkowania zmieniał się sukcesywnie skład gatunkowy runi zbiorowisk wysianych mieszanek w zależności od ukształtowanych warunków siedliskowych oraz sposobu i intensywności użytkowania. Po około 10-12 latach użytkowania dominowały zbiorowiska łąk świeżych z rzędu *Arrhenatheretalia* (fot. 2) [Buczek, Urban 2004]. Na niewielkich obszarach (południowo-zachodnia część obiektu, kompleks wilgotnościowo-glebowy wilgotny) odnotowano znaczny udział w tym zbiorowisku pokrzywy zwyczajnej *Urtica dioica*, co świadczy o postępującym w szybkim tempie procesie murszenia. Duży wpływ na te zmiany miała również intensywność użytkowania. Z badań przeprowadzonych w pierwszych latach XXI wieku wynika, że z całej powierzchni porośniętej przez zbiorowiska trawiaste (obszar około 3000 ha) tylko 58,3% kosi się jest dwukrotnie, 15,8% to łąki jednokośne (w tym łąki trzęślicowe włączone w sieć Natura 2000 Krowie Bagno), a 3,6% powierzchni tych zbiorowisk jest użytkowane pastwiskowo. Około 23% tej powierzchni nie jest użytkowane rolniczo, a znaczną część tej powierzchni porastają zbiorowiska zaroślowe [Łoś, Panasiuk 2002].

Fot. 2. Łąki świeże z rzędu *Arrhenatheretalia* na Krowim Bagnie (fot. D. Urban)

9.2.8. Zagrożenia

W warunkach gleb organicznych bardzo ważne jest zapewnienie optymalnego uwilgotnienia ich wierzchnich warstw profilu glebowego, które zależy od poziomu wód gruntowych i stopnia rozkładu torfu w strefie podsiąku kapilarnego. Niski poziom wód gruntowych w okresie wegetacyjnym (poniżej 0,8-1,0 m w warunkach torfów średnio rozłożonych i 1,0-1,2 m słabo rozłożonych) może intensyfikować procesy murszenia i mineralizacji substratu organicznego wierzchnicy glebowej. Intensywne procesy murszenia, obejmujące warstwę korzeniową i podkorzeniową, obniżają zdolność podsiąku kapilarnego, a tym samym pogarszają warunki dla rozwoju roślinności trawiastej [Churski, Churska 1995]. W warunkach Krowiego Bagna, gdzie zostały wykonanie głębokie rowy melioracyjne (2,3 m) o szerokiej ich rozstawie (200-300 m), pomimo zastosowanego drenowania, istnieje niebezpieczeństwo niedoborów wody do nawodnień w okresie wegetacyjnym. Niebezpieczeństwo to wynika z dwóch powodów. Po pierwsze, został wyłączony z eksploatacji Kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska, który w okresach niedoboru wody w zbiorniku Wytyczno miał ją doprowadzać z kanału Wieprz-Krzna. Po drugie, w trzydziestoleciu 1986-2015 wzrosła znacznie temperatura powietrza w okresie wegetacyjnym z około 13,6°C w dziesięcioleciu 1976-1985 do 16,2°C średnio w latach 2006-2015 na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim [Kulik i in. 2017]. Szczególnie duży wzrost tych temperatur odnotowano w miesiącach letnich (VII-VIII). W 50-leciu (1966-2015) w 62% lat tego

okresu odnotowano suche i bardzo suche warunki wilgotnościowe w drugiej połowie okresu wegetacji (VII-IX). Nasuwa się więc pytanie, czy zasoby wodne z tzw. zlewni własnej pokryją potrzeby wodne zbiorowisk trawiastych całego kompleksu torfowiskowego Krowie Bagno, szczególne w latach o niskich sumach opadów.

Drugim niezmiernie ważnym problemem, zwłaszcza w warunkach gleb organicznych, jest utrzymanie optymalnego ich zadarnienia, które w największym stopniu zapewniają zbiorowiska trawiaste. W ostatnich latach na omawianym obiekcie obserwuje się ograniczenie intensywności użytkowania włącznie z jego zaniechaniem. Prowadzi to do degradacji składu gatunkowego roślin przez ustępowanie z runi wartościowych gatunków traw a wzrost udziału ziołorośli, co powoduje rozluźnienie darni. Duże zwarcie runi zabezpiecza większe uwilgotnienie wierzchnicy glebowej i słabsze jej napowietrzenie, ograniczając tym samym procesy mineralizacji. Skład gatunkowy zbiorowisk trawiastych w siedliskach pobagiennych w pierwszym okresie po zagospodarowaniu uzależniony jest od składu gatunkowego mieszanek trawiastych zastosowanych do obsiewu. W warunkach wieloletniego użytkowania ulega on mniejszym lub większym zmianom w zależności od warunków siedliskowych, sposobu i intensywności użytkowania [Baryła 2001; Baryła, Kulik 2011]. O trwałości zbiorowisk decyduje systematyczne wykorzystywanie ich biomasy. Ponadto zbiorowiska trawiaste są elementem w ochronie środowiska przyrodniczego, wykorzystują bowiem dużą ilość składników pokarmowych, w tym biogennych (związki azotu i fosforu), które w procesie mineralizacji organicznego substratu glebowego filtrują do wód gruntowych. W warunkach braku zainteresowania produkcją paszy z biomasy zbiorowisk trawiastych wskazane jest pozyskiwanie jej do innych celów.

9.2.9. Zmiany szaty roślinnej w okresie 50 lat

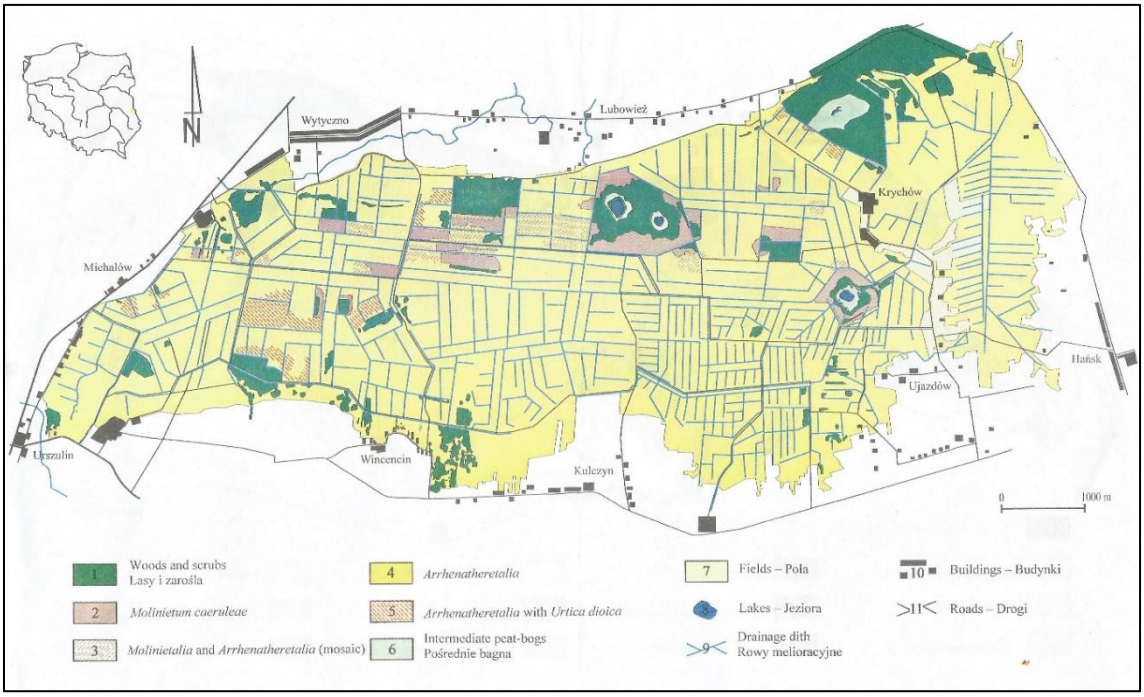
Badania fitosocjologiczne i florystyczne na terenie Krowiego Bagna prowadzili Jargiełło [1973, 1976a, b], Fijałkowski [1959, 1963, 1978, 1990, 1993], Fijałkowski i in. [2000], Lorens, Sugier [2004], a także Buczek i Urban [2004, 2008].

W obrębie kompleksu torfowiskowego Krowie Bagno jeszcze w latach 60. ubiegłego stulecia zmiennowilgotne łąki trzęślicowe *Selino-Molinietum* (*Molinietum caeruleae*) były dominującym typem fitocenozy. Zajmowały blisko połowę powierzchni [Jargiełło 1973, 1976a, b] tego największego na Polesiu Lubelskim zmeliorowanego kompleksu torfowisk (tab. 1, ryc. 1). Od tego czasu obszar zajmowany przez to zbiorowisko zmniejszył się w sposób drastyczny [Fijałkowski i in. 2000; Buczek, Urban 2004, 2008]. Uległa także znacznemu zmniejszeniu powierzchnia innych cennych zbiorowisk torfowisk niskich, jak: *Cladietum marisci* (pozostał tylko jeden mały płat zespołu), *Caricetum buxbaumii*, *Caricetum davallianae*,

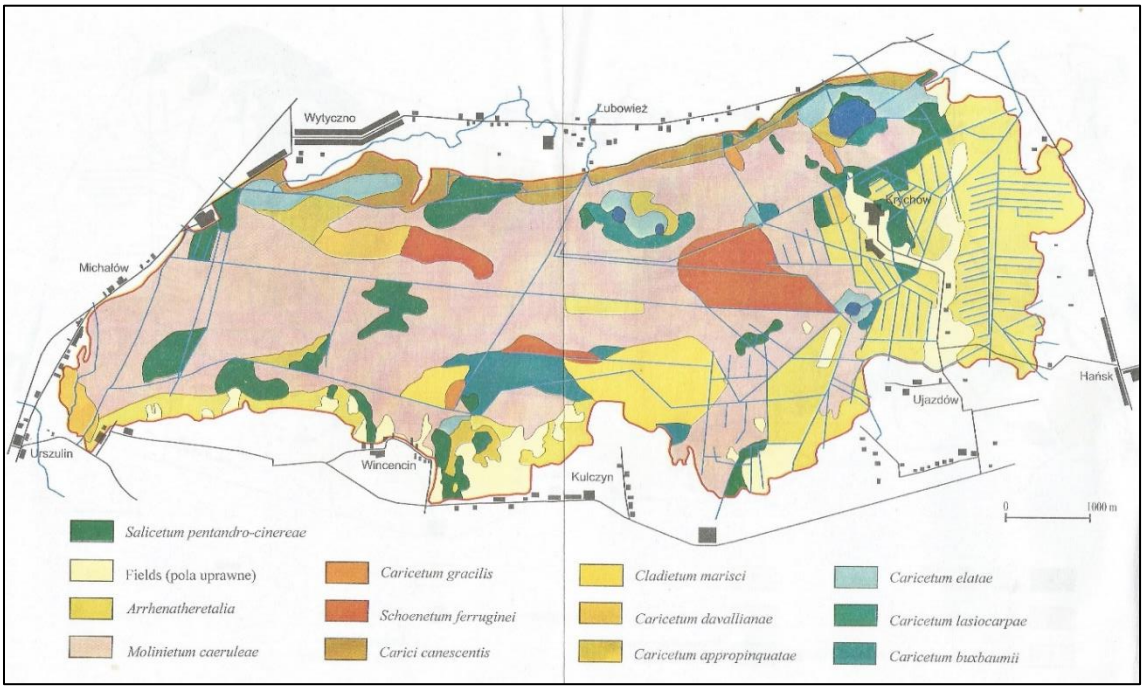
marzyca ruda *Schoenus ferrugineus*, a także szuwarowych *Caricetum appropinquatae*, *Caricetum elatae* i *Caricetum lasiocarpae* (tab. 1, ryc. 1, 2). Zwiększyła się prawie 5-krotnie powierzchnia zbiorowisk łąk świeżych z rzędu *Arrhenatheretalia* i ponad 2-krotnie zbiorowisk zaroślowych z klasy *Alnetea glutinosae.*

Tab. 1. Powierzchnia zbiorowisk roślinnych na Krowim Bagnie [wg Buczek, Urban 2004, 2008]

Zbiorowisko	Procent powierzchni wg Jargieło	Procent powierzchni
Cladietum marisci	3,95	płat o powierzchni ok. 2 m^2
Caricetum buxbaumii	2,26	0,2
Caricetum appropinquatae	1,84	0,5
Caricetum elatae	3,08	0,5
Caricetum davallianae	1,82	0,2
Caricetum lasiocarpae	0,86	0,5
Schoenus ferrugineus	4,50	0,1
Molinietum caeruleae	43,51	5,07
Arrhenetheretalia	18,45	89,87
Salicetum pentandro-cinereae	4,50	10,0
Inne zbiorowiska	15,89	2,39



Ryc. 1. Zbiorowiska roślinne Krowiego Bagna w latach 1965-1967 wg Jargiełło [1976a] [Buczek, Urban 2004]



Ryc. 2. Zbiorowiska roślinne Krowiego Bagna w 2003 roku [Buczek, Urban 2004]

W wyniku melioracji i pełnego zagospodarowania pod użytki zielone wyginęły na Krowim Bagnie i w jego najbliższym sąsiedztwie 64 gatunki roślin ze 174 zarejestrowanych przed melioracją [Fijałkowski 2000], np. aldrowanda pęcherzykowata *Aldrovanda vesiculosa*, turzyca Davalla *Carex davalliana*, turzyca Buxbauma *C. buxbaumii*, rosiczka długolistna *Drosera anglica*, rosiczka okrągłolistna *D. intermedia*, mieczyk dachówkowaty *Gladiolus imbricatus*, gnidosz rozesłany *Pedicularis sylvatica*, gnidosz królewski *P. sceptrum-carolium*, zerwa kulista *Phyteuma orbiculare*, liparis Loesela *Liparis loeselii*, wierzba borówkolistna *Salix myrtilloides* i niebielistka trwała *Swertia perennis.* Wiele gatunków zmniejszyło znacznie liczebność, np.: turzyca strunowa *Carex chordorrhiza*, turzyca bagienna *C. limosa*, kłoć wiechowata *Cladium mariscus*, brzoza niska *Betula humilis*, kukułka krwista *Dactylorhiza incarnata*, kukułka szerokolistna *D. majalis*, goździk pyszny *Diantus superbus*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, goryczka wąskolistna *Gentiana pneumonanthe*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica*, podkolan biały *Platanthera bifolia*, wierzba lapońska *Salix lapponum*, pełnik europejski *Trollius europaeus*, bagno zwyczajne *Ledum palustre*, przygiełka biała *Rhynchospora alba*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus*, kosatka kielichowa *Tofieldia calyculata*, ciemiężyca zielona *Veratrum lobelianum.*

Pozostały jednak na Krowim Bagnie enklawy, na których zachowały się refugia gatunków rzadkich i objętych ochroną prawną. Objęto je ochroną prawną jako Obszar Natura 2000 PLH060011 Krowie Bagno. Obszar ten obejmuje północo-wschodnią część kompleksu

Krowiego Bagna i składa się z trzech izolowanych przestrzennie kompleksów: jeziora Lubowierzek (fot. 3) i Lubowierz wraz otaczającymi je torfowiskami niskimi i przejściowymi; Bagno Lachowskie z otoczeniem; Jezioro Krychowskie z otoczeniem. Występuje tu pięć typów siedlisk o znaczeniu europejskim: 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami *Nymphaeion, Potamion*; 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*); 6510 Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*); 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością *Scheuchzerio-Caricetea*); 7230 Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk.

Fot. 3. Jezioro Lubowierzek (fot. D. Urban)

Na omawianym obszarze wykształciły się zbiorowiska wodne z klas *Lemnetea* (rowy i kanały melioracyjne) i *Potametea* (jeziorka), szuwarowe z klasy *Phragmitetea* – fot. 4 (rowy, kanały i brzegi jeziorek), torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* i wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* (wokół jeziorek), łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a także zaroślowych z klasy *Alnetea glutinosae*. Do najcenniejszych należą zespoły torfowisk przejściowych: *Sphagno-Caricetum rostratae*, *Caricetum limosae*, *Rhynchosporetum albae* (małe płaty) i *Caricetum lasiocarpae* oraz wysokich: *Eriophoro-Sphagnetum* i *Sphagnetum magellanici* (małe płaty przy jeziorze Lubowierzek). Ważne pod

względem przyrodniczym są również zespoły turzyc *Caricetum buxbaumii*, *Caricetum davallianae* i *Caricetum distichae*. Uwagę zwracają także zmiennowilgotne łąki trzęślicowe – fot. 5 (zespół *Selino-Molinietum* zróżnicowany na kilka podzespołów). Najcenniejszym

Fot. 4. Zbiorowiska szuwarowe w otoczeniu jeziora Krychowskie (fot. D. Urban)

Fot. 5. Łąki trzęślicowe w pobliżu jeziora Lubowierzek (fot. D. Urban)

zbiorowiskiem zaroślowym z klasy *Alnetea glutinosae* jest zespół *Betulo-Salicetum repentis* z dominującą brzozą niską. Spośród rzadkich i objętych ochroną prawną roślin na uwagę zasługują gatunki takie jak: brzoza niska *Betula humilis*, wierzba lapońska *Salix lapponum*, rosiczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*, bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris*, marzyca ruda *Schoenus ferrugineus*, kłoć wiechowata *Cladium mariscus*, turzyce bagienna, strunowa, Davalla i Buxbauma *Carex limosa*, *C. chordorrhiza*, *C. Davalla* i *Carex buxbaumii*, tłustosz pospolity dwubarwny *Pinguicula vulgaris* subsp. *bicolor*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, kukułka krwista *Dactylorhoza incarnata*, kosaciec syberyjski *Iris sibirica* i grzybienie białe *Nymphaea alba*.

Piśmiennictwo

1. Bałaga K., Buraczyński J., Wojtanowicz J. 1981. Budowa geologiczna i rozwój torfowiska Krowie Bagno (Polesie Lubelskie). Ann. UMCS, s. B, 35/36, 4, 37-59.
2. Baryła R. 2001. Zmiany składu gatunkowego runi łąkowej w siedlisku pobagiennym (synteza 30-letnich badań przeprowadzonych w Sosnowicy – rejon kanału Wieprz-Krzna). Ann. UMCS, s. E, 56, 65-76.
3. Baryła R., Kulik M. 2011. Zmiany składu gatunkowego runi w warunkach wieloletniego użytkowania łąk pobagiennych w rejonie kanału Wieprz-Krzna. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 11, 4, 7-18.
4. Buczek A., Urban D. 2004. Long-term Changes in the Flora of the "Krowie Bagno" Against a Background of Changes in Habitat Conditions. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 1, 27-31.
5. Buczek A., Urban D. 2008. Status of *Molinietum caeruleae* communities in Krowie Bagno – comparison of monitoring research after 40 years. Teka Kom. Ochr. Kształ. Środ. Przyr., 5, 27-40.
6. Borowiec J. 1980. Torfowiska Regionu Lubelskiego. PWN, Warszawa, ss. 348.
7. Churski T., Churska C. 1995. Przeobrażenia zachodzące w jednakowo odwodnionych rodzajowo różnych glebach torfowo-murszowych. Wiad. IMUZ, 18, 3, 195-222.
8. Demianiuk B. 1986. Melioracje i zagospodarowanie obiektu Krowie Bagno. Wiad. Mel. i Łąk., 12, 316-318.
9. Fijałkowski D., Romer S., Sawa K. 2000. Szata roślinna Krowiego Bagna przed i po jego melioracji. [W]: red. Michalczyk Z. Renaturyzacja obiektów przyrodniczych – aspekty ekologiczne i gospodarcze. Wyd. UMCS, Lublin, 45-56.

10. Gajda J. 1987. Torfowisko Krowie Bagno jako obiekt łąkowy i pastwiskowy. Wiad. Mel. i Łąk., 2, 40-43.
11. Gajda J., Ćwintal H., Panasiuk K. 2012. Zmiany warunków gospodarowania na zmeliorowanym torfowisku na przykładzie Krowiego Bagna. Wiad. Mel. i Łąk., 3, 119-128.
12. Jargiełło J. 1973. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowisk Krowie Bagno i Hańsk. Seria Rozprawy Naukowe, AR w Lublinie, 7, 1-50.
13. Jargiełło J. 1976a. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowisk Krowie Bagno i Hańsk. Cz. I. Zbiorowiska roślinne z klas *Phragmitetea* i *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Ann. UMCS, s. E, 31, 83-100.
14. Jargiełło J. 1976b. Stosunki geobotaniczne i gospodarcze torfowisk Krowie Bagno i Hańsk. Cz. II. Zbiorowiska roślinne z klas *Calluno-Ulicetea, Molinio-Juncetea, Arrhenatheretea, Plantaginetea maioris, Alnetea glutinosae.* Ann. UMCS, s. E, 31, 101-117.
15. Kulik M., Baryła R., Czarnecki Z., Bochenek A. 2016. Warunki hydrotermiczne w centralnej części rejonu kanału Wieprz-Krzna w 50-leciu (1966-2015). Ann. UMCS, s. E, 71, 3, 1-12.
16. Lorens B., Sugier P. 2004. The Monitoring of Vegetation and Habitats of Water-Petland Ecosystems of Krowie Bagno (Łęczna-Włodawa Lakeland). Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr., 1, 139-145.
17. Łoś M. 1987. Gospodarka wodna i ochrona środowiska Krowiego Bagna. Wiad. Mel. i Łąk., 1, 6-10.
18. Łoś M., Panasiuk K. 2002. Present land use in Krowie Bagno peatland. [W:] red. Ilnicki P., Restoration of carbon sequestrating capacity and biodiversity in abandoned grassland on peatland in Poland. Monography. Wyd. AR w Poznaniu, Poznań.
19. Okruszko H., Zawadzki S. 1975. Wyniki badań gleboznawczych stratygraficznych na torfowisku Krowie Bagno. Wyd. IMUZ, Lublin-Falenty.
20. Olszewski Z., Białousz S., Rusiecka D., Skłodowski P. 1964. Gleby torfowe wytworzone z torfów torfowiska „Krowie Bagno". Rocz. Nauk Roln., 89, A, 1, 47-75.
21. Urban D., Mikosz A.I. 2009. Zawartość mikroelementów w glebach torfowo-murszowych torfowiska Krowie Bagno. Zesz. Prob. Post. Nauk Rol., 542, cz. II, 867-873.

Antoni Grzywna

9.3. Stan melioracji użytków rolnych w powiatach parczewskim i włodawskim

9.3.1. Wstęp

Woda stanowi podstawowy element życia na Ziemi i wpływa na bioróżnorodność ekosystemów. Zasoby wodne danego obszaru kształtowane są przez warunki terenowe i klimatyczne, a głównie przez opady atmosferyczne i zróżnicowanie hipsometryczne. Dostępność wody w oznaczonej ilości i jakości oraz w odpowiednim czasie zaspokajającej potrzeby jest zasadniczym elementem zrównoważonego rozwoju gospodarczego [Mosiej i in. 2011; Mioduszewski 1999; Tomiałojć 1995]. Z terenu całej Polski średni odpływ jednostkowy wynosi 5,58 $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, co daje odpływ roczny w wielkości 58,6 km^2. Odnawialne zasoby wody w przeliczeniu na jednego mieszkańca kraju wynoszą 1580 $m^3 \cdot rok^{-1}$ przy średniej europejskiej wynoszącej 4560 $m^3 \cdot rok^{-1}$. Jeszcze gorzej sytuacja przedstawia się w województwie lubelskim, gdzie średni odpływ jednostkowy wynosi 3,9 $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, co daje zasoby w wielkości 1360 $m^3 \cdot rok^{-1} \cdot osoba^{-1}$. Na bardzo małe zasoby wodne nakłada się także zmienność ich występowania w czasie i przestrzeni [Zieliński, Słota 2002; Pierzgalski 2010]. Największe ilości wody notowane są najczęściej na wiosnę w wyniku spływów roztopowych lub w lipcu na skutek opadów burzowych. Najmniejsze ilości wody notowane są w styczniu na skutek zamarzania lustra wody lub w sierpniu na skutek suszy atmosferycznej. Analizując z kolei rozkład przestrzenny zasobów wodnych największe ilości wody występują na Roztoczu i zmniejszają się w kierunku północnym [Michalczyk, Wilgat 1998]. Z tego powodu Polesie Zachodnie zaliczono do strefy o najpilniejszych potrzebach rozwoju małej retencji wynikających z niekorzystnych warunków klimatycznych oraz konieczności poprawy stosunków wodnych na obszarach rolniczych i chronionych [Chmielewski 2009]. Z uwagi na szczególne walory przyrodnicze zostało ono wyłączone z nawadniania wodami z kanału Wieprz-Krzna (KWK). Z kolei kanał należy uszczelnić i wykorzystywać jedynie do przesyłania wody na obiekty melioracyjne w zlewni rzeki Krzny [Radwan 1994; Zawadzki, Guz 1979]. Ponieważ rzeki charakteryzuje duża zmienność przepływu wody w czasie, należy dążyć do złagodzenia tych wahań. Współczynnik nieregularności przepływów rocznych rzek Lubelszczyzny wynosi od 4 do 7, a nieregularności przepływów dobowych od 100 do 400. Największą nieregularnością przepływów charakteryzują się rzeki o małych zlewniach, gdzie przepływy nie przekraczają 1 $m \cdot s^{-1}$.

9.3.2. Materiały i metodyka

Celem opracowania jest analiza ilości wody powierzchniowej występującej w rzekach i sztucznych zbiornikach wodnych oraz ocena funkcjonowania systemów melioracyjnych na obszarze Polesia Zachodniego. Obszar ten charakteryzuje się bardzo płytkim występowaniem zwierciadła wody gruntowej (poniżej 2 m) oraz bardzo dużym udziałem obszarów mokradłowych, wynoszącym 42% powierzchni [Borowiec 1990]. Ponadto, Polesie charakteryzuje się bardzo wysokimi walorami przyrodniczymi, które przyczyniły się do utworzenia Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery na 60% powierzchni. Podstawą prezentowanego opracowania są następujące materiały:

- Atlas podziału hydrograficznego Polski [Czarnecka 2005].
- Program ochrony przed suszą w województwie lubelskim [2008].
- Odbudowa kanału Wieprz-Krzna w województwie lubelskim [2009].
- Bank Danych Lokalnych [bdl.stat.gov.pl/BDL/dane/podgrup/temat].
- Wyniki pomiarów wielkości przepływu wody.

Na podstawie tych danych określono uwarunkowania funkcjonowania melioracji wodnych na Polesiu Zachodnim. Analizy dokonano dla jednostek administracyjnych (gminy) na obszarze powiatów parczewskiego i włodawskiego. Dla poszczególnych gmin określono:

– wielkość łącznej powierzchni obiektów melioracyjnych,
– wielkość powierzchni obiektów wyposażonych w urządzenia nawadniające,
– wielkość powierzchni obiektów melioracyjnych wymagających odbudowy.

9.3.3. Wyniki

Obszar Polesia Zachodniego odwadniają trzy główne rzeki, tj. Włodawka w kierunku wschodnim, Piwonia w kierunku zachodnim i Zielawa w kierunku północnym. Całkowita powierzchnia zlewni Włodawki wynosi 725 km^2, Piwonii – 522 km^2, Zielawy – 1227 km^2 (tab. 1). W zlewni Włodawki zlokalizowane są dwa posterunki wodowskazowe: Okuninka (80% zlewni Włodawki) i Żłobek Duży (90% zlewni Tarasienki). Również na Piwonii zlokalizowane są dwa posterunki wodowskazowe: Sosnowica (22% zlewni) i Parczew (70% zlewni). Na Tyśmienicy zlokalizowane są dwa posterunki wodowskazowe: Ostrów Lubelski (8% zlewni) i Siemień (40% zlewni), a Zielawie jeden posterunek Perkowice (80% zlewni). Niestety, dla żadnego posterunku nie są prowadzone systematyczne pomiary.

Tab. 1. Największe rzeki Polesia Lubelskiego

Rzeka	Posterunek	P	Pk	NNQ	WWQ	SSQ	q
Piwonia	Parczew	521,3	364,4	0,26	16,0	1,6	4,12
Piwonia	Sosnowica		115	0,04	3,9	0,5	4,01
Tarasienka	Żłobek Duży	135,6	110	0,02	11,4	0,5	3,70
Tyśmienica	Siemień	2688,6	1037,4	0,41	51	4,3	3,68
Tyśmienica	Ostrów Lubelski		192	0,1	10,1	0,6	3,53
Włodawka	Okuninka	724,7	576	0,42	48,2	2,3	3,99
Zielawa	Perkowice	1226,3	987	0,28	39,5	4,1	3,34

P – powierzchnia zlewni całkowitej, Pk – powierzchnia zlewni kontrolowanej [km^2], NNQ – przepływ minimalny, WWQ – maksymalny, SSQ – średni [m^3/s], q – odpływ jednostkowy [$l/s \cdot km^2$].

O wyborze stosowanego systemu nawadniającego decydują dostępność wody oraz oczekiwane efekty gospodarcze i przyrodnicze. O dostępności wody wykorzystywanej do nawodnień decyduje głównie ilość i jakość wody powierzchniowej. Ilość dostępnej wody charakteryzuje się przez określenie charakterystycznych przepływów w rzekach w przekrojach zamykających zlewnię oraz pojemność zbiorników retencyjnych. Do przepływów charakterystycznych zaliczamy przepływ maksymalny, minimalny i średni (tab. 1). Wszystkie zlewnie rzek charakteryzują się bardzo małymi zasobami wodnymi, o odpływie jednostkowym wynoszącym od 3,3 do 4,1 $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. Na małe zasoby wodne nakłada się słaba jakość wód powierzchniowych. Do nawodnień oprócz wód rzecznych można również wykorzystać wodę zgromadzoną w zbiornikach retencyjnych. Średnia głębokość zbiorników jest niewielka i wynosi od 1,6 do 3,5 m. Także całkowita pojemność zbiorników najczęściej nie przekracza 5 mln m^3, a największym zbiornikiem retencyjnym jest jezioro Wytyczno o pojemności całkowitej 11 mln m^3. Niestety pojemność eksploatacyjna zbiorników wynosi tylko od 40 do 70% pojemności całkowitej (tab. 2). Powierzchnia i objętość dużych zbiorników retencyjnych związanych z systemem KWK obecnie nie jest w całości wykorzystywana. W celu właściwej eksploatacji tych zbiorników konieczna jest modernizacja obwałowań i jazów piętrzących.

Do obszarów pilnie wymagających nawodnień zaliczono obszary silnie zmeliorowane, gdzie udział zmeliorowanych użytków zielonych przekracza 60% ogólnej ich powierzchni. Ponieważ powiaty parczewski i włodawski położone są na obszarze Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie", do nawodnień można wykorzystać jedynie wodę własną zlewni. Na tym

obszarze około 50% obiektów melioracyjnych jest wyposażonych w urządzenia nawadniające, jednak nawodnienia prowadzi się jedynie na 20% powierzchni przystosowanej do nawadniania. W celu powstrzymania degradacji gleb hydrogenicznych oraz ochrony zasobów przyrodniczych na obszarze rezerwatu część obiektu przeznaczono do renaturyzacji lub do ochrony zachowawczej. Ze względu na dużą gęstość sieci melioracyjnej obszar ten jest zagrożony suszą oraz następuje migracja zwierząt. Z tego względu do prowadzenia nawodnień metodą regulowanego odpływu należy odbudować istniejące urządzenia piętrzące i wybudować nowe proekologiczne budowle. Do uruchomienia betonowych zastawek konieczne są zakup szandorków (desek) oraz ich obsługa. Dużo większe trudności i koszty ekonomiczne niesie ze sobą odbudowa jazów. Nowe budowle mogą powstać przez przegrodzenie małych cieków workami z piaskiem, narzutem kamiennym, groblami ziemnymi. Jako element regulowanego odpływu należy także traktować tamy bobrowe, które – jeśli nie powodują skutków gospodarczych – powinny być chronione.

Tab. 2. Sztuczne zbiorniki retencyjne na Polesiu Lubelskim

Nazwa zbiornika	Powierzchnia [ha]	Głębokość [m]	Pojemność zbiorników [mln m^3]		
			całkowita	projektowana	eksploatowana
Zahajki	235,0	2,55	5,0	5,0	3,4
Mosty	391,0	1,74	6,8	6,8	6,5
Opole	282,0	1,70	4,8	4,7	4,0
Milanów	8,5	3,53	0,3	0,2	0,2
Żelizna	349,0	1,89	6,9	6,6	2,4

Kolejną kategorię stanowią obszary wskazane do renaturyzacji i stabilizacji stosunków wodnych. Tereny te obejmują doliny rzeczne oraz obszary źródliskowe o cennych walorach przyrodniczych. Do terenów wskazanych do renaturyzacji wytypowano obszary Natura 2000: Dolina Tyśmienicy, Lasy Parczewskie oraz Krowie Bagno.

Ostatnią kategorię stanowią obszary wskazane do ochrony zachowawczej, czyli wyłączone z prac inżynierskich. Do terenów tych zakwalifikowano wszystkie siedliska hydrogeniczne położone na obszarach chronionych. Do głównych obszarów, na których konieczna jest ochrona zachowawcza walorów przyrodniczych, zaliczamy Poleski Park Narodowy, Jeziora Uściwierskie i Lasy Sobiborskie.

Tab. 3. Funkcjonowanie systemów melioracyjnych na gruntach ornych [ha]

Gmina	Ogółem	Zmeliorowane		Nawadniane	Do odbudowy	
	ha	ha	%	ha	ha	%
Dębowa Kłoda	7 232	1 873	25,9	0	1 366	72,9
Jabłoń	5 616	1 534	27,3	0	1 454	94,8
Milanów	7 099	2 441	34,4	0	2 441	100
Parczew	6 440	573	8,9	43	573	100
Podedwórze	4 794	1 009	21,0	0	1 009	100
Siemień	5 878	124	2,1	0	124	100
Sosnowica	3 545	510	14,4	0	510	100
M. Parczew	382	0	0	0	0	0
Powiat Parczew	**40 986**	**8 064**	**19,7**	**0**	**7 477**	**92,7**
M. Włodawa	635	0	0	0	0	0
Hanna	6 148	1 786	29,0	0	0	0
Hańsk	4 247	1 140	26,8	0	20	1,7
Stary Brus	4 081	799	19,6	0	68	8,5
Urszulin	5 247	1 133	21,6	0	11	0,1
Włodawa	6 344	528	8,3	0	29	5,5
Wola Uhruska	4 316	170	3,9	0	28	16,5
Wyryki	5 200	798	15,3	0	1	0,1
Powiat Włodawa	**36 218**	**6 354**	**17,5**	**0**	**157**	**2,5**

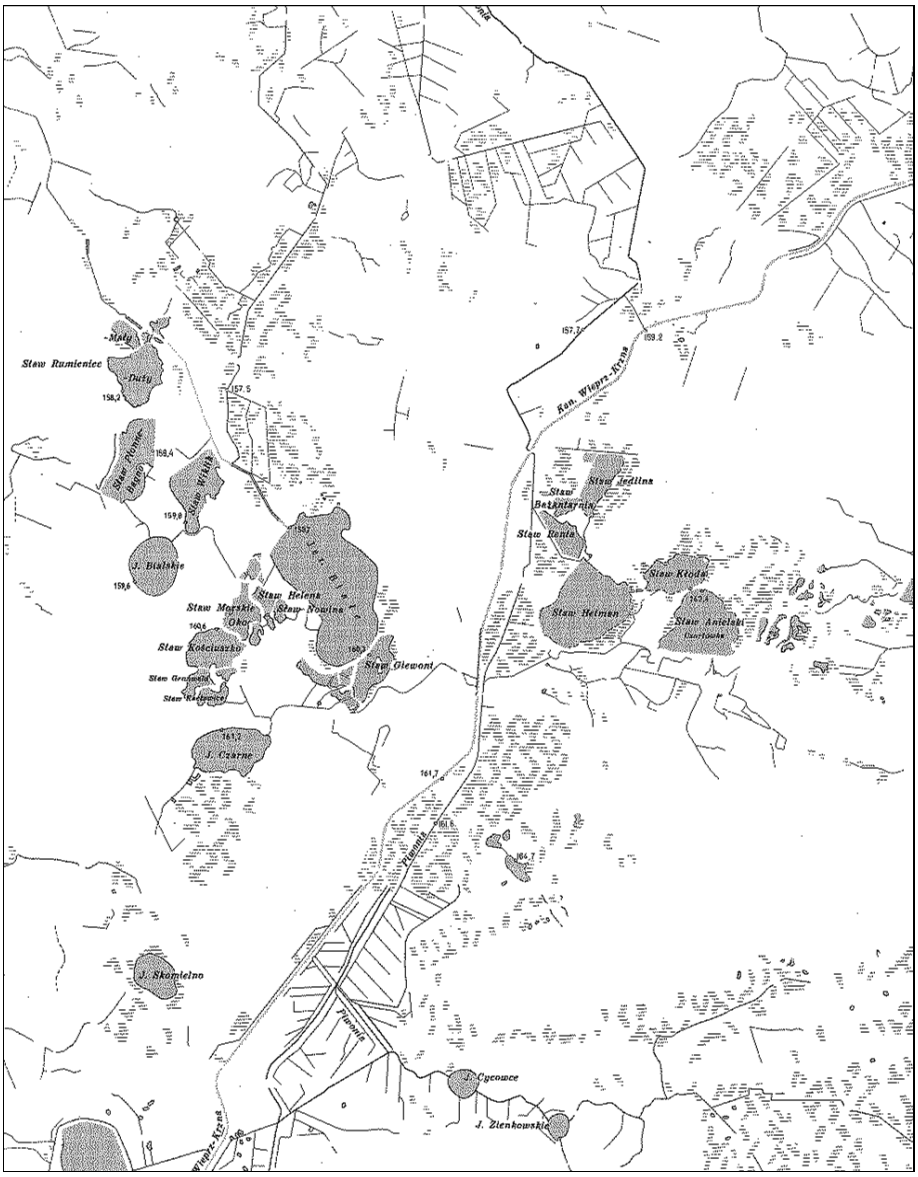
Tab. 4. Funkcjonowanie systemów melioracyjnych na użytkach zielonych [ha]

Gmina	Ogółem	Zmeliorowane		Nawadniane	Do odbudowy	
	ha	ha	%	ha	ha	%
Dębowa Kłoda	3 770	2 710	71,9	1 455	1 656	61,1
Jabłoń	2 898	2 073	71,5	1 505	1 470	70,9
Milanów	1 882	1 451	77,1	651	1 221	84,1
Parczew	2 281	1 607	70,4	585	1 277	79,4
Podedwórze	2 886	1 784	61,8	852	1 314	73,6
Siemień	2 075	1 349	65,0	339	1 179	87,4
Sosnowica	2 876	2 539	88,3	2 157	2 049	80,7
M. Parczew	143	0	0	0	0	0
Powiat Parczew	**18 811**	**13 513**	**71,8**	**7 544**	**10 196**	**75,4**
M. Włodawa	161	0	0	0	0	0
Hanna	4 475	2 412	53,9	1 423	1 170	48,5
Hańsk	4 689	3 720	79,3	1 212	1 393	37,4
Stary Brus	2 585	2 233	86,3	706	961	43,0
Urszulin	5 045	2 810	55,7	1 656	353	12,5
Włodawa	2 580	1 524	59,1	618	334	21,9
Wola Uhruska	2 829	639	22,5	0	426	66,7
Wyryki	2 920	2 196	75,2	651	742	33,8
Powiat Włodawa	**25 284**	**15 534**	**61,4**	**6 266**	**5 379**	**34,6**

W województwie lubelskim powierzchnia obiektów melioracyjnych obejmuje 318 333 ha, co stanowi 12,7% ogólnej powierzchni województwa. Całkowita powierzchnia użytków zielonych wynosi 337 276 ha, z czego dotychczas zostało zmeliorowanych 167 585 ha (50%). Z ogólnej powierzchni zmeliorowanej grunty zdrenowane to 30 290 ha, a na 47 226 ha istnieją systemy nawadniające (28,2% powierzchni). Analizując rozkład przestrzenny melioracji można zauważyć, że największa powierzchnia zmeliorowana występuje w powiatach parczewskim i włodawskim, gdzie obejmuje ona 22% całkowitej powierzchni regionu (tab. 3 i 4, ryc. 1). W wielu analizowanych gminach występuje bardzo gęsta sieć melioracyjna na użytkach zielonych (> 60% powierzchni) oraz na gruntach ornych (> 20% powierzchni). Największa powierzchnia zmeliorowanych gruntów ornych występuje w gminie Milanów (34,4% powierzchni). Urządzenia melioracyjne na zmeliorowanych gruntach ornych powiatu Parczew są bardzo zdewastowane i aż 92,7% z nich wymaga odbudowy lub modernizacji. Największa powierzchnia zmeliorowanych użytków zielonych występuje w gminach Sosnowica i Stary Brus (> 85% powierzchni). Na zmeliorowanych użytkach zielonych powiatu Parczew aż 75,4% systemów melioracyjnych wymaga odbudowy. Systemy melioracyjne w powiecie Włodawa znajdują się w znacznej lepszym stanie technicznym. Modernizacji wymaga jedynie 2,5% powierzchni obiektów na gruntach ornych oraz 34,6% powierzchni obiektów na użytkach zielonych. Ze względu na silne odwodnienie tych obszarów powinno się na nich prowadzić nawodnienia, ale na gruntach zdrenowanych brak jest urządzeń nawadniających. Należy zauważyć, że tylko niewielki obszar objęty jest utrzymaniem i zagospodarowaniem. Prawidłowym utrzymaniem objętych jest zaledwie 25% powierzchni zmeliorowanych użytków zielonych i 33% zmeliorowanych gruntów ornych.

9.3.4. Wnioski

1. Uszczelnić i zmodernizować zbiorniki retencyjne wykorzystywane do nawodnień.
2. Odbudować na obiektach melioracyjnych urządzenia piętrzące, które uległy dekapitalizacji w powiecie Parczew (wiek ponad 50 lat).
3. Prowadzić nawodnienia metodą regulowanego odpływu w dolinach rzecznych o wysokich walorach ekologicznych lub ograniczonym użytkowaniu rolniczym.
4. Prowadzić nawodnienia metodą podsiąku na obiektach wyposażonych w urządzenia piętrzące – na dwukośnych łąkach i zdrenowanych gruntach ornych.



Ryc. 1. Układ sieci hydrograficznej w rejonie Sosnowicy

Piśmiennictwo

1. Bank Danych Lokalnych [bdl.stat.gov.pl/BDL/dane/podgrup/temat].
2. Borowiec J. 1990. Torfowiska regionu lubelskiego. PWN, Warszawa.
3. Chmielewski T.J. (red.) 2009. Ekologia krajobrazów hydrogenicznych Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
4. Czarnecka H. (red.) 2005. Atlas podziału hydrograficznego Polski. IMGW, Warszawa.
5. Michalczyk Z., Wilgat T. 1998. Stosunki wodne Lubelszczyzny. UMCS w Lublinie.
6. Mioduszewski W. 1999. Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w krajobrazie rolniczym. IMUZ, Falenty.
7. Mosiej J., Pierzgalski E., Jeznach J. 2011. Współczesne uwarunkowania gospodarowania wodą w obszarach wiejskich. Postępy Nauk Rolniczych, 1, 25-36.

8. Odbudowa kanału Wieprz-Krzna w województwie lubelskim 2009. NOT, Rzeszów.
9. Program ochrony przed suszą w województwie lubelskim 2008. ADEKO, Kraków.
10. Pierzgalski E. 2010. Zasoby wodne a rozwój rolnictwa. Studia i Raporty IUNG, 19, 91-105.
11. Radwan. S. (red.) 1994. Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania kanału Wieprz-Krzna. TWWP, Lublin.
12. Tomiałojc L. (red.) 1995. Ekologiczne aspekty melioracji wodnych. PAN, Warszawa.
13. Zawadzki S., Guz T. 1979. Charakterystyka rejonu kanału Wieprz-Krzna, kompleksy wilgotnościowo-glebowe. Biblioteczka Wiadomości IMUZ, 58, 75-86.
14. Zieliński J., Słota H. 1996. Stan i wykorzystanie zasobów wodnych Polski. Gospodarka Wodna i Ochrona Wód, 20.

Streszczenie

W pracy przedstawiono stan i funkcjonowanie systemów melioracji szczegółowych. Na podstawie danych źródłowych określono uwarunkowania funkcjonowania melioracji wodnych. Analizy dokonano dla jednostek administracyjnych na obszarze powiatów parczewskiego i włodawskiego. Dla poszczególnych gmin określono: wielkość łącznej powierzchni obiektów melioracyjnych, wielkość powierzchni obiektów wyposażonych w urządzenia nawadniające, wielkość powierzchni obiektów melioracyjnych wymagających odbudowy. W analizowanych gminach występuje bardzo gęsta sieć melioracyjna na użytkach zielonych (> 60% powierzchni) oraz na gruntach ornych (> 20% powierzchni). Największe powierzchnia zmeliorowanych gruntów ornych występuje w gminie Milanów (34,4% powierzchni). Urządzenia melioracyjne na zmeliorowanych gruntach ornych powiatu parczewskiego są bardzo zdewastowane i aż 92,7% z nich wymaga modernizacji. Największa powierzchnia zmeliorowanych użytków zielonych występuje w gminach Sosnowica i Stary Brus (> 85% powierzchni). Na zmeliorowanych użytkach zielonych powiatu parczewskiego aż 75,4% systemów melioracyjnych wymaga odbudowy. Ze względu na silne odwodnienie tych obszarów powinno się na nich prowadzić nawodnienia, ale na gruntach zdrenowanych brak jest urządzeń nawadniających. Należy zauważyć, że tylko niewielki obszar objęty jest utrzymaniem i zagospodarowaniem. Prawidłowym utrzymaniem objętych jest zaledwie 25% powierzchni zmeliorowanych użytków zielonych i 33% zmeliorowanych gruntów ornych. Należy uszczelnić i zmodernizować zbiorniki retencyjne wykorzystywane do nawodnień. W celu właściwej eksploatacji systemów melioracyjnych należy odbudować urządzenia piętrzące, które uległy dekapitalizacji.

Renata Krukowska

10. TURYSTYKA I REKREACJA NA POLESIU LUBELSKIM[5]

10.1. Wstęp

Polesie w dużej mierze pokrywają lasy oraz tereny bagienne, co niegdyś czyniło je jednym z najbardziej niedostępnych terenów Europy. Badania archeologiczne prowadzone na Polesiu Lubelskim wskazują, że obszar był zasiedlony przez człowieka już w okresie mezolitu (osady kultury janisławickiej), a pierwszych rolników i hodowców reprezentuje ludność kultury wołyńsko-lubelskiej ceramiki malowanej [Gurba 1998]. Intensywny rozwój osadnictwa przypada tu na wieki XIII i XIV, a rozwój terenów rozpoczął się w 1385 r., w momencie zawarcia unii polsko-litewskiej. Ślady wielowiekowej lokalizacji na rubieżach widoczne są do dziś w postaci pozostałości wielokulturowego osadnictwa i architektury.

Polesie Lubelskie, często określane mianem „krainy lasów, bagien, jezior i rzek", od dawna budziło zainteresowanie przyrodników, etnografów, artystów. Jego obszar – szczególnie w środkowej i południowej części – cechuje się unikatowymi cechami środowiska przyrodniczego, w którym, mimo znacznej presji człowieka, zachowało się wiele cennych ekosystemów. Zdolność środowiska przyrodniczego do zaspokajania potrzeb człowieka w zakresie wypoczynku, określana jako potencjał rekreacyjny, ma kluczowe znaczenie przy analizie uwarunkowań rozwoju turystyki i rekreacji [Przewoźniak 1999].

10.2. Turystyczne walory przyrodnicze

Walory przyrodnicze stanowią zespół elementów środowiska naturalnego (przyrodniczego), które wspólnie lub każde z osobna są przedmiotem zainteresowania turysty. Dość powszechnie istotna część oczekiwań turystów wiąże się ze środowiskiem przyrodniczym, jego materialnymi i niematerialnymi (np. estetycznymi) wytworami. Według Kowalczyka [2000], walory przyrodnicze mają największe znaczenie przy wyborze kierunków wyjazdów turystycznych. Wśród nich istotną rolę przypisuje się walorom specjalistycznym, umożliwiającym rozwijanie turystyki związanej z kreowaniem aktywnych form rekreacji. Walory przyrodnicze sprzyjają zarówno wypoczynkowi związanemu z pobytem w otoczeniu przyrody (na świeżym powietrzu, nad wodą, w lesie), jak również wykorzystywane są w turystyce zdrowotnej [Bródka 2010].

[5] Rozdział w dużej części przygotowano w oparciu o rozprawę doktorską „Uwarunkowania rozwoju turystyki i zróżnicowanie funkcji turystycznej na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim", Krukowska R. 2008, maszynopis, Zakład Geografii Regionalnej i Turyzmu, WNoZiGP, UMCS.

Szczególne znaczenie dla funkcjonowania turystyki na Polesiu Lubelskim mają elementy środowiska naturalnego – głównie zjawiska wodne i szata roślinna. Związane jest to przede wszystkim z obszarem Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, które uznawane jest za jeden z trzech najważniejszych regionów turystycznych Lubelszczyzny. J. Wyrzykowski [1986] analizując obszary i miejscowości wypoczynkowe w Polsce dla Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego określił „dużą atrakcyjność" oraz wydzielił dwie ważniejsze (II klasa) miejscowości wypoczynkowe (Białka i Okuninka).

Charakterystycznym elementem krajobrazu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego są zbiorniki wodne oraz obszary podmokłe i torfowiska. Znaczenie zbiorników wodnych dla turystyki wzrasta wraz z ich wielkością. Według A. Zwolińskiego [1985], jeziora o powierzchni powyżej 20 ha mogą zapewniać komfort przywodnego i nawodnego wypoczynku. Szczególne znaczenie dla turystyki mają jeziora o powierzchni powyżej 50 ha, umożliwiające uprawianie sportów wodnych, np. kajakarstwa (w przypadku żeglarstwa przyjmuje się powierzchnię powyżej 100 ha) [Dedio 1989]. Jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego są zbiornikami małymi i bardzo małymi. Spośród ponad sześćdziesięciu jezior tylko 14 obiektów ma powierzchnię przekraczającą 50 ha, w tym 4 – powyżej 100 ha (Uściwierz, Łukie, Białe Sosnowickie i Białe Włodawskie).

Dla możliwości turystycznego wykorzystania jezior istotne znaczenie ma również głębokość, m.in. ze względu na zachodzące w nich procesy samooczyszczania wpływające na czystość wód. Ponad 40% zbiorników Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego ma maksymalną głębokość mniejszą od 3 metrów. Tylko pięć zbiorników: Rogóźno, Zagłębocze, Białe Włodawskie, Krasne, Piaseczno, charakteryzuje się głębokością powyżej 25,0 metrów; najgłębsze Piaseczno osiąga wielkość 38,8 m [Michalczyk, Wilgat 1998].

Jeziora atrakcyjne dla rekreacji charakteryzują się nie tylko możliwością łatwego korzystania z ich wód, ale również odpowiednim zagospodarowaniem strefy penetracji przybrzeżnej. Ważnym elementem atrakcyjności jezior jest także charakter obszarów przyległych, stanowiących teren penetracji spacerowej. Teren ten powinien być łatwo dostępny, a najbardziej pożądaną formą pokrycia terenu w otoczeniu jezior jest las. Ma on bowiem znaczenie rekreacyjne, dostarcza doznań estetycznych oraz wpływa na poprawę warunków środowiska w zakresie bioklimatu.

Duże zróżnicowanie jezior przekłada się na ich różną przydatność w formach rekreacji. Ocena jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Krukowska 2007] wykazała, że największym stopniem atrakcyjności turystycznej odznaczają się jeziora: Białe Włodawskie, Piaseczno, Krasne, Zagłębocze, Rogóźno i Bialskie (tab. 1). Są to zbiorniki o dużej powierzchni

(powyżej 50 ha), należące do najgłębszych na omawianym obszarze (maksymalne głębokości powyżej 18,2 m), bardzo często położone w pobliżu kompleksów leśnych i o bardzo dobrej dostępności komunikacyjnej. Jednocześnie są to zbiorniki mezotroficzne, które charakteryzuje duża przejrzystość wody oraz twarde, piaszczyste dno.

Tab. 1. Atrakcyjność turystyczna jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [Krukowska 2007]*

Stopień atrakcyjności	**Jezioro**
Jeziora bardzo atrakcyjne turystycznie	Białe Włodawskie
	Krasne, Piaseczno
	Rogóźno, Zagłębocze
	Bialskie
Jeziora średnio atrakcyjne turystycznie	Łukcze
	Czarne Włodawskie, Maśluchowskie, *Mytycze***, Uścimowskie, *Wytyckie*
	Czarne Sosnowickie, *Dratów*, Glinki, Głębokie Uścimowskie, Gumienek, *Krzczeń*, Łukie, Perespilno, Rotcze, Ściegienne, Uściwierz
	Czarne Uścimowskie, *Tomasznie*, *Kleszczów*, Miejskie, Sumin, Święte
Jeziora mało atrakcyjne turystycznie	Brudno, Czarne Gościenieckie, Koseniec, Lipiniec, Łukietek, Nadrybie, Wspólne
	Białe Sosnowickie, Bikcze, Brudzieniec, Brzeziczno, Gumienko, Karaśne, Płotycze, Rogóźno k. Włodawy
	Dubeczno, Orchowe
	Cycowe, Długie, Hańskie, Laskie, Moszne, Skomielno, Zienkowskie

* przy ocenie wzięto pod uwagę: powierzchnię jezior, głębokość maksymalną, rodzaj dna, dostęp do wody, otoczenie zbiornika i dostępność komunikacyjną; ** kursywą oznaczono jeziora zamienione na zbiorniki retencyjne.

Za najbardziej atrakcyjne jezioro uznano, położone we wschodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, Białe Włodawskie (powierzchnia 106,4 ha). Dzięki największej na Pojezierzu głębokości średniej (14,1 m) jest ono najbardziej pojemnym zbiornikiem tego obszaru. Ma stosunkowo słabo rozwiniętą linię brzegową i zwarty, nieznacznie wydłużony kształt. Misa jeziorna jeziora Białego utworzona jest na podłożu kredowym. Akwen stanowi głębokie, wydłużone równoleżnikowo koryto o stromych zboczach. Od podstawy stromego stoku podwodnego występuje płaskie, twarde dno.

Piaszczyste dno oraz wąska strefa brzegowa sprawiają, że rozwój roślinności wodnej w jeziorze Białym jest bardzo znikomy. Fragmenty szuwaru, złożonego głównie z pałki wąskolistnej, trzciny pospolitej i oczeretu jeziornego, wykształciły się jedynie w północno-zachodniej i zachodniej części jeziora. W innych miejscach występują wyłącznie niewielkie skupiska oczeretu jeziornego. W strefie przyjeziornej przeważają plaże, jedynie na północno-zachodnim brzegu występuje łąka. Od strony południowej do otaczającej jezioro drogi asfaltowej przylega fragment kompleksu leśnego, na terenie którego utworzono Sobiborski Park Krajobrazowy.

Teren wokół jeziora został prawie w całości zagospodarowany na potrzeby turystyki i rekreacji. Znajdują się tu około 100 obiektów noclegowych, w tym: 50 ośrodków wypoczynkowych, kilkanaście hoteli, pensjonatów oraz kwater prywatnych i kilka pól namiotowych. Łącznie dysponują one ponad 7 tysiącami miejsc noclegowych, co stanowi prawie 60% miejsc noclegowych na całym Pojezierzu Łeczyńsko-Włodawskim. Na przedłużeniu wsi Okuninka oraz we wsi Tarasiuki położone są prywatne działki letniskowe. Ich liczba w ciągu ostatnich lat znacznie wzrosła i osiągnęła poziom około 1300 działek. Przy północnym brzegu jeziora rozwinęło się centrum handlowo-usługowe z licznymi punktami gastronomicznymi i sklepami. Jednakże od wielu lat otoczenie jeziora jest znacznie przeciążone. Szacuje się, że w sezonie letnim w szczycie sobotnio-niedzielnym przebywa tu około 30 tysięcy osób, a w dzień powszedni – około 7 tysięcy osób.

Drugą grupę (łącznie 23 jeziora) stanowią zbiorniki sklasyfikowane jako średnio atrakcyjnie turystycznie. Znalazły się tu jeziora w różnym stopniu zainwestowane turystycznie (Łukcze, Wytyckie), jeziora bardzo atrakcyjne dla wędkarzy (Uściwierz, Czarne Włodawskie) oraz wszystkie zbiorniki retencyjne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W trzeciej grupie znalazły się 24 jeziora uznane za mało atrakcyjne turystycznie. Charakteryzują się stosunkowo niewielką powierzchnią, są przeważnie płytkie, zazwyczaj trudno dostępne, o niekorzystnych dla rekreacji cechach wód. Jednakże często są one bardzo cenne pod względem ekologicznym – wiele z nich ma status rezerwatów przyrody.

Podkreślić należy, że jeziora charakteryzuje różny stopień czystości i jakości wód. Spośród badanych w latach 2010-2015 jezior siedem: Białe Włodawskie, Bikcze, Kleszczów, Łukie, Rogoźno, Spólne i Sumin, otrzymało ogólny wynik jakości wód „dobry".

Rzeki stanowiące istotny element urozmaicający krajobra, są podstawą do rozwoju turystyki specjalistycznej, głównie kajakarstwa oraz wędkarstwa. Największą rzeką Pojezierza jest Bug, który jednocześnie stanowi jego wschodnią granicę, będąc na tym odcinku rzeką graniczną z Białorusią i Ukrainą. Ważną rzeką jest również Krzna, o długości 120 km, której dolina wyznacza północną granicę Polesia Lubelskiego. W chwili obecnej na Polesiu Lubelskim możliwe jest odbywanie spływów kajakowych na Bugu i jego dopływach Krznie i Włodawce. Jedną z głównych form rekreacji związanej z wodami powierzchniowymi jest wędkarstwo. W Polsce jest to zjawisko masowe – szacuje się, że w skali kraju w tej formie wypoczynku uczestnicy przeciętnie około 2,3 mln osób. Wędkarstwo może odbywać się na zbiornikach kilku- i kilkunastohektarowych, niezbyt atrakcyjnych dla masowego wypoczynku, może więc stanowić uzupełnienie innych form rekreacji [Skrzypczak 2005]. Na Polesiu wędkarstwo związane jest z Bugiem, Krzną i jeziorami (w tym również łowiskami specjalnymi,

np. jezioro Skomielno). W Bugu występują m.in.: leszcz, krąp, sum, płoć, szczupak, okoń i brzana. Jeziora reprezentują cztery typy rybackie: leszczowo-sielawowe (6 jezior, m.in. Białe Włodawskie, Krasne, Piaseczno, Zagłębocze), leszczowo-sandaczowe (3 jeziora: Glinki, Sumin, Uściwierz), linowo-szczupakowe (44, m.in. Rotcze, Łukie, Nadrybie) i karasiowe (12 jezior: m.in. Ciesacin, Karaśne, Brzeziczno). Spośród ryb największe liczebności osiągają: płoć, lin, karaś, leszcz i szczupak. Występują tu również gatunki należące do rzadko notowanych w kraju: sielawa, miętus, sieja, sum i piskorz [Radwan, Kornijów 1998].

Bogactwem Polesia Lubelskiego decydującym o jego atrakcyjności turystycznej, obok wód, są lasy. Największe kompleksy leśne obejmują swym zasięgiem obszar Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Tworzą je zbiorowiska leśne Lasów Parczewskich oraz Włodawskich i Sobiborskich.

Kompleks Lasów Parczewskich stanowi mozaikę różnowiekowych zbiorowisk leśnych, wśród których przeważają bory sosnowo-dębowe, głównie bór sosnowy świeży (36% powierzchni leśnych) oraz las mieszany świeży (25% powierzchni leśnych). Stosunkowo duży udział mają też łęgi i olsy. W kompleksie Lasów Parczewskich znajdują się najstarsze drzewostany Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – dość często spotyka się tu ponad 100-letnie drzewostany sosnowe oraz 130-letnie dębowe [Piasecki 2000].

W Lasach Włodawskich i Sobiborskich, porastających wschodnią część Pojezierza, zdecydowanie dominują siedliska borowe – występują tu niemal wszystkie typy borów niżowych, z dominacją drzew sosnowych. W zależności od żyzności i wilgotności siedliska pojawiają się gatunki stanowiące domieszki [Fijałkowski 1972]. W Lasach Włodawskich dominuje las mieszany świeży (39% powierzchni leśnych) oraz bór mieszany świeży (21% powierzchni leśnych). Drzewostany dębowe zajmują około 8% powierzchni leśnych. Zbiorowiska leśne są stosunkowo młode – około 60% powierzchni leśnej zajmują drzewostany w wieku do 60 lat. Równie młodymi drzewostanami charakteryzują się siedliska Lasów Sobiborskich. Większość z nich (około 55%) pochodzi z powojennych nasadzeń na gruntach porolnych – bór świeży (39% powierzchni leśnych) i bór mieszany (17% powierzchni leśnych). Jednakże lasy te charakteryzują się dużą mozaikowatością siedlisk oraz stosunkowo dużym udziałem siedlisk leśnych bagiennych i wilgotnych oraz śródleśnych torfowisk [Piasecki 2000].

W grupie turystycznych walorów przyrodniczych niezaprzeczalną atrakcją dla turystów są parki narodowe – dla osób poszukujących kontaktu z przyrodą, wrażeń estetycznych czy po prostu wypoczynku [Spychała, Graja-Zwolińska 2014]. Funkcją parków narodowych, oprócz zasadniczej funkcji ochronnej, jest ich udostępniane dla celów turystycznych. Poleski Park Narodowy, który założono w 1990 r., powołano w celu ochrony ekosystemów torfowiskowych

i związanej z nimi specyfiki stosunków wodnych oraz fauny i flory na nich żyjących. Do głównych jego zadań należy również czynna ochrona populacji żółwia błotnego i wodniczki oraz roślinności będącej reliktami polodowcowymi: brzozy niskiej oraz wierzb lapońskiej i borówkolistnej. Niezwykle ciekawe grupy roślin występujące w Parku to rośliny mięsożerne (8 gatunków) oraz storczyki (14 gatunków). Ponadto spotkać tu można przedstawicieli około 150 gatunków ptaków zakładających gniazda na tym terenie.

Zróżnicowany, a niejednokrotnie osobliwy, świat przyrody ożywionej i nieożywionej Polesia Lubelskiego był podstawą objęcia go różnymi formami ochrony przyrody. Na podkreślenie zasługuje tu obszar Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, które w całości objęte jest ochroną w formie Rezerwatu Biosfery UNESCO „Polesie Zachodnie".

10.3. Walory kulturowe regionu[6]

Polesie Lubelskie jest obszarem ścierania się różnych wpływów narodowych, kulturowych i religijnych. Zachowane zabytki odzwierciedlają bogatą historię, stanowiąc jednocześnie unikatowe bogactwo kulturowe. Największe znaczenie zarówno w aspekcie ilościowym, jak i jakościowym przypada budowlom sakralnym. Świątynie rzymskokatolickie, unickie, prawosławne i żydowskie są materialnymi oznakami wielokulturowości tego regionu. Wobec istotnych zmian demograficznych, jakie dotknęły mieszkańców regionu w czasie ostatniej wojny i okresie powojennym, zabytki te stanowią zazwyczaj jedyne świadectwo wielokulturowości i wielowyznaniowości.

Podstawowym składnikiem krajobrazu kulturowego Polesia Lubelskiego są elementy osadnictwa. Cechuje je znaczny stopień zachowania układów przestrzennych wraz z głównymi składnikami ich pierwotnej struktury (rynek wraz z zabudową, świątynie, cmentarze). Istotnymi elementami krajobrazu kulturowego Polesia są wsie, osadzone w krajobrazie rolniczym i naturalnym pejzażu przyrodniczym. Główne jego elementy składowe stanowią:

- **zabudowa wsi**, która w zależności od ilości i stanu zachowania substancji budowlanej oraz formy układu ruralistycznego tworzy indywidualną sylwetę;
- **architektura sakralna** – jest elementem reprezentacyjnym, jako z reguły dominująca, w krajobrazie wsi i małych miasteczek;
- **architektura rezydencjonalna** (zespoły folwarczne i dworsko-parkowe) stanowiąca charakterystyczny element struktury tradycyjnej wsi polskiej;

[6] Przygotowano w oparciu o *„Wojewódzki program opieki nad zabytkami w województwie lubelskim na lata 2007–2010"* oraz informacje zawarte na stronie internetowej Narodowego Instytutu Dziedzictwa, www.nid.pl.

- **mała architektura** – kapliczki i figury przydrożne stanowiące cenny akcent krajobrazu wiejskiego, zarówno ze względu na wartości artystyczne, jak też kultowe i kulturowe;
- **cmentarze wiejskie** – pierwotnie ściśle związane z zabudową kościoła (zakładane przy świątyniach), z czasem oddzielone, są zwykle wyraźnie czytelne w panoramie wsi.

W krajobrazie wsi i miasteczek dominuje kościół, którego wieże lub cała budowla stanowią dominantę w terenie, oraz zabudowa wiejska, kapliczki i krzyże przydrożne. Ze względu na zróżnicowanie etniczne regionu występują tu, różniące się pod względem architektonicznym, świątynie rzymskokatolickie, unickie i prawosławne oraz bożnice żydowskie. Inną znamienną cechą jest fakt, iż na przestrzeni wieków te same budowle użytkowane były przez wyznawców różnych religii. Ponadto, w większych jednostkach osadniczych odnaleźć można pozostałości dawnych dworów i folwarków. Drewniana zabudowa wiejska stosunkowo dobrze zachowana jest na terenach Poleskiego Parku Narodowego oraz we wschodniej części regionu. Oprócz budownictwa typowo polskiego można tu spotkać głównie chałupy rusińskie (ukraińskie) oraz, w północno-wschodniej części regionu, holenderskie budowane przez osadników niemieckich i domy tatarskie [Flaga, Szczęsna 2016]. Tatarzy, sprowadzenia przez Jana III Sobieskiego, zamieszkiwali w Studziance, Ortelu Królewskim i Zastawku. Zachowały się tam fragmenty muzułmańskich cmentarzy (mizarów) oraz najstarszy w Polsce nagrobek tatarski z 1704 r.

Grupa walorów kulturowych jest szczególnie atrakcyjna dla krajoznawstwa oraz wszelkich form turystyki kulturowej. Spośród walorów kulturowych szczególnie cenione przez turystów są zabytki architektury i budownictwa, będące świadectwem historii obszaru. Najbardziej wartościowe zabytki na Polesiu obejmują obiekty architektury sakralnej – kościoły, cerkwie i synagogi.

Najstarsze na Lubelszczyźnie kościoły nawiązują do okresu gotyckiego. Do grupy najcenniejszych zaliczana jest cerkiew zamkowa w Kodniu, ufundowana przez Pawła Sapiehę około 1540 r. (obecnie pełni funkcję kościoła katolickiego). Wiele obiektów zaliczanych jest do późniejszych formacji stylowych – głównie tzw. renesansu lubelskiego. Typ ten reprezentuje kościół św. Anny w Kodniu, posiadający godność bazyliki mniejszej, wzniesiony w latach 1629-1635. Grupę późnobarokowych świątyń tworzą kościoły we Włodawie (1741-1780), Ostrowie Lubelskim (1743-1755) i Orchówku (1770-1780), zaliczane do tzw. Grupy Fontanowskiej (Paweł A. Fontana) i stanowiące unikatowe zjawisko w sakralnej architekturze regionu. Formę przejściową – klasycyzm z elementami barokowymi – reprezentuje kościół w Sosnowicy (1797 r.). Na analizowanym obszarze znajdują się również kościoły neogotyckie. Wznoszono wówczas kościoły duże: trójnawowe, bazylikowe lub halowe, z jedną lub dwiema

wieżami – do wybitniejszych zaliczany jest kościół w Dorohusku (1821 r.) oraz zbudowane na początku XX wieku kościoły w Wisznicach, Jabłoniu i Parczewie.

Obszar Polesia Lubelskiego w znacznej mierze zasiedlony był przez ludność ruską wyznania prawosławnego. Najstarszym zachowanym obiektem tego wyznania jest drewniana greckokatolicka cerkiew wzniesiona jako unicka w 1631 r. w Kostomłotach. W latach 1875-1927 była cerkwią prawosławną, obecnie jest jedyną w Polsce parafią neounicką.

Proces, jaki miał miejsce w XVII wieku, przejście ludności z prawosławia na wyznanie greckokatolickie, odbił się w architekturze cerkiewnej, głównie murowanej. Cechy klasycystyczne widoczne są w cerkwiach unickich w Starym Brusie (1805-1807), Cycowie (1860-1870, centralizująca) oraz w cerkwi prawosławnej w Hańsku (1882 r.). Przykładem cerkwi zbudowanej na planie krzyża greckiego w stylu klasycystycznym jest również wzniesiona w latach 1838-1840 cerkiew pod wezwaniem św. Onufrego w Jabłecznej. Jej wyjątkowość podkreśla fakt, że jest główną świątynią, jednego z trzech w Polsce, męskiego klasztoru (monasteru). Po 1875 r. rozwinęła się też sterowana przez państwo rosyjskie akcja budowy cerkwi w typie „urzędowym" (prezbiterium, kubiczny korpus z kopułą i babińcem z wieżą). Czołowym twórcą tego nurtu był architekt Wiktor Syczugow. Do tego typu cerkwi zaliczamy świątynie w Dratowie (1888-1889), Sosnowicy (1891-1894) i Włodawie (1840-1843). Ciekawym architektonicznie obiektem jest zbudowana w stylu bizantyjsko-rosyjskim cerkiew w Sławatyczach wzniesiona w latach 1910-1912.

Skutki polityczne dwóch ostatnich wojen, szczególnie ustanowienie granicy państwowej na linii Bugu i związana z nim dwustronna „akcja repatriacyjna", widoczne są w znacznej liczbie dawnych cerkwi przejętych i użytkowanych przez kościół rzymskokatolicki. Część cerkwi została przekształcona przez wyeliminowanie kopuł, babińca lub wydłużanie i podział wzdłużny nawy. Dzięki temu upodobniła do świątyń katolickich. Mimo to, znaczna część dawnych cerkwi zachowała swoje zasadnicze kształty. Najbardziej uproszczony, a zarazem zokcydentalizowany typ świątyni unickiej reprezentują cerkwie bezkopułowe, o przewadze układu jednonawowego, z mniej lub bardziej wyodrębnionym prezbiterium. Piękne, drewniane świątynie znajdują się w Hannie (1739-1742, zachowana wraz z polichromią z epoki), Świerszczowie (1795 r.) oraz Holi (1846-1847, obecnie prawosławna). Innym, rzadziej spotykanym wariantem jest cerkiew dwuwieżowa w Kodeńcu (1791 r.). Jedną z najstarszych świątyń jest, pierwotnie unicka, cerkiew w Ortelu Królewskim (1707 r.), zbudowana z bali modrzewiowych, związanych na „jaskółczy ogon".

Na terenie Polesia Lubelskiego zachowały się również obiekty pełniące pierwotnie funkcje świątyń żydowskich – możemy je spotkać we Włodawie i w Parczewie. Wszystkie

pełniły funkcje sakralne do wybuchu II wojny światowej. W większym lub mniejszym stopniu zostały zniszczone podczas okupacji niemieckiej oraz ulegały dalszej dewastacji po jej zakończeniu. Najlepiej zachowanym zespołem synagogalnym na Lubelszczyźnie jest późnobarokowy obiekt we Włodawie. W skład kompleksu wchodzą Wielka Synagoga, Mała Synagoga oraz Dom Pokahalny. Synagoga powstała w latach 1764-1774, częściowo z fundacji rodziny Czartoryskich. Cechą charakterystyczną zabytku jest rozwiązanie fasady przypominającej elewację pałacu oraz zachowana, pomimo zniszczeń i remontów, sala modlitw o układzie dziewięciopolowym, a także bogato dekorowany neobarokowy *aron ha-kodesz*. W czasie II wojny światowej Niemcy zdewastowali świątynię i przekształcili na magazyn wojskowy. Po gruntownej restauracji obiekt stał się siedzibą Muzeum Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Synagoga w Parczewie, pochodząca z około 1920 r., została po wojnie przekształcona w kino, przez wiele lat była zaniedbana i pełniła funkcje obiektu usługowo-handlowego.

Na Polesiu Lubelskim nie zachowało się zbyt wiele zabytków architektury rezydencjonalnej. W Białej Podlaskiej, zwanej niegdyś Białą Radziwiłłowską, znajduje się pochodzący z lat 30. XVII wieku zespół pałacowo-parkowy, który obejmuje pozostałości dawnego zamku zbudowanego na planie gwiazdy pięcioramiennej z pięcioma bastionami otoczonymi fosą i wałem ziemnym. Obecnie znajduje się tam Muzeum Południowego Podlasia. Obiektem niezwykle interesującym pod względem architektonicznym jest otoczony parkiem neogotycki pałac w Jabłoniu, wybudowany przez Zamojskich w latach 1904-1905. Budynek nawiązuje do architektury angielskiej XVI wieku i jest zachowany w bardzo dobrym stanie. Na uwagę zasługuje również barokowy pałac Suchodolskich w Dorohusku z XVIII w.

W grupie obiektów zabytkowych unikatowym obiektem jest część dzieł obronnych w Terespolu należących do, leżącej po stronie białoruskiej, nadbużańskiej Twierdzy Brześć. Twierdza należy do najwybitniejszych przykładów sztuki fortyfikacyjnej przełomu wieków XIX i XX i była największą budowlą obronną Polesia. Fort Terespol należy do najstarszej wewnętrznej linii dziesięciu fortów brzeskich i jest usytuowany w odległości około 3 km od rdzenia Twierdzy Brzeskiej. Obiekt zachowany jest najlepiej ze wszystkich fortów zespołu.

W turystyce istotną rolę odgrywają atrakcje turystyczne związane z obiektami i kulturowymi, w tym w szczególności muzeami i skansenami. Na Polesiu Lubelskim znajduje się kilkanaście jednostek prezentujących miejsca i wystawy o zróżnicowanej tematyce. Wśród nich na szczególną uwagę zasługują: muzea regionalne – Muzeum Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego we Włodawie i Muzeum Południowego Podlasia w Białej Podlaskiej, muzeum martyrologiczne – Muzeum i Miejsce Pamięci w Sobiborze (były hitlerowski obóz zagłady)

oraz muzeum biograficzne – Muzeum Józefa Ignacego Kraszewskiego w Romanowie. Dużym zainteresowaniem turystów cieszą się również Ośrodek Dydaktyczno-Muzealny Poleskiego Parku Narodowego w Załuczu Starym oraz skansen w Holi.

Muzeum Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego we Włodawie mieści się w zespole synagogalnym, w skład którego wchodzą: Wielka Synagoga, Mała Synagoga oraz Dom Pokahalny. Muzeum, funkcjonujące od 1983 r., w swej działalności koncentruje się na badaniach naukowych i gromadzeniu zabytków z zakresu kultury żydowskiej, etnografii Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, historii Włodawy i okolic oraz pracy wystawienniczo-oświatowej w zakresie etnografii, historii i oświaty. Na szczególną uwagę zasługują kolekcje tkactwa i rybołówstwa oraz dawne narzędzia służące do uprawy roli, zdobywania pożywienia, produkcji tkanin oraz bogaty zbiór strojów włodawskich i rękodzieła artystycznego. Dział historyczny ukazuje złożoną historię okolic Włodawy, którą współtworzyli Polacy, Żydzi i ludność ruska. Szczególne miejsce w zbiorach zajmują judaica prezentowane w sali męskiej Dużej Synagogi: Tora, Rimonimy, Korona na Torę, Jad, Mezuza, Filakterie, świeczniki i inne przedmioty związane z różnymi aspektami życia Żydów. Muzeum Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego we Włodawie zostało nagrodzone przez państwo Izrael dyplomem uznania „Za zasługi dla ochrony dziedzictwa kultury żydowskiej w Polsce".

Pierwsza placówka muzealna w Białej Podlaskiej, powołana w 1924 r., nie przetrwała niestety II wojny światowej. Muzeum Południowego Podlasia powstało w 1966 r. jako Muzeum Regionalne. W 1983 r. Muzeum uzyskało siedzibę w parku Radziwiłłowskim. Na potrzeby placówki przeznaczono: bramę wjazdową wraz z ćwierćkolistym tunelowym łącznikiem zwanym „szyją", wieżę bramną oraz kaplicę pałacową dawnego obronnego zespołu pałacowego Radziwiłłów. W Muzeum zgromadzono bogate zbiory materialnej kultury ludowej Południowego Podlasia oraz malarstwa poświęconego tematyce koni czystej krwi arabskiej. Najcenniejszą grupę eksponatów stanowi licząca około 1400 obiektów – jedna z największych w Polsce – kolekcja ikon rosyjskich z wieków XVII-XIX, zgromadzonych głównie dzięki konfiskatom celnym.

Muzeum i Miejsce Pamięci w Sobiborze (oddział Państwowego Muzeum na Majdanku w Lublinie) zainaugurowało działalność w październiku 1993 r. Obóz w Sobiborze (SS-Sonderkommand Sobibór) został wybudowany w ramach Reinhard Aktion, w pobliżu stacji kolejowej, w podmokłych i zabagnionych lasach. Od głównej linii kolejowej do lasu prowadziła bocznica zakończona betonową rampą. Teren obozu miał kształt prostokąta o powierzchni 58 hektarów. Całość otoczono trzema rzędami drutów kolczastych o wysokości dwóch metrów i fosą o głębokości trzech metrów, wypełnioną wodą. W obozie zamontowano dziewięć komór

gazowych, w których jednocześnie mieściło się pięćset osób. Od marca 1942 do października 1943 r. hitlerowcy wymordowali tu około 250 tys. osób, głównie Żydów z Polski, Rosji, Niemiec i Holandii. W dniu 14 października 1943 r. w obozie wybuchł zbrojny bunt więźniów, kierowany przez oficera sowieckiego, Aleksandra Peczorskiego, zakończony ucieczką około 300 więźniów, z których zaledwie kilkudziesięciu doczekało wyzwolenia. Niemcy po stłumieniu buntu zlikwidowali obóz usuwając wszystkie ślady i posadzili na jego terenie las sosnowy. Wydarzenia te posłużyły do nakręcenia filmu fabularnego (1987 r.) na podstawie książki Richarda Raschke „Ucieczka z Sobiboru" (*Escape from Sobibor*). Na terenie muzeum znajdują się: symboliczny kopiec-mogiła z prochami pomordowanych więźniów, pomnik więźniarki z dzieckiem, obelisk symbolizujący komory gazowe, budynki poobozowe, mur kamienny z wmurowanymi tablicami (tekst na tablicy w językach: polskim, angielskim, hebrajskim, jidisz i holenderskim, informuje o tragedii, jaka wydarzyła się na tym terenie w czasie okupacji hitlerowskiej). Muzeum obecnie jest zamknięte. Na jego terenie od marca 2017 r. trwają prace budowlane i remontowe. Otwarcie Muzeum i Miejsca Pamięci w Sobiborze planowane jest na 2020 r.

Muzeum Józefa Ignacego Kraszewskiego w Romanowie to niewielkie muzeum biograficzne zlokalizowane w klasycystycznym murowanym dworku, wybudowanym w latach 1806–1811, należącym początkowo do dziadków, a później rodziców pisarza. W Romanowie spędził on swoje dzieciństwo, a w latach młodości przyjeżdżał tu na wakacje. Budynek przekształcono w muzeum w 1962 r., w sto pięćdziesiątą rocznicę urodzin Kraszewskiego. Od początku swej działalności muzeum zgromadziło rękopisy i prawie kompletny zbiór dziewiętnastowiecznych wydań dzieł pisarza, a także znaczącą kolekcję czasopism, do których pisywał. Pokaźny jest zbiór medali i medalionów wybitych na cześć pisarza oraz portretów jego, członków rodziny i osób zaprzyjaźnionych. Wśród prywatnych pamiątek po pisarzu są m.in. fotografie i dokumenty rodzinne, srebrny zegarek kieszonkowy z monogramem JIK, nóż do rozcinania papieru, tłok pieczętny z rodowym herbem Jastrzębiec oraz zabawka z lat dziecięcych Józefa Ignacego – porcelanowa psia budka.

Ośrodek Dydaktyczno-Muzealny Poleskiego Parku Narodowego w Załuczu Starym swą działalność rozpoczął w styczniu 1993 r. i jest ważnym obiektem edukacyjnym Parku. Składa się z muzeum, wiaty muzealnej i ścieżki „Żółwik" z oczkiem wodnym. W części muzealnej zgromadzone są eksponaty: archeologiczne, etnograficzne, historyczne (militaria, numizmaty, dokumenty) i przyrodnicze, a także zbiory prezentujące dziedzictwo kulturowe Polesia Lubelskiego. W wiacie muzealnej mieszczą się duże eksponaty etnograficzne, m.in.: sąsiek –

pojemnik na zboże wydłubany z pnia 250-letniej sosny oraz wozy chłopskie i bryczki produkowane niegdyś w Załuczu Starym.

Skansen w Holi prowadzony jest społecznie przez Towarzystwo Miłośników Skansenu Kultury Materialnej Chełmszczyzny i Podlasia. W skansenie gromadzone są obiekty budownictwa ludowego prezentujące kulturę materialną regionu. Znajduje się tu odtworzona wiejska zagroda typowa dla tych terenów. W jej skład wchodzą: chałupa z końca XIX wieku z Wyryk z wyposażeniem, stodoła z XIX wieku z Okczyna ze ścianami plecionymi z wikliny, a także studnia z żurawiem i kilka drewnianych uli z XIX wieku – tzw. kołody. Obok stoi kapliczka przydrożna z XIX wieku z Wyryk i wiejski przydrożny krzyż z XIX wieku z Holi. W skansenie znajdują się również: wiatrak „koźlak" z początku XX wieku z Wołoskowoli, piec garncarski oraz stanowisko ornitologiczne. Obok skansenu usytuowana jest cerkiew z 1702 r. wraz z dzwonnicą, które udostępnione są do zwiedzania.

W grupie obiektów, których działalność, podobnie jak muzeów, związana jest z edukacją, należy wspomnieć wieś tematyczną Kraina Rumianku w Hołownie (północna część Polesia Lubelskiego). W najbliższej okolicy od wielu lat wśród rolników są plantatorzy ziół, w tym rumianku. W ostatnich latach we wsi nastąpiło zainteresowanie rumiankiem już nie tylko jako rośliną przemysłową, ale produktem turystycznym i edukacyjnym. Pierwszym krokiem było powołanie Stowarzyszenia Aktywizacji Polesia Lubelskiego „Kraina Rumianku". Budowę produktu turystycznego w postaci rumiankowej wioski rozpoczęto od powołania w 2004 r. Ośrodka Edukacji Regionalnej w Hołownie. Ośrodek utworzono na bazie budynku byłej szkoły. Działka wraz z budynkiem zajmuje powierzchnię 40 arów. W Ośrodku realizowane są zajęcia poświęcone poznawaniu dziedzictwa kulturowego Lubelszczyzny. Odbywa się tu mielenie zboża w żarnach, robienie masła w drewnianej maselnicy, pranie bielizny kijanką i na tarze w balii, przędzenie i tkanie płótna. Można również lepić gliniane garnki, rzeźbić, wyplatać przedmioty ze słomy, malować na szkle, haftować czy tkać gobeliny. Odbywają się tu zielone szkoły, turnusy wakacyjne, wizyty studyjne, pikniki integracyjne. Od 2005 r. cyklicznie w Hołownie odbywa się festyn „Święto rumianku". W Ośrodku Edukacji znajdują się również miejsca noclegowe Do Hołowna przybywają zarówno grupy krajowe, jak i zagraniczne, aby wziąć udział w warsztatach edukacyjnych. Ponadto utworzono zespół obrzędowy „Rumenok", mający w repertuarze widowisko poświęcone niekonwencjonalnym metodom leczenia i zastosowania ziół w medycynie ludowej. Kraina Rumianku w Hołownie to wioska tematyczna, gdzie dzieci i młodzież oraz dorośli mogą doświadczyć, jak żyli, pracowali i odpoczywali nasi przodkowie. Wszystko to dzieje się w scenerii polskiej wsi, gdzie dawne obyczaje są wciąż żywe i praktykowane [Skowronek i in. 2011].

10.4. Funkcja turystyczna w strukturze funkcjonalnej

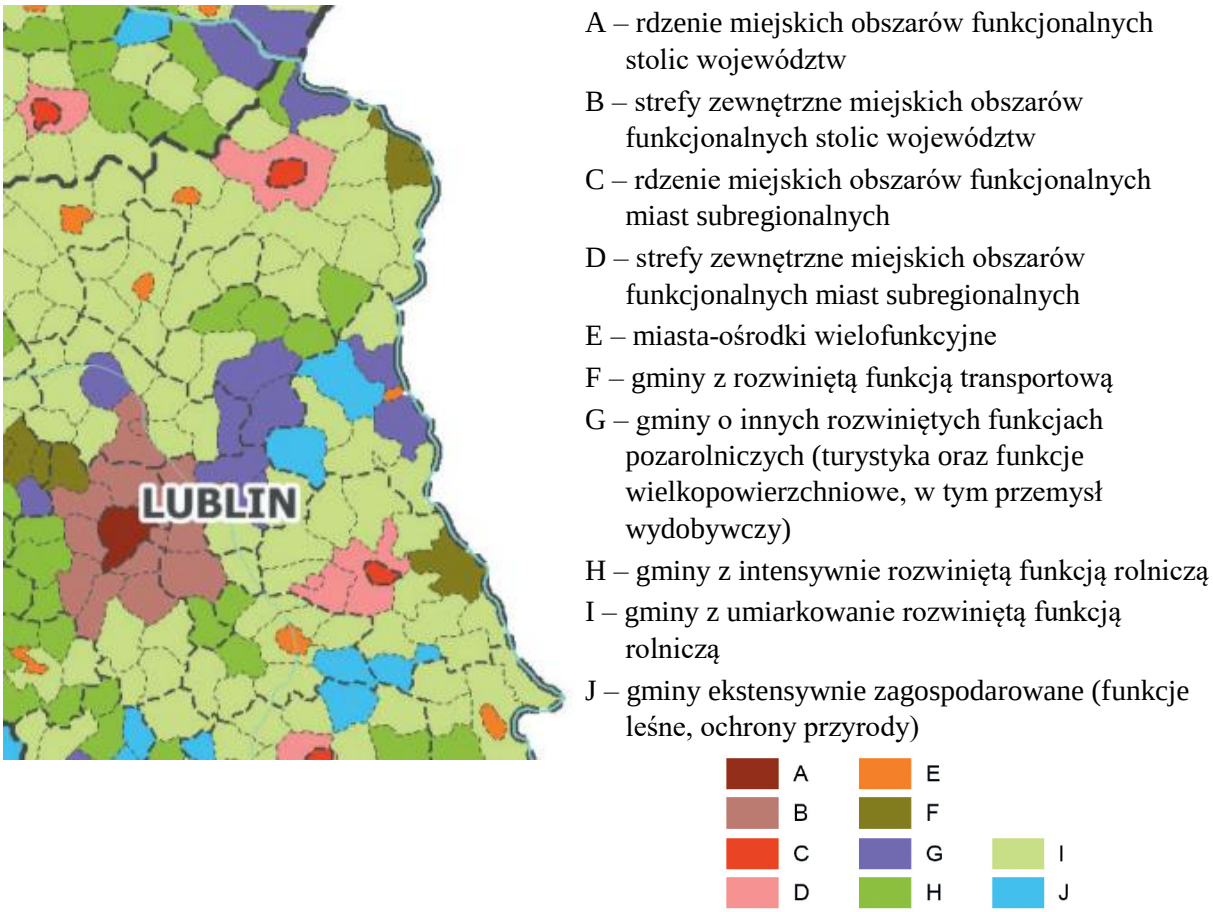
Turystyka postrzegana jest współcześnie jako czynnik wzrostu społeczno-gospodarczego – jak jedna z gałęzi gospodarki, którą traktuje się na równi z przemysłem, transportem czy handlem. Często jej ogólny rozwój jest utożsamiany z rozwojem społeczno-gospodarczym regionu, który pełni funkcję turystyczną, która jest zazwyczaj funkcją dynamiczną, powodującą rozwój terytorialny i ludnościowy jednostek, jednakże rzadko, zwłaszcza w realiach polskich, jest funkcją wiodącą. Najczęściej działalność związana z obsługą ruchu turystycznego jest działalnością komplementarną, uzupełniającą w stosunku do podstawowych dziedzin życia gospodarczego danego obszaru [Siejkowska 2003]. W jednostkach przestrzennych, w których występuje funkcja turystyczna, niezależnie od jej rangi ekonomicznej i przestrzennej, turystyka stanowi jedną ze znaczących form działalności społeczno-gospodarczej [Fischbach 1989]. Działalność ta skupia się na zaspokajaniu szeroko rozumianych potrzeb wypoczynkowych i poznawczych człowieka, który przybywa na dany obszar w celach turystycznych [Wiluś 1997]. Należy podkreślić, że w szerokim ujęciu funkcja turystyczna to cała działalność społeczno-ekonomiczna, która jest skierowana na obsługę turystów i którą miejscowość lub obszar spełnia w systemie gospodarki narodowej. Badacze różnych dyscyplin naukowych często traktują funkcję turystyczną jako jeden z ważniejszych czynników decydujących o przemianach funkcjonalnych ośrodków miejskich i wiejskich [Krukowska, Świeca 2018b].

Identyfikacja regionów o funkcji turystycznej wymaga zastosowania odpowiednich mierników. Jednakże turystyka jest zjawiskiem, którego bezpośredni całkowity pomiar nie jest możliwy. Oczywiście możliwy jest pomiar liczby turystów, liczby noclegów czy nawet, w pewnym stopniu, dochodów uzyskanych w ramach prowadzenia działalności turystycznej. Niemniej jednak nie sposób określić, jaka część obrotów handlowych wynika ze sprzedaży dóbr i usług konsumowanych przez turystów. Złożoność zjawiska turystyki wynikająca z szerokiego zakresu działalności turystycznej i aktywności turystów powoduje, że niemożliwe jest całkowite określenie wielkości realizowanego przez nich popytu [Szromek 2013].

Analiza rozwoju funkcji turystycznej najczęściej dokonywana jest za pomocą kilku wskaźników i odnoszona do jednostek określonych podziałem administracyjnym [m.in. Krukowska, Świeca 2018a, b], co wynika z dostępności niezbędnych danych statystycznych. W literaturze przedmiotu spotykamy się z różnymi koncepcjami typologii funkcjonalnej obszarów, bazującymi na analizie zbioru wskaźników diagnostycznych.

Przedstawiona klasyfikacja funkcjonalna (ryc. 1) uwzględnia dziesięć kategorii gmin, zróżnicowanych pod możliwie wieloma względami oraz jak najpełniej określającymi stan ich rozwoju pod względem: administracyjnym, funkcjonalnym, społeczno-gospodarczym

i morfologicznym. Z założenia względy te opierają się – w mniejszym bądź większym stopniu – na funkcjach, rozumianych jako przeznaczenie i rola terytorium w organizacji przestrzennej [Śleszyński 2012; Śleszyński, Komornicki 2016].



Ryc. 1. Klasyfikacja funkcjonalna gmin obszaru Polesia Lubelskiego na podstawie [Śleszyński, Komornicki 2016]

W celu identyfikacji gmin o rozwiniętej funkcji turystycznej zastosowano dwa kryteria delimitacyjne, które musiały być spełnione łącznie [Śleszyński, Komornicki 2016]. Wśród szczegółowych kryteriów określających funkcję turystyczną przyjęto wskaźniki: Baretje'a-Deferta (miernik poziomu zagospodarowania turystycznego, wyrażający liczbę turystycznych miejsc noclegowych przypadających na 100 mieszkańców) i Charvata (intensywności ruchu turystycznego, określającego liczbę udzielonych noclegów przypadających na 100 mieszkańców). Przyjmuje się, że pierwszy ze wskaźników odzwierciedla charakter podażowy zjawisk turystycznych, drugi natomiast – charakter popytowy [Krukowska, Świeca 2018a].

Analizowany obszar Polesia Lubelskiego obejmuje tereny ponad 40 gmin, położonych w całości bądź częściowo na jego terenie. Zdecydowana większość gmin to tereny użytkowane rolniczo – z umiarkowanie i intensywnie rozwiniętą funkcją rolniczą. Wyróżniamy tu jeden

miejski obszar funkcjonalny miasta subregionalnego Biała Podlaska wraz z otaczają go strefą zewnętrzną oraz jeden miejski ośrodek wielofunkcyjny – Włodawa. Pozostałe gminy to obszar wiejski[7] (ryc. 1).

Na podkreślenie, z punktu widzenia znaczenia dla turystyki, zasługują dwie gminy ekstensywnie zagospodarowane, co wiąże się z funkcjami ochrony przyrody i leśną. Tak sklasyfikowana została gminy Urszulin, na terenie której położony jest Poleski Park Narodowy, oraz gmina Wyryki, której powierzchnia w 58% pokryta jest lasami.

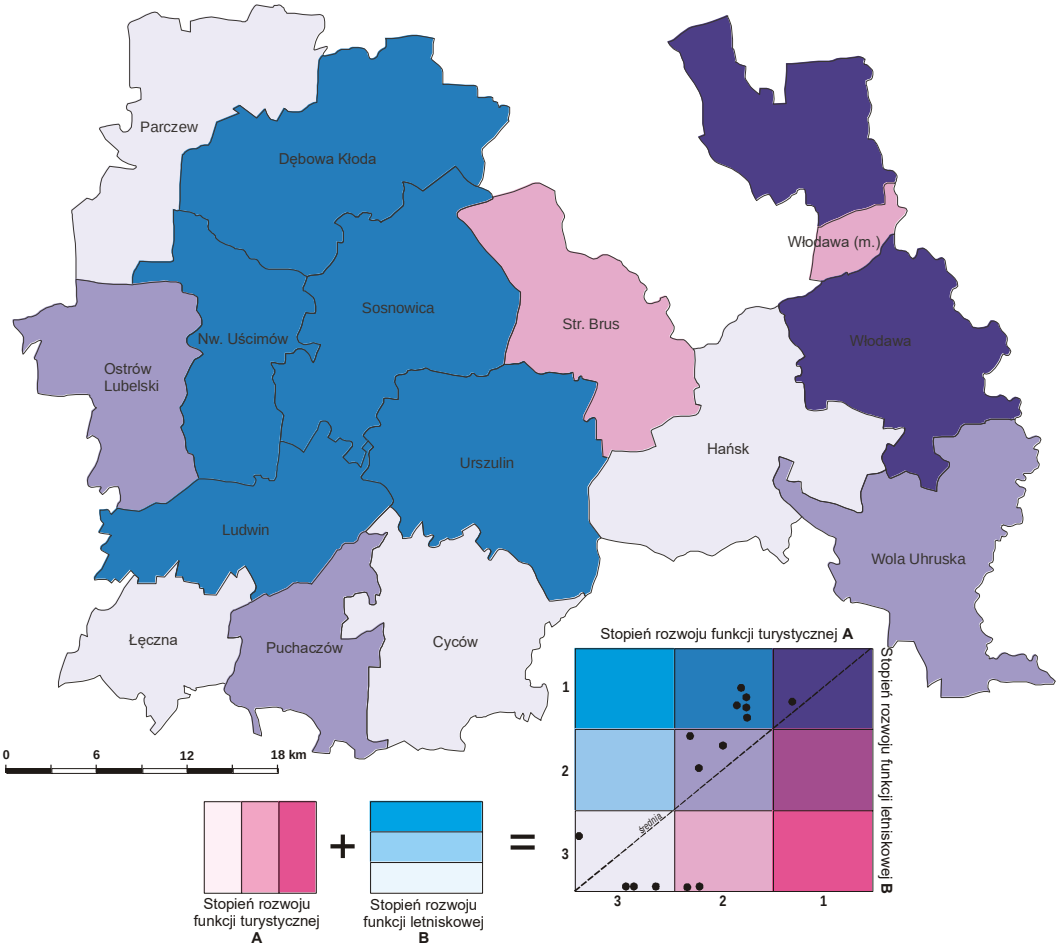
Spośród wszystkich gmin Polesia Lubelskiego sześć – Dębowa Kłoda, Ludwin, Puchaczów, Sosnowica, Uścimów i Włodawa – to gminy, w których poza funkcją rolniczą rozwija się w różnym stopniu funkcja turystyczna (ryc. 1). Wszystkie położone są w obrębie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego.

Szczegółowa typologia funkcjonalna przestrzeni turystycznej Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (ryc. 2) została przygotowana na podstawie wskaźnika rozwoju funkcji turystycznej (wyrażonego liczbą miejsc noclegowych przypadających na 100 mieszkańców) oraz wskaźnika rozwoju funkcji letniskowej (mierzonego liczbą drugich domów na 100 domów stałych).

Analiza ta wskazuje (ryc. 2), że w gminie Włodawa stopień funkcji turystycznej mierzonej zarówno wielkością bazy noclegowej, jak i drugich domów osiągnął najwyższy poziom. Typ kolejny określono dla gmin: Uścimów, Ludwin, Dębowa Kłoda, Sosnowica i Urszulin. Gminy te mają mniejszą, niż w przypadku gminy Włodawa, pojemność bazy noclegowej, ale na ich terenie zdecydowanie dominuje funkcja letniskowa. W zakresie funkcji letniskowej wyróżnia się gmina Ludwin. Dla niej określono najwyższy wskaźnik rozwoju funkcji letniskowej.

Analizom typologicznym poddano również 68 miejscowości Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Do grupy o najwyższym stopniu rozwoju funkcji turystycznej i letniskowej zaklasyfikowano 9 miejscowości usytuowanych nad jeziorami, charakteryzujących się najwyższym poziomem ruchu turystycznego Są to: Białka (jezioro Bialskie), Grabniak (jezioro Rotcze), Krasne (jezioro Krasne), Krasne Krzywe (jezioro Łukcze), Lejno (jezioro Zagłębocze), Okuninka (jezioro Białe), Piaseczno i Rozpłucie I (jezioro Piaseczno) oraz Rogóźno (jeziora Rogóźno i Łukcze). Miejscowości te należą do najpopularniejszych miejsc wypoczynku w tym regionie.

[7] Na obszarze tym wydziela się trzy gminy miejsko-wiejskie: Ostrów Lubelski, Parczew, Terespol.



Ryc. 2. Typologia funkcji turystycznej w gminach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Region Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego dla turystów został odkryty w połowie lat 50. ubiegłego wieku. Do tego czasu główną przeszkodą rozwoju zjawisk turystycznych na tym obszarze była trudna dostępność komunikacyjna. Pojezierze odwiedzane było sporadycznie, głównie przez naukowców, wędkarzy i nielicznych indywidualnych turystów. Obszarami eksploracji turystycznej były jeziora, często trudno dostępne, oraz obszary bagien i torfowisk.

Wraz z budową w latach 50. ubiegłego wieku kanału Wieprz-Krzna i związaną z tym rozbudową sieci dróg pojawiła się możliwość dotarcia do nowych miejsc. Powstały drogi o utwardzonej nawierzchni (asfaltowe), m.in. Łęczna-Sosnowica-Parczew, drogi do wsi Kaniwola, Krasne i Rozpłucie oraz obwodnica wokół jeziora Białego Włodawskiego. Faza wprowadzania inwestycji turystycznych związana jest z początkiem budowy pierwszych ośrodków wczasowych nad jeziorami Białym Włodawskim i Bialskim. Znaczne nasilenie budownictwa ośrodków wczasowych funkcjonujących w ramach turystyki socjalnej zanotowano w latach 60. Powstały wtedy ośrodki nad jeziorami Rogóźno, Piaseczno i Bialskie oraz kilkanaście nad jeziorem Białym. Ponadto w 1957 r. powstały pierwsze na Pojezierzu

działki letniskowe nad jeziorem Rogóźno, a następnie nad jeziorami Krasne i Łukcze. Pod koniec lat 60. drugie domy pojawiły się również nad jeziorem Białym.

W latach 70. XX wieku następował dalszy intensywny rozwój infrastruktury. Wówczas powstała większość ośrodków wczasowo-wypoczynkowych funkcjonujących w różnej formie do dzisiaj. Dotyczy to terenów wokół jezior: Rogoźno, Łukcze, Krasne, Bialskie, Piaseczno i Białe Włodawskie. Zagospodarowywanie terenów prowadzone było bardzo szybko, bez jakichkolwiek planów zagospodarowania przestrzennego. Szczególnie intensywnie rozwinęło się budownictwo ośrodków wypoczynkowych, które funkcjonowały dzięki tzw. turystyce socjalnej. Właścicielami ośrodków były zazwyczaj zakłady pracy, głównie z obszaru obecnego województwa lubelskiego. Większość ośrodków znajdowała się w bezpośrednim sąsiedztwie jezior, a wiele z nich obejmowało również plaże położone przy ich granicach. Nad jeziorami Rogóźno, Krasne, Łukcze, Białe Włodawskie intensywnie rozwijała się również indywidualna zabudowa letniskowa.

Na początku lat 80. XX wieku przyrost liczby miejsc w obiektach noclegowych wczasowych znacznie się zmniejszył. Od tego czasu powstało zaledwie kilka dużych obiektów noclegowych. W tym czasie powstawały pierwsze plany zagospodarowania przestrzennego dla obszarów turystycznych, np. Miejscowy plan zagospodarowania zespołu jezior Białe i Glinki z 1980 roku [Krukowska i in. 2010]. Od połowy lat 80. na Pojezierzu, podobnie jak w całej Polsce, nastąpił zauważalny spadek zainteresowania zorganizowanymi, grupowymi wyjazdami na rzecz rekreacji organizowanej indywidualnie. Z powodów ekonomicznych zakłady pracy nie inwestowały w stan ośrodków wczasowych. Wiele z nich zmieniło właścicieli i zostało przekształconych w ogólnodostępne ośrodki wypoczynkowe. Na tym etapie powstały nowe ogólnodstępne obiekty noclegowe, najczęściej typu pensjonatowego. Jednocześnie okres ten zaznaczył się intensywnym rozwojem zabudowy letniskowej. Władze większości gmin zaczęły przeznaczać tereny pod budownictwo indywidualne. Nowe działki wytyczane są na nowych, dotychczas niezagospodarowanych obszarach (np. jeziora Glinki, Wytyczno). Dość powszechnie działki letniskowe były wydzielane również na terenach prywatnych należących do okolicznych rolników. Wiele działek powstało w tym czasie nielegalnie. Były to działki rekreacyjne wyznaczone na terenach przeznaczonych do produkcji rolnej i leśnej, kolidujące z przeznaczeniem w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego. Spowodowało to bardzo duże zagęszczenie tego typu budownictwa nad jeziorami.

Na początku XXI wieku liczba miejsc noclegowych w obiektach zbiorowego zakwaterowania, pomimo powstania wielu nowych obiektów noclegowych, minimalnie się zmniejszyła. Na taki stan miały wpływ przede wszystkim likwidacja bądź przekształcenie

części ośrodków wczasowych w indywidualne domy letniskowe. Zaznaczyło się również nieznaczne spowolnienie tempa przyrostu liczby miejsc noclegowych w drugich domach. Jest to spowodowane przeinwestowaniem wielu obszarów Pojezierza i poszukiwaniem nowych, bardziej izolowanych obszarów na działki letniskowe (np. tereny w gminie Wola Uhruska).

Intensywny rozwój infrastruktury turystycznej w wielu miejscach na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim można określić mianem urbanizacji bądź kolonizacji turystycznej [Dziegieć 1995; Liszewski 1995]. Przemiany, które nastąpiły na tym obszarze dotyczą w głównej mierze użytkowania ziemi – w wyniku przeznaczania terenów rolniczych i leśnych na działalność wypoczynkową (tereny ośrodków wypoczynkowych, działek letniskowych) oraz przekształceń układów przestrzennych i funkcjonalnych – w wyniku powstawania nowych dzielnic wsi złożonych z zabudowy służącej turystom.

10.5. Formy turystyki

Podstawą rozwoju turystyki są walory turystyczne oraz odpowiednia infrastruktura turystyczna. Na terenie Polesia Lubelskiego największą popularnością cieszy się turystyka wypoczynkowa, związana z penetracją obszarów jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Naturalne zbiorniki wodne i ich strefy brzegowe są jednym z wiodących i powszechnie wykorzystywanych na potrzeby użytkowania turystycznego komponentów środowiska przyrodniczego.

Przeprowadzona analiza atrakcyjności turystycznej Pojezierza była podstawą wydzielenia siedmiu obszarów jeziornych o najwyższym stopniu atrakcyjności turystycznej [Krukowska, Krukowski 2013]. W grupie tej znalazły się jeziora: Bialskie, Białe Włodawskie, Krasne, Łukcze, Piaseczno, Rogóźno i Zagłębocze. O poziomie ich atrakcyjności zadecydowały głównie elementy zagospodarowania turystycznego i walory przyrodnicze. Wyznaczone obiekty jeziorne charakteryzuje możliwość łatwego korzystania z wód, jak również odpowiednie zagospodarowanie strefy penetracji przybrzeżnej. Są to zbiorniki o dużej powierzchni (powyżej 50 ha), należące do najgłębszych na omawianym obszarze, często położone w pobliżu kompleksów leśnych i o bardzo dobrej dostępności komunikacyjnej. Jeziora te są w różnym stopniu zagospodarowane – dysponują baza noclegową i gastronomiczną oraz zlokalizowane są tu obszary działek letniskowych.

Potwierdzeniem atrakcyjności jezior i ich dużego znaczenia w kształtowaniu funkcji turystycznej są wyniki badań ankietowych przeprowadzonych wśród turystów wypoczywających na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Respondenci jako motyw przyjazdu najczęściej podawali możliwość wypoczynku nad wodą – 87% wskazań. Podobnie odpowiadali

użytkownicy działek letniskowych. Według nich o atrakcyjności regionu świadczą występujące tu jeziora (87% wskazań) oraz lasy (58% wskazań), a głównym motywem nabycia działki letniskowej w tym regionie (78% wskazań) była możliwość wypoczynku nad wodą. Jako drugi powód wskazywano na występujące tu kompleksy leśne (35% wskazań) [Krukowska, Krukowski 2013].

Turystyka wypoczynkowa realizowana jest również poza obszarami jezior. Do najbardziej popularnych miejsc należą gospodarstwa agroturystyczne i kwatery prywatne zlokalizowane w miejscowościach położonych na Bugiem, zlokalizowane w gminach Wola Uhruska i Horodło. Najwięcej możliwości oferuje Wola Uhruska, gdzie bliskość rzeki Bug i jej starorzeczy stanowi doskonałe miejsce do wypoczynku. Na jednym ze starorzeczy funkcjonuje strzeżone kąpielisko z placem zabaw dla dzieci i wypożyczalnią sprzętu wodnego. Zaletą miejscowości jest również sąsiedztwo Lasów Sobiborskich, dających różnorodne możliwości spędzania wolnego czasu.

Na Polesiu Lubelskim rozwijają się również inne formy turystyki integralnie związane z jego dużym potencjałem przyrodniczo-krajobrazowym i stanowiące atrakcyjną formę spędzania wolnego czasu. Jedną z najczęściej realizowanych form aktywności turystyczno-rekreacyjnej w ramach m.in. uatrakcyjniania stacjonarnych pobytów wypoczynkowych jest turystyka piesza. Przez obszar Polesia przebiega kilkanaście głównych szlaków pieszych, wśród których na uwagę zasługuje Szlak Nadbużański (czerwony – o długości około 160 km), prowadzący doliną środkowego Bugu, wzdłuż wschodniej granicy Polesia. Na trasie wędrówki znajdują się parki krajobrazowe Sobiborski i Strzelecki oraz rezerwaty przyrody „Żółwiowe Błota" i „Małoziemce". W środkowej części szlak prowadzi przez teren Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery „Polesie Zachodnie". Panoramę okolicy możemy obejrzeć z wież widokowych, m.in.: w Orchówku i Woli Uhruskiej. Wędrując szlakiem pieszym dotrzemy do historycznych ośrodków miejskich: Terespola, Kodnia, Włodawy, Dubienki, Horodła. Najcenniejszymi obiektami zabytkowymi na trasie są obiekty pogranicza: kościół w Kodniu, kościół, cerkiew i dawna synagoga we Włodawie, cerkwie prawosławne w Terespolu i Jabłecznej, cerkiew neounicka w Kostomłotach, prawosławny monastyr w Jabłecznej. Na trasie znajduje się również Sobibór z terenem byłego hitlerowskiego obozu zagłady.

Ponadto turyści do dyspozycji mają trasy wyznaczone głównie na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Najdłuższy szlak to Szlak Centralny Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (niebieski, 120 km) na trasie Włodawa-Urszulin obejmujący tereny Poleskiego Parku Narodowego oraz parków krajobrazowych: Poleskiego i „Pojezierze Łęczyńskie". Ciekawe są Szlak Pojezierny Południowy (żółty, 58 km) – poprowadzony z Urszulina przez

południową enklawę Poleskiego Parku Narodowego (Bagno Bubnów) do Chełmskiego Parku Krajobrazowego oraz Szlak Siedmiu Jezior Włodawskich (żółty, 21 km) wytyczony w formie pętli wokół siedmiu jezior reprezentujących różne typy troficzne, położonych na południe od Włodawy.

Historię terenów Polesia prezentuje Poleski Szlak Partyzancki (czerwony, 116 km), poprowadzony na trasie Urszulin-Parczew, przez obszar Poleskiego Parku Narodowego oraz Lasy Parczewskie, głównie w celu prezentacji miejsc związanych z walkami partyzanckimi prowadzonymi w czasie II wojny światowej. Ponadto na analizowanym obszarze istnieje wiele szlaków lokalnych, prezentujących jego walory przyrodnicze i kulturowe.

Turystyka piesza realizowana jest również na ścieżkach wyznaczonych na obszarze Poleskiego Parku Narodowego. Biorąc pod uwagę główny cel turystów – poznawanie, obserwowanie i podziwianie przyrody – mówimy tu o turystyce przyrodniczej.

W granicach Poleskiego Parku Narodowego udostępnione są edukacyjne ścieżki przyrodnicze wyposażone w infrastrukturę turystyczną – zadaszenia, parkingi, miejsca na ogniska, tablice informacyjno-dydaktyczne. W celu umożliwienia turystom wygodnego i bezpiecznego poruszania się po terenach bagiennych w trudnych miejscach trasy ścieżek poprowadzono po drewnianych kładkach.

Ścieżka Dąb Dominik prowadzi przez różne typy lasów (grąd wysoki i niski, ols kępowo-dolinkowy, bór bagienny) do będącego w ostatniej fazie zarastania dystroficznego jeziora Moszne. Jej długość wynosi 3,5 km (skrócony wariant 2,5 km). Szczególnym elementem ścieżki jest torfowisko przejściowe. Występują tu rzadkie i interesujące rośliny borealne: wierzby lapońska i borówkolistna, brzoza niska, owadożerna rosiczka okrągłolistna oraz modrzewnica zwyczajna i bagno zwyczajne. Krótszy wariant trasy przystosowany jest do zwiedzania przez osoby niepełnosprawne oraz rodziny z dziećmi w wózkach.

Ścieżka Spławy, o długości 7,5 km, prezentuje cenne zespoły leśne: subborealną brzezinę bagienną oraz ols kępowo-dolinkowy, a także torfowisko przejściowe „Spławy" i różne typy łąk. Jej szczególną atrakcją są rośliny mięsożerne, kwitnące storczyki i skrzypy bagienne. Ścieżka kończy się nad jeziorem Łukie. Zapoznać się tu można ze strefowością roślinności w jeziorze eutroficznym.

Przyrodniczo-historyczna ścieżka Obóz Powstańczy prowadzi leśną drogą do wieży widokowej, zlokalizowanej na skraju łąk „Pociągi", skąd można zaobserwować łosie, jelenie, sarny oraz żurawie i czarne bociany. Nieopodal kładki poprowadzonej w dalszej części trasy spotkamy żeremie bobrowe. W okolicy ścieżki znajduje się historyczne miejsce obozu powstańców styczniowych. Łączna długość trasy wynosi 4 km.

Najnowsza ścieżka Czahary, udostępniona w 2019 roku, to pierwsza trasa prowadząca przez tereny Bagna Bubnów – największego torfowiska PPN. Znajduje się tu rozlewisko w Zastawiu – miejsce największych koncentracji żurawi przed odlotami. Ponadto dzięki drewnianym kładkom, wieżom i platformom możemy oglądać łąki trzęślicowe, kwitnące storczyki i gnidosza królewskiego oraz stanowisko wodniczki. Trasa o długości 6,5 km udostępniona jest również dla osób niepełnosprawnych i rodzin z wózkami dziecięcymi.

Ścieżka ta, podobnie jak kolejna, wykorzystywana jest często przez osoby zainteresowane realizacją swoich pasji związanych z obserwacją ptaków i ich identyfikacją. Turystyka ornitologiczna, której celem jest ochrona ptaków i edukacja ekologiczna, realizowana jest w dużej mierze wzdłuż Ścieżki Perehod, która prowadzi groblami przez kompleks Stawów Pieszowolskich. Przejście odbywa się również przez lasy grądowe, bór sosnowy oraz wrzosowiska i stanowisko żółwia błotnego. Dla miłośników ptaków Poleski Park Narodowy przygotował ścieżkę o długości około 5 km, dwie wieże widokowe i schron ornitologiczny. Woda przyciąga niezliczoną ilość ptactwa wodno-błotnego. Poza czaplami, kormoranami i bąkami spotkamy tu rzadkie podgorzałki, mieniące się w słońcu zimorodki czy polujące bieliki. Badania dotyczące rozwoju turystyki ornitologicznej na terenie województwa lubelskiego [Gołoś 2019] dowodzą, że ma on bardzo duży potencjał w tym zakresie. Dotyczy to również obszaru Polesia. Osoby uprawiają turystykę ornitologiczną postrzegają go jako bardzo atrakcyjny i jednocześnie wyrażają zainteresowanie kilkudniowymi pobytami na tym terenie. Głównym motywem takiego spędzania czasu wolnego jest chęć obserwacji ptaków w ich naturalnym środowisku, a przy tym wypoczynek blisko przyrody. Wielu obserwatorów zajmuje się również fotografowaniem ptaków [Gołoś 2019].

Przygotowane trasy umożliwiają również realizację innych form turystyki, dających możliwość przebywania w otoczeniu poleskiej przyrody. Wśród nich na uwagę zasługują formy turystyki aktywnej. Pojęcie to dość szerokie, jednak współcześnie często używane, określa różne formy aktywności turystyczno-rekreacyjnej, będące przeciwieństwem turystyki wypoczynkowej pasywnej.

Do form turystyki aktywnej zaliczana jest turystyka rowerowa. Może być ona realizowana na ścieżce rowerowej Mietiułka, która prowadzi przez jedne z najstarszych lasów Poleskiego Parku Narodowego, gdzie korzystając z wież widokowych możemy podziwiać panoramę Durnego Bagna oraz łąki i lasy. Przy obszarach podmokłych i rzece Mietiułka możemy spotkać łosie oraz ptaki wodne, w tym żurawie – herbowe ptaki PPN. Kolejna trasa rowerowa to Eko-szlak Urszulin-Perehod, który łączy wszystkie ścieżki przyrodnicze Poleskiego Parku Narodowego. Każda z tras rowerowych PPN ma długość nieco ponad 20 km.

Największa w Polsce inwestycja w infrastrukturę rowerowa objęła również tereny Polesia. Green-Velo to projekt trasy rowerowej o długości około 2000 kilometrów, która biegnie przez województwa Polski wschodniej: warmińsko-mazurskie, podlaskie, lubelskie, podkarpackie i świętokrzyskie. Na obszarze Polesia przebiega ona na długości około 180 km, przez miejscowości: Terespol, Sławatycze, Włodawa i Wola Uhruska. Od miejscowości Siedliszcze prowadzi w kierunku południowo-zachodnim, przez Chełm na Roztocze. Trasa oznakowana jest pomarańczowymi tabliczkami z logo szlaku. Ponadto wzdłuż wschodniej granicy obszaru przebiega również Nadbużański szlak rowerowy (czerwony) o długości 258 km, prowadzący z Janowa Lubelskiego do Hrubieszowa – na obszarze Polesia z Lebiedziewa do Horodła. Szlaki te umożliwia zapoznanie się z nadbużańską przyrodą i krajobrazem, w tym z cennymi obiektami dziedzictwa kulturowego: m.in. sanktuariami w Kostomłotach, Jabłecznej i Kodniu.

Ponadto na obszarze tym wyznaczone są inne trasy umożliwiające uprawianie turystyki rowerowej. Jedną z dłuższych jest szlak Lublin-Wola Uhruska o długości 76 km (łączna długość 120 km), prowadzący przez najcenniejsze obszary Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – Poleski Park Narodowy oraz parki krajobrazowe: Poleski i Pojezierze Łęczyńskie. Wymienić należy również trasę „Malowniczy Wschód" wyznaczoną częściowo na obszarze Obniżenia Dubienki (gminy Dorohusk i Żmudź) oraz inne, przebiegające m.in. na obszarach poleskich parków krajobrazowych czy Lasów Parczewskich.

Kolejna forma turystyki aktywnej – turystyka kajakowa – w ostatnich latach na Polesiu zyskuje na popularności. Największe możliwości realizacji spływów kajakowych stwarza turystom szlak kajakowy Bug-Krzna. Obejmuje on 150-kilometrowy odcinek tych rzek w powiecie bialskim i oznakowany został w ramach polsko-flandryjskiego projektu Boot2Lubelskie. Organizacja spływów na Bugu może stwarzać sporo problemów. Przedsięwzięcie to wymaga zabezpieczeń formalnoprawnych – powiadomienia Straży Granicznej i uzyskania zezwolenia. Spływ Bugiem (jednodniowy) umożliwia podziwianie nadbużańskiej przyrody. Rzeka ma charakter naturalny, nieuregulowany. Wzdłuż brzegów spotykamy piaszczyste plaże i strome urwiska. W korycie powszechne są wyspy, meandry, mielizny. Spływ ze względów bezpieczeństwa niemożliwy jest w okresach znacznego przyboru wód. Ponadto w ramach szlaku turysta ma możliwość zwiedzania najważniejszych sanktuariów kultur żyjących od wieków na tych terenach (cerkiew prawosławna i kościół katolicki w Sławatyczach, monastyr prawosławny w Jabłecznej, sanktuarium w Kodniu oraz cerkiew unicka w Kostomłotach). Spływ Krzną (dwudniowy) oprócz podziwiania walorów przyrodniczych oferuje możliwość poznania większości ginących zawodów i dawnych

rzemiosł występujących na tych terenach. Turyści mają możliwość udziału w warsztatach i zajęciach w pracowniach ginących zawodów usytuowanych wokół Białej Podlaskiej (Hrud, Woroniec, Sitnik) oraz w warsztatach artystycznych w Galerii Wiejskiej – Husinka.

Spływy kajakowe mogą być organizowane również na rzece Włodawka na odcinku o długości 24 km – od miejscowości Kołacze do Włodawy. Rzeka przecina obszar zróżnicowany krajobrazowo. W górnej części spławnego odcinka po miejscowość Suchawa rzeka jest wąska i kręta, porośnięta trzcinami. W sąsiedztwie rzeki rozciągają się obszary łąk. Środkowy odcinek Suchawa-Adamki przebiega przez tereny leśne. Jest to najbardziej „dziki" fragment rzeki – naturalny, nieregulowany, z charakterystycznymi szerokimi zakolami, starorzeczami oraz śladami działania bobrów (zwalone pnie, tamy, żeremia). Poniżej Adamek aż po Włodawę rzeka jest uregulowana i ma prosty przebieg.

Na Polesiu możliwa do realizacji jest również turystyka konna. W 2006 r. powstała tu pierwsza na Lubelszczyźnie trasa konna – Poleski Szlak Konny o długości 280 km. Szlak składa się z kilku zamkniętych w formie pętli tras prowadzących przez najcenniejsze krajobrazowo i przyrodniczo obszary Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – Poleski Park Narodowy i Sobiborski Park Krajobrazowy (gminy Urszulin, Hańsk, Wlodawa, Wola Uhruska, Ruda Huta). W okolicy szlaku, m.in. w Woli Wereszczyńskiej i Bukowie Małej, funkcjonują stadniny, które oferują naukę i doskonalenie jazdy konnej, krótkie przejażdżki konne oraz 3-dniowe rajdy po Szlaku. Również w innych miejscowościach regionu działają stadniny, m.in. w Makoszce, Rudce Starościańskiej czy w pobliżu Bugu w Susznie, Zaświatyczach i Wólce Zabłockiej, które umożliwiają rozwój turystyki konnej.

Podkreślić należy, że warunki środowiska przyrodniczego w największym stopniu zdeterminowały rozwój turystyki na obszarze Polesia Lubelskiego. Jednakże na obszarze tym rozwija się również turystyka kulturowa. Głównym motywem odwiedzających jest chęć odwiedzenia i poznawania miejsc oraz obiektów o wartości historycznej, artystycznej i kulturowej. Spośród obiektów, które z powodu swej tragicznej historii są znane na świecie, należy wskazać były hitlerowski obóz w Sobiborze. Rozwój turystyki kulturowej bazuje głównie na obiektach sakralnych służących wyznawcom różnych wyznań, zlokalizowanych w przygranicznej strefie obszaru. Wśród miejscowości, w których zachowały się najcenniejsze obiekty i jednocześnie są celem dla turystów, wymienić należy Włodawę. Ze względu na swoje położenie miasto od początków istnienia było wielonarodowościowe i wielokulturowe. Bogata historia miała istotny wpływ na jego charakter jako ośrodka trzech kultur: żydowskiej, polskiej i ruskiej. Każda z żyjących tu społeczności kultywowała swoje tradycje, czego dowodem są istniejące obecnie zabytki: kościół, cerkiew i synagoga. Od 1998 r. Muzeum Pojezierza

Łęczyńsko-Włodawskiego organizuje Festiwal Trzech Kultur, który pokazuje to szczególne współistnienie kultur. Spośród innych miejscowości o dużych walorach kulturowych wymienić należy Białą Podlaską, Jabłeczną, Sławatycze, Kodeń, Parczew, Sosnowicę i Uhrusk. Turystyka kulturowa na Polesiu może być realizowana wzdłuż wyznaczonych tu szlaków: Nadbużańskiego Szlaku Świątyń Katolickich (Kodeń-Uhrusk), Szlaku Sakralnej Architektury Drewnianej (Hanna-Wereszczyn), czy szlaków cerkiewnych: Poleskiego i Nadbużańskiego (Włodawa-Sosnowica-Włodawa, Kostomłoty-Uhrusk). Ważnym miejscem z punktu widzenia turystyki kulturowej jest skansen w Holi, gdzie gromadzone są obiekty budownictwa ludowego. Ponadto corocznie odbywa się tu impreza folklorystyczno-etnograficzna „Jarmark Holeński", która ma na celu kultywowanie tradycji ludowych i poznanie sztuki ludowej regionu.

Zachowane obiekty sakralne oraz przywiązanie do tradycji i religii wpłynęły na to, że miejscowości na Polesiu są również celem turystyki pielgrzymkowej. Dotarcie do świętego miejsca kultu, sanktuarium i poświęcenie czasu na modlitwę jest głównym motywem odwiedzających sanktuaria. Biorąc pod uwagę przynależność miejsc do poszczególnych wyznań, najwięcej związanych jest z katolicyzmem. Wśród nich szczególne miejsce zajmuje kult Matki Bożej.

Do grupy sanktuariów o randze ponaddiecezjalnej na Polesiu należy Sanktuarium Matki Boskiej Kodeńskiej, zwanej też Królową Podlasia, w Kodniu. Głównym obiektem kultu jest obraz, malarska kopia rzeźby Matki Bożej z prywatnej kaplicy papieża Urbana VIII, znajdujący się w bazylice św. Anny. Podlaski okres dziejów cudownego obrazu rozpoczął się w XVII wieku. W 1631 r. książę brzeski Mikołaj Sapieha, po uzdrowieniu z ciężkiej choroby przed wizerunkiem Matki Bożej Gregoriańskiej w Rzymie, wykradł obraz i potajemnie go wywiózł. Z tego powodu został ekskomunikowany przez papieża – nie poddał się jednak, a po kilku latach uzyskał wybaczenie i zezwolenie na zatrzymanie świętego obrazu w Kodniu. Od momentu umieszczenia obrazu w kościele wizerunek Matki Bożej został otoczony czcią przez mieszkańców. Ze względu na pomoc, jakiej doświadczali ludzie za pośrednictwem Maryi papież Innocenty XIII wydał zgodę na koronację Matki Bożej Kodeńskiej diademami papieskimi. Akt ten przeprowadził biskup łucki w sierpniu 1723 r. Od 1927 r. opiekę nad sanktuarium kodeńskim przyznano Zgromadzeniu Misjonarzy Oblatów, którzy sprawują ją do chwili obecnej. Po II wojnie światowej nastąpił szybki rozwój Kodnia jako ośrodka życia duchowego. W 1973 r., aby podkreślić rangę i znaczenie sanktuarium kodeńskiego, kościołowi nadano godność bazyliki mniejszej. Szczególne momenty w ciągu roku to jubileusze obrazu Matki Boskiej Kodeńskiej – przybycia i koronacji. Święta te są zawsze momentem spotkań dla rzesz pielgrzymów świeckich i duchownych z kraju i z zagranicy [Flaga 2011]. Rozwojowi

turystyki pielgrzymkowej w Kodniu sprzyja zagospodarowanie najbliższego otoczenia sanktuarium. Dużym walorem jest kalwaria, na terenie której znajdują się kaplice Drogi Krzyżowej i kapliczki różańcowe oraz ogród zielny Matki Bożej w kształcie rozwijających się płatków róży i rozlewisko „Jezioro Genezaret". Ponadto do obsługi ruchu działa tutaj Dom Pielgrzyma, który posiada również infrastrukturę rekreacyjno-sportową: boiska i korty tenisowe.

Kodeń jest położony w dolinie Bugu o znaczących walorach przyrodniczych i krajobrazowych. Jak wspomniano wcześniej, przebiegają przez nią turystyczne szlaki piesze, rowerowe i kajakowy. Ze względu na swoje walory miejscowość rozwija się również pod względem turystycznym – powstają tu domy letniskowe oraz kwatery prywatne i gospodarstwa agroturystyczne.

Na Polesiu znajdują się jeszcze dwa sanktuaria o randze regionalnej, w których czczone są koronowane koronami papieskimi wizerunki Maryi. Sanktuarium Matki Bożej z Dzieciątkiem – mieści się w kościele pod wezwaniem św. Jana Chrzciciela w Parczewie. Od 1989 r. kościół nosi tytuł bazyliki mniejszej. W bogato zdobionym wnętrzu znajduje się słynący łaskami XVI-wieczny obraz Matki Bożej z Dzieciątkiem. Dzieło zostało namalowane przez nieznanego artystę szkoły flamandzkiej i nie wiadomo, w jaki sposób trafiło do Parczewa. Pierwsza wiadomość na jego temat pochodzi z 1826 r. Z kronik wynika, że obraz Matki Boskiej na terenie Parczewa przebywał w różnych świątyniach, zarówno w cerkwi prawosławnej, w cerkwi unickiej, jak i w kościele rzymskokatolickim. Niezależnie od miejsca pobytu, obraz czczony był w wyjątkowy sposób, gromadził wiernych różnych wyznań i obrządków. Kościół pw. św. Jana Chrzciciela stał się sanktuarium maryjnym w dniu 15 sierpnia 1968 r., z chwilą wniesienia obrazu Matki Bożej z Dzieciątkiem do kościoła, po jego renowacji i przywróceniu odpustu Wniebowzięcia Matki Bożej. W 2001 r., w 600. rocznicę nadania praw miejskich i powstania parafii, prymas Polski kard. Józef Glemp nałożył na obraz papieskie korony.

Kolejne sanktuarium maryjne znajduje się w Orchówku, w poaugustiańskim kościele pw. św. Jana Jałmużnika z cudownym obrazem Matki Bożej Pocieszenia. Kościół pozostaje obecnie pod opieką braci zakonu kapucynów (OFMCap.). Głównym obiektem kultu jest obraz Matki Bożej Pocieszenia, zwany obrazem Matki Bożej Orchowskiej. Początki kultu wiążą się z przybyciem do Orchówka w 1610 r. oo. augustianów, którzy przywieźli ze sobą wizerunek Matki Bożej namalowany przez nieznanego artystę pod koniec XVI lub na początku XVII wieku na płótnie przyklejonym do sosnowej deski. Obraz zasłynął cudownymi łaskami, co potwierdzają zapisy sprawozdań z licznych wizytacji klasztoru w XVII i XVIII wieku. Obraz

Matki Bożej Pocieszenia został koronowany w 1990 r. przez abp. Józefa Kowalczyka, ówczesnego nuncjusza apostolskiego w Polsce.

Rangę lokalnych sanktuariów mają kościół Niepokalanego Poczęcia Najświętszej Maryi Panny w Ostrowie Lubelskim – Sanktuarium Matki Bożej Ostrowskiej oraz kościół Najświętszego Serca Jezusowego w Horodyszczu, gdzie czczona jest Matka Boska w nowej kopii obrazu żyrowickiego.

Członkami kościoła katolickiego są również neounici (katolicy obrządku bizantyjsko-słowiańskiego), do których należą tylko trzy cerkwie w Polsce, wszystkie na Lubelszczyźnie: w Kostomłotach, Horodle i Pawłowie Starym. Dwie ostatnie cerkwie to obecnie kościoły parafii rzymskokatolickiej, gdzie okolicznościowo sprawowana jest liturgia w rycie bizantyjsko-słowiańskim. Największe znaczenie dla wyznawców neounickich ma cerkiew św. Nikity Męczennika w Kostomłotach – Sanktuarium Unitów Podlaskich. Sanktuarium odwiedzane jest przez liczne pielgrzymki, odkąd w 1998 r. do Kostomłotów przywieziona została część relikwii błogosławionych męczenników unickich z Pratulina. W miejscowości tej w 1874 r. miał miejsce najgłośniejszy epizod prześladowań, które nastąpiły w związku z kasatą unickiej diecezji chełmskiej i przymusowym podporządkowywaniem unitów Rosyjskiej Cerkwi Prawosławnej. W ramach polityki rusyfikacji wojsko rosyjskie otworzyło ogień do parafian modlących się przed skonfiskowaną świątynią. Obecnie parafia w Kostomłotach oferuje pielgrzymom bazę noclegową o nazwie „Stanica Jedności". Może tu się zatrzymać 20 osób w pokojach oraz kilkadziesiąt na polu namiotowym wyposażonym w zaplecze sanitarne i aneks kuchenny.

Poza sanktuariami katolickimi na Polesiu znajduje się również miejsce pielgrzymkowe kluczowe dla polskiego prawosławia – Jabłeczna, gdzie znajduje się jeden z trzech najważniejszych monasterów w Polsce. Historia tego miejsca jest ciekawa i bardzo ważna dla prawosławnych. Ludowe przekazy głoszą, że nad Bugiem, gdzie obecnie znajduje się monaster, rybakom ukazał się św. Onufry i wypowiedział słowa „w tym miejscu będą sławić imię moje". Wkrótce wodami Bugu przypłynęła i zatrzymała się na brzegu ikona świętego, którą ustawiono pod dębem. Kilku mężczyzna postanowiło nie opuszczać tego miejsca – z czasem postawiono tu kapliczkę, następie utworzono pustelnię, która z czasem przekształciła się w monaster – Męski Monaster pod wezwaniem św. Onufrego Wielkiego. Ikona świętego, pisana na cyprysowej desce, datowana jest na XII-XIII wiek. Najtrudniejsze chwile w historii związane były z odmową przyjęcia postanowień unii brzeskiej przez zakonników. Mimo wywieranych nacisków, klasztor stał się ośrodkiem oporu i zachował prawosławie. Do chwili obecnej jest ostoją życia monastycznego w Polsce. Pomimo że monaster położony jest na odludziu, co roku

przyciąga tysiące wiernych na odpust św. Onufrego 24/25 czerwca. Do Jabłecznej przybywają tysiące pielgrzymów, aby prosić św. Onufrego o wstawiennictwo u Boga. Wielogodzinne uroczystości w cerkwi rozpoczynają się w nocy. Procesje do kaplic odbywają się przed wschodem słońca, przy świetle świec. Uroczystość ta jest niezwykle malownicza i przyciąga ludzi nie tylko z powodów religijnych.

W klasztorze przebywa obecnie 10 braci zakonnych, którzy, zgodnie z tradycją, zajmują się modlitwą, medytacją i pracą oraz podtrzymywaniem i umacnianiem wiary prawosławnej na tych terenach.

Wymienione powyżej formy turystyki są integralnie związane z obszarem przyrodniczym Polesia oraz jego walorami krajobrazowymi i stanowią najbardziej atrakcyjną formę wypoczynku i rekreacji. Atrakcyjność turystyczną obszaru podnoszą jego unikatowe walory kulturowe, wynikające z wielokulturowej historii obszaru. Wszystko to sprzyja rozwojowi turystyki krajoznawczej, której głównym celem jest zwiedzenie określonego regionu. Dominuje w niej motyw poznawczy, połączony z celem edukacyjnym i rekreacyjnym.

Reasumując, należy podkreślić, że warunki środowiska przyrodniczego w największym stopniu zdeterminowały rozwój turystyki na obszarze Polesia Lubelskiego. Występujące na tym terenie jeziora stanowiły impuls do rozwoju ruchu turystycznego, opartego na wypoczynku nad jeziorami. Ogromne znaczenie dla rozwoju regionu ma również turystyka przyrodnicza, realizowana w formie turystyki poznawczej oraz aktywnej. Uzupełnieniem oferty regionu są również unikatowe walory kulturowe wynikające z wielokulturowości regionu.

Piśmiennictwo

1. Bródka S. 2010. Ekofizjograficzne aspekty oceny potencjału rekreacyjnego. Problemy Ekologii Krajobrazu, t. 2, 59-64.
2. Dedio T. 1989. Atrakcyjność jezior obszaru młodoglacjalnego dla rekreacji (na przykładzie jezior Polski Północno-Zachodniej). Przegląd Geograficzny, LXI, 1-2, 77-95.
3. Dziegieć E. 1995. Urbanizacja turystyczna terenów wiejskich w Polsce. Turyzm, 5, 1, 5-56.
4. Fijałkowski D. 1972. Stosunki geobotaniczne Lubelszczyzny. LTN, Ossolineum, Wrocław.
5. Fischbach J. 1989. Funkcja turystyczna jednostek przestrzennych i program jej badania. Acta Univ. Lodz., Turyzm, 5, 7-26.
6. Flaga M. 2011. Sanktuaria maryjne województwa lubelskiego – ośrodki kultu czy turystyki? Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, 648, Ekonomiczne Problemy Usług, 66, 111-128.

7. Flaga M., Szczęsna J. 2016. Krajobrazy województwa lubelskiego jako inspiracja do rozwoju turystyki kulturowej w regionie. Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego, 34, 63-83.
8. Gołoś G. 2019. Stan i perspektywy rozwoju turystyki ornitologicznej w województwie lubelskim. Rozprawa doktorska, maszynopis, Zakład Geomorfologii i Paleogeografii, Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej, UMCS.
9. Gurba J. 1998. Okolice Ostrowa Lubelskiego w pradziejach. [W:] red. Szczygieł R., Dzieje Ostrowa Lubelskiego. Wyd. UMCS, Lublin, 13-31.
10. Kowalczyk A. 2000. Geografia turyzmu. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
11. Krukowska R. 2007. Użytkowanie turystyczne jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [W:] red. Kurek W., Faracik R., Studia nad turystyką. Prace geograficzne i regionalne. IGiGP UJ, Kraków, 75-82.
12. Krukowska R. 2008. Uwarunkowania rozwoju turystyki i zróżnicowanie funkcji turystycznej na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Rozprawa doktorska, maszynopis, Zakład Geografii Regionalnej i Turyzmu, WNoZiGP, UMCS.
13. Krukowska R., Krukowski M. 2014. Zróżnicowanie atrakcyjności turystycznej Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i jej ocena przez turystów. [W:] red. Dobrowolski R., Mroczek P., Potencjał przyrodniczy a zrównoważony rozwój powiatów Polesia Lubelskiego. Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej UMCS, 63-83.
14. Krukowska R., Skowronek E., Krukowski M. 2010. Wpływ użytkowania rekreacyjnego na przemiany krajobrazu gminy Włodawa w latach 1980-2005. Problemy Ekologii Krajobrazu, XXVII, 217-223.
15. Krukowska R., Świeca A. 2018a. Dynamics and directions of local changes in the tourist function in Lublin Voivodeship in the years 2000-2015. Ekonomiczne Problemy Turystyki, 3, 81-94.
16. Krukowska R., Świeca A. 2018b. Tourism function as an element of regional competitiveness. Polish Journal of Sport Tourism, 25, 32-43.
17. Liszewski S. 1995. Przestrzeń turystyczna. Turyzm, 5, 2, 87-103.
18. Michalczyk Z., Wilgat T. 1998. Stosunki wodne Lubelszczyzny. UMCS, Lublin.
19. Piasecki D. 2000. Ekosystemy leśne. [W:] red. Chmielewski T.J., Międzynarodowy Rezerwat Biosfery „Polesie Zachodnie". Projekt harmonizacji przyrody i kultury. PPN, Wojewoda Lubelski, Lublin-Urszulin, 46-68.
20. Przewoźniak M. 1999. Potencjał rekreacyjny środowiska przyrodniczego – atrakcyjność a przydatność. Problemy Ekologii Krajobrazu, 5, 151-160.

21. Radwan S., Kornijów R. 1998. Hydrobiologiczne cechy jezior – stan aktualny i kierunki zmian. [W:] red. Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. UMCS, PIOŚ, Lublin, 130-144.
22. Skowronek E., Krukowska R., Tucki A. 2011. Wpływ społeczności lokalnych na rozwój obszarów wiejskich Lubelszczyzny na przykładzie Krainy Rumianku. [W:] red. Rapacz A., Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu. Gospodarka turystyczna w regionie. Przedsiębiorstwo. Samorząd. Współpraca, 157, 525–534.
23. Spychała A., Graja-Zwolińska S. 2014. Monitoring ruchu turystycznego w parkach narodowych. Barometr regionalny, 12, 4, 171-177.
24. Szromek A.R. 2013. Pomiar funkcji turystycznej obszarów za pomocą wskaźników funkcji turystycznej na przykładzie obszarów państw europejskich. Studia Ekonomiczne (Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie), 132, 91-103.
25. Śleszyński P. 2012. Klasyfikacja gmin województwa mazowieckiego. Przegląd Geograficzny, 86, 4, 559-576.
26. Śleszyński P., Komornicki T. 2016. Klasyfikacja funkcjonalna gmin Polski na potrzeby monitoringu planowania przestrzennego. Przegląd Geograficzny, 88, 4, 469-488.
27. Wiluś R. 1997. Rozwój funkcji turystycznej w dolinie rzeki Warty na odcinku od Działoszyna do Uniejowa. Szlakami Nauki, 24, ŁTN, Łódź.
28. Wojewódzki program opieki nad zabytkami w województwie lubelskim na lata 2007-2010, (maszynopis); materiały opracowane przez Regionalny Ośrodek Badań i Dokumentacji Zabytków w Lublinie.
29. Wyrzykowski J. 1986. Geograficzne uwarunkowania rozwoju urlopowej turystyki wypoczynkowej w Polsce. Acta Univ. Wratislav., 935, XLIV.
30. Zwoliński A. 1992. Ocena walorów turystyczno-rekreacyjnych sztucznych zbiorników (na przykładzie zbiorników nizinnych). Instytut Turystyki, Warszawa.

Andrzej Miszczuk

11. UWARUNKOWANIA, WYZWANIA I PERSPEKTYWY ROZWOJU SPOŁECZNO-GOSPODARCZEGO POLESIA LUBELSKIEGO

11.1. Wstęp

Polesie Lubelskie, zwane też Polesiem Zachodnim, składa się – zgodnie z klasyfikacją dziesiętną autorstwa Kondrackiego [1994] – z sześciu mezoregionów fizjograficznych. Są to: (z północy na południe): Zaklęsłość Łomaska, Równina Parczewska, Garb Włodawski, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Obniżenie Doruhuckie i Obniżenie Dubienki. Taki podział, przydatny dla ukazania przyrodniczego aspektu środowiska geograficznego, jest niezbyt adekwatny do rozważań o rozwoju społeczno-gospodarczym. Wynika to z dwóch powodów. Po pierwsze, dane statystyczne ukazujące procesy społeczno-gospodarcze agregowane są w jednostkach podziału administracyjnego, a po drugie – istotne dla rozwoju społeczno-gospodarczego obszaru, wyznaczonego na podstawie kryteriów fizjograficznych, są także oddziaływania miast, położonych poza granicą lub na granicy tego obszaru. Dlatego na potrzeby artykułu, którego celem jest wskazanie uwarunkowań, wyzwań i strategicznych kierunków rozwojowych, obszar Polesia Lubelskiego potraktowano jako zbiór powiatów: bialskiego, parczewskiego, włodawskiego, łęczyńskiego i chełmskiego, oraz dwóch miast na prawach powiatu – znajdujących się na północnych i południowych obrzeżach, tj. Białej Podlaskiej i Chełma[8].

11.2. Uwarunkowania peryferyjności

Najważniejszym uwarunkowaniem dotychczasowego rozwoju Polesia Lubelskiego, które także zaważy na jego pozycji społeczno-ekonomicznej w przyszłości, jest przygraniczne położenie w ramach województwa lubelskiego[9]. Zachodnią granicę tego obszaru stanowi rzeka Bug, która w okresie międzywojennym była granicą administracyjną między województwami

[8] M. Flaga, W. Gorzym-Wilkowski, J. Mościbroda i A. Myna [2010] przyjęli jeszcze większy obszar Polesia Lubelskiego obejmujący: 6 miast (Chełm, Krasnystaw, Międzyrzec Podlaski, Parczew, Radzyń Podlaski, Włodawa) oraz 27 gmin wiejskich położonych w 8 powiatach (bialski, chełmski, hrubieszowski, łęczyński, parczewski, radzyński, świdnicki i włodawski).

[9] Dotyczy to także całego województwa lubelskiego. Poddając analizie historyczno-geopolitycznej położenie województwa lubelskiego z jego rozwojem gospodarczym, można wysnuć wniosek, że ile razy nie miało ono położenia przygranicznego to dynamicznie się rozwijało, zmiana położenia na przygraniczne oznaczała peryferyjność zarówno w znaczeniu komunikacyjnym, jak i ekonomicznym. Por. [Miszczuk 2011].

lubelskim a poleskim i wołyńskim, po II wojnie światowej nabrała cech granicy państwowej, rozdzielając terytorium Polski i ZSRR (do 1991 r.), a po uzyskaniu przez Białoruś i Ukrainę niepodległości w 1991 r. Bug stał się granicą polsko-białoruską i polsko-ukraińską.

Specyficznymi atrybutami obszaru przygranicznego są m.in. [Chojnicki 1998; Koter 2003; Miszczuk 2012]: położenie geograficzno-geopolityczne, peryferyjna pozycja względem pozostałych regionów poszczególnych państw, deformacje kapitału ludzkiego i społecznego, wywołane głównie procesem depopulacji, niski poziom rozwoju społeczno-gospodarczego i urbanizacji, słaba dostępność komunikacyjna, różnice w zagospodarowaniu przestrzennym w stosunku do regionów przygranicznych sąsiadujących państw, dystans instytucjonalny, związany z nieadekwatnością kompetencyjną sąsiadujących ze sobą terytorialnych jednostek administracyjnych, specyficzne cechy społeczno-kulturowe, w tym w zakresie struktury narodowościowo-etnicznej ludności.

O tym, czy obszar przygraniczny staje się peryferyjny zarówno w znaczeniu gospodarczym, jak i komunikacyjnym, decyduje przede wszystkim faza rozwoju granicy i długotrwałość pełnienia przez nią określonych funkcji. Granica polsko-radziecka przez ponad 40 lat była granicą wrogości i pełniła funkcje dezintegracyjną dla obszarów wzdłuż niej położonych. Skutkowało to zerwaniem istniejących powiązań funkcjonalno-komunikacyjnych, co odbijało się na pogarszającym się stanie gospodarki obszaru przygranicznego i było jednym z impulsów odpływu migracyjnego ludności. Doskonale ilustruje to analiza przypadku Chełma i Włodawy. Chełm był ważnym węzłem kolejowym w okresie międzywojennym. W latach 1928-1939 stał się siedzibą Wschodniej Dyrekcji Okręgowej Kolei Państwowych (przeniesionej z Radomia). Krzyżowały się tu bowiem strategiczne połączenia kolejowe II RP ze Lwowa do Brześcia (Litewskiego) nad Bugiem, Białegostoku i Wilna oraz z Warszawy (przez Lublin, Kowel) do Kijowa. W związku z rozwojem funkcji kolejowych w latach 1926-1939 założono modernistyczną dzielnicę Nowe Miasto, obejmującą obszar 432 ha, czyli ponad 7-krotnie przekraczający wcześniejszy obszar Chełma, wyposażoną w pierwsze wodociągi i kanalizację z oczyszczalnią ścieków. W związku ze zmianą charakteru wytyczonej w 1945 r. granicy polsko-radzieckiej, czynnikami dezintegracyjnymi, a także zmianą szerokości torów w ZSRR (i państwach postradzieckich) znaczenie Chełma jako węzła kolejowego radykalnie spadło. Linia kolejowa w kierunku Lwowa kończy się w Bełżcu i ma znaczenie lokalne, podobnie – jak w stronę Brześcia i Wilna – kończy się w miejscowości Orchówek pod Włodawą, gdyż dalszą podróż uniemożliwia brak mostu kolejowego na Bugu, zniszczonego w czasie II wojny światowej. Stacja kolejowa Włodawa znalazła się po stronie białoruskiej. Peryferyjność Włodawy dodatkowo potęguje brak mostu drogowego przez rzekę Bug.

Granica polsko-białoruska i polsko-ukraińska na odcinku „poleskim" nabrała od 1991 r. charakteru granicy koegzystencji z elementami współpracy, pełniąc jednocześnie funkcję fragmengracyjną (filtrującą). Sprzyjało temu odtworzenie dawnych szlaków, na których utworzono przejścia graniczne: Sławatycze-Domaczewo (polsko-białoruskie, drogowe, ruch osobowy i towarowy) oraz kolejowo-drogowe Dorohusk-Jagodzin (polsko-ukraińskie, ruch osobowy i towarowy). Dokonano też modernizacji najważniejszego przejścia polsko-białoruskiego, funkcjonującego w ograniczonym zakresie także w czasach PRL, tj. kolejowo-drogowego przejścia Terespol-Brześć (ruch osobowy, ruch towarowy, ale w przypadku samochodów ciężarowych ograniczony do pojazdów o dopuszczalnej masie całkowitej do 3,5 tony) oraz wybudowano nowe przejście drogowe przejmujące ruch ciężarówek o dopuszczalnej masie całkowitej powyżej 3,5 tony – Kukuryki-Kozłowicze.

Linia kolejowa E-20 Berlin-Moskwa, której częścią jest odcinek przebiegający północną granicą Polesia Lubelskiego (łącznie z przejściem Terespol-Brześć) oraz szlak drogowy E-30 (Cork-Omsk) z przejściami drogowymi: Terespol-Brześć i Kukuryki-Kozłowicze są zaliczane do II Paneuropejskiego Korytarza Transportowego, co stanowi znaczną szansę rozwoju, zwłaszcza północnej części Polesia Lubelskiego, co najmniej w wymiarze europejskim.

Warto jednak podkreślić, że z chwilą wejścia Polski do UE (2004) i Strefy Schengen (2007) granica na Bugu nabrała nowego znaczenia, rozdzielając państwa tworzące unię ekonomiczną od państwa kandydującego do UE – Ukrainy, która podpisała układ stowarzyszeniowy, oraz Białorusi, która swoje szanse na rozwój upatruje w ścisłej integracji z Rosją. Narzuca to określone ograniczenia formalne związane z przekraczaniem granicy, a czas tego przekraczania zarówno w przypadku granicy polsko-białoruskiej, jak i polsko-ukraińskiej waha się średnio od kilku do kilkunastu godzin, co nie sprzyja stymulowaniu rozwoju społeczno-gospodarczego Polesia dzięki impulsom transgranicznym.

Ograniczenia związane z przygranicznym położeniem odbiły się na sytuacji ludnościowej Polesia, która też jest bardzo istotnym uwarunkowaniem jego rozwoju. Skutkami II wojny światowej były: eksterminacja ludności żydowskiej, której udział wśród mieszkańców miast i miasteczek Polesia Lubelskiego wahał się od 1/2 do 2/3 ogółu mieszkańców, oraz przymusowe wysiedlenia do ZSRR ludności pochodzenia białoruskiego i ukraińskiego (po 1945 r.). P. Eberhardt [1989] dokonał pierwszej kompleksowej delimitacji regionów wyludniających się w Polsce na podstawie następujących kryteriów: ubytek ludności w latach 1946-1978 o ponad 30%, w latach 1950-1978 o ponad 20%, w latach 1960-1978 o ponad 15%, w latach 1970-1978 o ponad 5%. Założył on, że warunkiem wydzielenia odrębnego regionu

musi być zgrupowanie minimum ośmiu jednostek administracyjnych, które spełniały co najmniej dwa kryteria z podanych czterech. Obszar niemal całego Polesia Lubelskiego został zaliczony do regionu Podlasko-Nadbużańskiego. Tendencje depopulacyjne utrzymują się nadal, co potwierdzają także późniejsze badania[10], następuje jednak pewna zmiana jakościowa. O ile początkowo, co dostrzegał P. Eberhardt [1989], depopulacja miała charakter klasyczny (I typ wyludniania), czyli była powodowana selektywnym odpływem migracyjnym młodych ludzi, o tyle w XXI wieku nabiera ona cech II typu wyludniania, gdzie głównym czynnikiem depopulacji są ubytki naturalne. Jedynym wyjątkiem, obserwowanym od końca lata 70. XX wieku, był obszar powiatu łęczyńskiego w związku z uruchomieniem w 1979 r. jednej z najnowszych i najnowocześniejszych oraz rentownych kopalni węgla kamiennego w Bogdance (gm. Puchaczów). Obecnie firma Lubelski Węgiel Bogdanka S.A. wydobywa rocznie ok. 9 mln ton węgla, co stanowi ok. 18,7% całego krajowego rynku węglowego, i posiada blisko 25% udziału w sprzedaży węgla do energetyki zawodowej (głównymi odbiorcami są elektrownie w Kozienicach i Połańcu). Jest jednym z największym pod względem zatrudnienia podmiotów gospodarczych w województwie lubelskim, notowanym na Warszawskiej Giełdzie Papierów Wartościowych. Eksploatacja węgla kamiennego w kopalni w Bogdance przyniosła blisko 7-krotny wzrost zaludnienia pobliskiego miasta – Łęcznej (z ok. 3 tys. mieszkańców na początku lat 70. XX wieku do 20 tys. w 2018 r.).

Ostatnim uwarunkowaniem rozwoju społeczno-gospodarczego Polesia Lubelskiego jest jego środowisko przyrodnicze, szerzej omówione w pozostałych rozdziałach monografii. Warto w tym miejscu jedynie zwrócić uwagę na kilka jego aspektów. I tak, Polesie Lubelskie cechuje dość płaskie ukształtowanie terenu (małe deniwelacje). Występują tu kompleksy leśne (okolice Włodawy i Parczewa), łąki, rozległe bagna i torfowiska. Gleby są na ogół słabej jakości, co sprzyja przede wszystkim rolnictwu nastawionemu na hodowlę zwierząt. Sieć rzeczna jest dobrze rozwinięta. Prawdziwym bogactwem obszaru są natomiast jeziora (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie). Ich liczba jest szacowana na ok. 70, z których część wykorzystywana jest jako stawy hodowlane (m.in. Białe Sosnowickie), zbiorniki retencyjne (m.in. Dratów), ale także dla celów turystycznych (m.in. Białe Włodawskie, Piaseczno, Krasne, Zagłębocze, Łukcze). Najbardziej popularne z punktu widzenia turystycznego jest jezioro Białe koło Włodawy, które rocznie odwiedza ok. 40 tys. turystów. Walory turystyczne Polesia Lubelskiego podnoszą także utworzony w 1990 r. Poleski Park Narodowy, parki krajobrazowe

[10] Por. m.in.: M. Flaga, W. Gorzym-Wilkowski, J. Mościbroda, A. Myna [2010], D. Celińska-Janowicz, A. Miszczuk, A. Płoszaj, M. Smętkowski [2010], M. Miszczuk, A. Miszczuk [2017].

i rezerwaty przyrody oraz liczne obiekty kultury materialnej, w tym sakralne, świadczące o wielokulturowości (bardziej przeszłej niż współczesnej) tego obszaru.

11.3. Wyzwania rozwoju społeczno-gospodarczego i kierunki działań strategicznych

W najważniejszym dokumencie strategicznym – koordynującym pozostałe instrumenty polityki rozwoju prowadzonej przez samorząd województwa – jakim jest Strategia Rozwoju Województwa Lubelskiego na lata 2014-2020 (z perspektywą do 2030 r.), wyodrębniono siedem kategorii obszarów strategicznych interwencji (OSI), na których w sposób szczególny polityka ta powinna się koncentrować. Są to:

1. Lubelski Obszar Metropolitalny.
2. Miasta subregionalne.
3. Obszary przygraniczne.
4. Obszary gospodarczego wykorzystania walorów przyrodniczych i kulturowych.
5. Obszary potencjalnej eksploatacji złóż kopalin.
6. Obszary ochrony i kształtowania zasobów wodnych.
7. Nowoczesna wieś.

Pomijając Lubelski Obszar Metropolitalny, Polesie Lubelskie znalazło się we wszystkich sześciu pozostałych obszarach strategicznej interwencji. Jeśli chodzi o miasta subregionalne, to z obszarem Polesia Lubelskiego związane są dwa, tj. Biała Podlaska i Chełm. Ich obszary funkcjonalne obejmują miasta i gminy wiejskie położone w bezpośrednim sąsiedztwie tych ośrodków. Oba miasta pełnią ważną rolę jako ośrodki koncentracji funkcji gospodarczych i społecznych, uzupełniając ofertę i funkcje miasta Lublina w świadczeniu usług publicznych, istotnych zarówno dla mieszkańców tych miast, jak i otaczających je obszarów wiejskich. W pierwszej kolejności chodzi tu o dostęp do specjalistycznej opieki medycznej, który zapewniają wojewódzkie szpitale specjalistyczne w Białej Podlaskiej i Chełmie, a także do szkolnictwa wyższego, które reprezentują dobrze rozwijające się państwowe wyższe szkoły zawodowe w Białej Podlaskiej i Chełmie oraz wydział zamiejscowy warszawskiej AWF w Białej Podlaskiej. W obu miastach rozwinięty jest także przemysł wykorzystujący głównie lokalne surowce: meblarski, włókienniczy, spożywczy (Biała Podlaska), cementowy, obuwniczy, spożywczy (Chełm). W latach 1975-1998 zarówno Biała Podlaska jak i Chełm były siedzibami województw, co przyczyniło się do ich rozwoju ludnościowego. Likwidacja funkcji administracyjnych w związku z reformą ustanawiającą 16 dużych województw spowodowała

gwałtowane załamanie na rynku pracy w obu miastach, co przejawiało się stopą bezrobocia rzędu 25,0% na początku XXI wieku.

Kierunki działań strategicznych w przypadku Białej Podlaskiej i Chełma powinny koncentrować się na dalszej dywersyfikacji ich funkcji w wymiarze subregionalnym, regionalnym i podnaregionalnym, w tym międzynarodowym. Funkcje te powinny wiązać się m.in. z położeniem geopolityczno-komunikacyjnym i rozwojem usług obsługi ruchu turystycznego oraz towarowego ruchu tranzytowego w kontekście m.in. próby reaktywacji Nowego Jedwabnego Szlaku.

Z kolei przygraniczny obszar strategicznej interwencji obejmuje powiaty bezpośrednio sąsiadujące z granicą państwową, co w przypadku Polesia Lubelskiego dotyczy powiatów: bialskiego, włodawskiego i chełmskiego, ale jak wynika z wcześniejszych rozważań, cały obszar Polesia Lubelskiego można potraktować jako przygraniczny. Jego specyfika polega na tym, że z jednej strony bliskość granicy stwarza szanse rozwojowe, ale z drugiej ich wykorzystanie w oparciu o kapitał endogeniczny napotyka problemy związane przede wszystkim z istniejącymi ograniczeniami w przepływie osób, dóbr, kapitału oraz usług. Zgodnie ze Strategią Współpracy Transgranicznej Województwa Lubelskiego, Obwodu Lwowskiego, Obwodu Wołyńskiego i Obwodu Brzeskiego na lata 2014-2020 [2014], przyjętą przez Samorząd Województwa Lubelskiego, działania kierunkowe powinny dotyczyć:

- współpracy gospodarczej, rozumianej jako tworzenie warunków dla inwestowania przez kapitał zewnętrzny, co powinno przybierać formę: dostarczania kompletnej i aktualnej informacji o warunkach prowadzenia działalności i podmiotach gospodarczych po obu stronach granicy, tworzenia dalszych zachęt do prowadzenia działalności gospodarczej, wspierania specjalizacji istniejących instytucji otoczenia biznesu w kierunku obsługi firm zainteresowanych współpracą transgraniczną oraz transgranicznej promocji gospodarczej;
- środowiska naturalnego, kultury i turystyki, poprzez transgraniczne współdziałanie służb zarządzania kryzysowego, rozwój współpracy transgranicznej w sferze służby zdrowia, stymulowanie działań na rzecz powstania i koordynacji funkcjonowania transgranicznych obszarów chronionych, stymulowanie działań transgranicznych na rzecz czystości wód dorzecza Bugu, opracowanie transgranicznych produktów turystycznych, transgraniczne działania na rzecz ochrony światowego dziedzictwa kultury, wspieranie i koordynowanie transgranicznych imprez kulturalnych i sportowych, tworzenie transgranicznych sieci współpracy instytucji i organizacji

zajmujących się środowiskiem naturalnym, kulturą, turystyką i sportem, opracowania i wdrożenia systemu popularyzacji odnawialnych źródeł energii;

- infrastruktury komunikacyjnej i granicznej (drogi, koleje, przejścia graniczne), poprzez m.in. podniesienie przenikalności granicy polsko-białoruskiej i polsko-ukraińskiej dzięki otwarciu nowych oraz modernizacji już istniejących przejść granicznych, w tym przejść pieszych i turystycznych, poprawę dostępności drogowej przejść granicznych, zwiększenie liczby transgranicznych powiązań komunikacyjnych, rozszerzenie strefy małego ruchu granicznego, rewitalizację transgranicznej infrastruktury kolejowej, wspieranie portów lotniczych (Lublin, Brześć) w kierunku otwarcia nowych połączeń, w tym transgranicznych;
- nauki i szkolnictwa wyższego, m.in. poprzez: upowszechnienie systemu bolońskiego we wszystkich uczelniach przygranicznych, dostosowywanie oferty edukacyjnej uczelni do zmieniających się wymagań gospodarki opartej na wiedzy, ze szczególnym uwzględnieniem gospodarki transgranicznej oraz tworzenie partnerstw międzyuczelnianych w celu absorpcji środków zewnętrznych na badania naukowe.

Działania kierunkowe adresowane do przygranicznego obszaru strategicznej interwencji korespondują także z zakresem interwencji polityki rozwoju w przypadku OSI, określonego jako *obszary gospodarczego wykorzystania walorów przyrodniczych i kulturowych*. W ramach tej grupy wydzielono trzy obszary funkcjonalne, tj. Polesie (obejmujący całe Polesie Lubelskie), Powiśle i Roztoczańsko-puszczański. Obszar funkcjonalny Polesie cechują bardzo wysokie walory przyrodnicze, zdrowotne i krajobrazowo-kulturowe o uznanej randze krajowej i międzynarodowej. Działania strategiczne powinny zmierzać do wykorzystania jego potencjału przyrodniczego i kulturowego dla rozwoju funkcji turystycznej, której charakter i natężenie nie mogą jednak zagrażać walorom przyrodniczym. Niezbędne w tym zakresie są m.in.:

- rozwiązanie problemów narosłych w wyniku niekontrolowanego rozwoju turystyki oraz niedorozwoju i słabej jakości infrastruktury technicznej, w tym komunalnej (dotyczy to w pierwszej kolejności chaotycznej zabudowy tzw. drugimi domami najbardziej atrakcyjnych turystycznie jezior na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim);
- rozwój bazy noclegowej o odpowiednich standardach jakościowych, w tym hotelowej;
- rozwijanie istniejących i tworzenie nowych, coraz bardziej atrakcyjnych produktów turystycznych, w tym transgranicznych (np. związanych z pobytem na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim i ukraińskim Pojezierzu Szackim), dostosowanych do

różnorodnych form turystyki, w tym m.in.: krajoznawczej, ekoturystyki, kulturowej, wodnej, rowerowej, agroturystyki;

- poprawa dostępności komunikacyjnej w zakresie infrastruktury drogowej, kolejowej, połączeń komunikacyjnych transportem publicznym, budowy turystycznych przejść granicznych na Bugu, np. w formie przepraw promowych;
- zintegrowany marketing turystyczny w wymiarze krajowym i międzynarodowym.

W konflikcie z rozwojem funkcji turystycznej na Polesie Lubelskim pozostają działania w ramach OSI, związanego z potencjalną zintensyfikowaną eksploatacją złóż kopalin, obejmującą „zagłębie energetyczno-górnicze Łęczna-Chełm". Obszar ten jest zróżnicowany geomorfologicznie i hydrologicznie, ale podatny na antropopresję. Obejmuje on istniejący zespół kopalni Bogdanka i Stefanów wraz zapleczem badawczo-rozwojowym, udokumentowane złoża węgla kamiennego, a także niewielkie obszary eksploatacji surowców dla przemysłu cementowego. Problemy z dotychczasową eksploatacją węgla kamiennego związane są z deformacją litosfery oraz zakłóceniami stosunków wodnych, zwłaszcza na obszarach cennych przyrodniczo. W tej sytuacji oraz w kontekście odchodzenia od gospodarki opartej na węglu w najwyżej rozwiniętych państwach świata na rzecz OZE niepokojąco wyglądają plany rozbudowy zagłębia węglowego. Nie chodzi tu jedynie o plany zwiększenia wydobycia spółki Lubelski Węgiel Bogdanka S.A. (w 2018 r. spółka przeznaczyła ok. 300 mln zł na przygotowanie nowych wyrobisk i modernizację istniejących o łącznej długości 37 km), ale także o plany budowy kopalni „Karolina", australijskiej firmy Balamara w okolicach Hańska, w bezpośrednim sąsiedztwie Bagna Bubnów w Poleskim Parku Narodowym. Są też plany uruchomienia wydobycia węgla w okolicach Sosnowicy oraz kolejnej australijskiej kopalni Jan Karski w gminie Siedliszcze.

Do rozwoju funkcji górnictwa węgla kamiennego na Polesiu Lubelskim nawiązują także rządowe plany związane z budową elektrowni w pobliżu kopalni w Bogdance. Budowa ma ruszyć w 2020 r. Projekt ma charakter pilotażowy. Elektrownia będzie wykorzystywała tzw. syngaz – gaz palny o parametrach zbliżonych do parametrów gazu ziemnego, który jest efektem zgazowania węgla kamiennego. Elektrownia ma osiągnąć moc 500 MW i być największą tego typu siłownią na świecie. Dotychczas największa elektrownia wykorzystująca syngaz funkcjonuje w Japonii i ma moc 200 MW.

Polesie Lubelskie w całości zostało zaliczone także do obszaru strategicznej interwencji związanego z ochroną i kształtowaniem zasobów wodnych, wymagającego działań naprawczych w zakresie gospodarki wodnej. Graniczny charakter z punktu widzenia Polesia Lubelskiego mają doliny: Bugu, Wieprza i Krzny, a jego osią jest ukończony w 1961 r. kanał

Wieprz-Krzna o długości 142 km, który miał spełniać funkcje odwadniająco-nawadniające. W ramach działań strategicznych konieczne jest podjęcie modernizacji – zwłaszcza w kontekście ich technicznej degradacji – systemów melioracyjnych (tym bardziej że z reguły działają one jedynie odwadniająco) oraz budowy zbiorników retencyjnych i wielofunkcyjnych, których na tym obszarze jest zdecydowanie za mało.

Pewną niepokojącą – z punktu widzenia stosunków wodnych Polesia Lubelskiego – propozycją działań jest rządowy pomysł realizacji drogi wodnej E-40 z Gdańska do Chersonia nad Morzem Czarnym o długości ok. 2 tys. km. Jej elementem byłaby budowa kanału Bug-Wisła. Pomijając ekonomiczną absurdalność tego pomysłu, pogłębiłby on skutki, które przyniósł wcześniej kanał Wieprz-Krzna, tyle że na większą skalę, czyli obniżył poziom wód gruntowych, co przyczyniłoby się do osuszania torfowisk i zaniku typowej (a jednocześnie unikalnej) dla nich flory i fauny, zmniejszyłby ilość wody przepływającej przez rzeki Polesia, a tym samym ograniczyłby i tak niezbyt bogate jego zasoby wodne. Takie działanie stoi w wyraźnej sprzeczności ze strategicznymi kierunkami rozwoju, zawartymi w Strategii Rozwoju Województwa Lubelskiego [2014], które zmierzają do zwiększenia zasobów wodnych regionu przez jej gromadzenie w zbiornikach retencyjnych, a nie przyspieszanie jej spływu przez kanały żeglowne.

Obniżanie poziomu wód gruntowych może zagrozić także działaniom w ramach OSI, określonego mianem *Nowoczesna wieś*, który obejmuje północną i zachodnią część Polesia Lubelskiego. Obszar ten charakteryzuje się wysoką towarowością gospodarstw rolnych, ukierunkowanych głównie na produkcję zbóż i ziemniaków oraz hodowlę trzody chlewnej, bydła mlecznego i rzeźnego oraz drobiu, a także koncentracją zakładów branży mięsnej, mleczarskiej oraz zbożowo-młynarskiej. W zakresie gospodarki rybackiej, opartej zarówno na zbiornikach naturalnych, jak i sztucznych, istnieją duże rezerwy rozwojowe, tym bardziej że na obszarze Polesia Lubelskiego istnieją też dość silne tradycje hodowli ryb. Brakuje natomiast zakładów przetwórstwa rybnego, poszerzających ofertę handlową produktów i zasięg rynków zbytu gospodarki rybackiej. W ramach działań strategicznych konieczne są: podnoszenie kompetencji rolników, tworzenie rynków hurtowych płodów rolnych, wspieranie grup producenckich, rozwój przetwórstwa rolno-spożywczego, rozwój infrastruktury technicznej (drogi, wodociągi, kanalizacja), a także rozwój i modernizacja infrastruktury elektroenergetycznej i gazowej, przy wykorzystaniu rozproszonych źródeł energii odnawialnej w postaci biogazowni, wykorzystujących odpady powstające przy produkcji rolnej i przetwórstwie rolno-spożywczym.

11.4. Podsumowanie

Podsumowując całość rozważań można stwierdzić, że Polesie Lubelskie, przede wszystkim ze względu na swoje przygraniczne położenie oraz długotrwałość oddziaływania granicy państwowej o charakterze zamkniętym, nabrało typowych cech obszaru peryferyjnego, co przejawia się m.in. słabą dostępnością komunikacyjną, niskim poziomem rozwoju społeczno-ekonomicznego oraz procesami depopulacji. Obniżenie bariery granicznej w latach 90. XX wieku – ze względu na nadal oddziaływające ograniczenia formalnoprawne – nie stało się istotnym impulsem rozwojowym tego obszaru.

Strategicznych szans rozwojowych Polesia Lubelskiego w wymiarze społeczno-ekonomicznym należy upatrywać w wykorzystaniu ważnego z punktu widzenia euroazjatyckiego położenia geopolityczno-komunikacyjnego. Dwa najważniejsze miasta powiązane z Polesiem, tj. Biała Podlaska i Chełm, położone są przy szlakach drogowo-kolejowych, których znaczenie w kontaktach Europy i Azji z pewnością będzie stale rosło.

Unikatowe walory przyrodnicze i kulturowe (świadczące o bogatej wielokulturowej historii obszaru) są z pewnością podstawą do rozwoju różnych form turystyki aktywnej. Konieczne jest w tym względzie wzbogacanie bazy noclegowej o odpowiednich standardach jakościowych oraz systematyczne tworzenie i udoskonalanie produktów turystycznych. Niewątpliwie przyszłościowymi czynnikami rozwojowymi, zwłaszcza północnej części Polesia Lubelskiego, są nowoczesne rolnictwo, gospodarka rybacka i przetwórstwo rolno-spożywcze.

Istnieją także zagrożenia dla funkcjonowania Polesia Lubelskiego jako obszaru turystycznego o cennych walorach przyrodniczych oraz nowoczesnego rolnictwa. Wiążą się one z intensyfikacją wydobycia węgla kamiennego zarówno w istniejącej od 1979 r. kopalni, jak też planami budowy kilku nowych kopalń z udziałem kapitału zagranicznego. Działalność górnicza na tym terenie bardzo silnie i negatywnie wpływa na stosunki wodne. Przyczynia się do obniżania poziomu wód w jeziorach, osuszania torfowisk i bagien. Podobne skutki przyniosłaby realizacji na obszarze Polesia kanału Wisła-Bug, który miałby być fragmentem drogi wodnej E-40 Gdańsk-Chersoń.

Mamy zatem w przypadku Polesia Lubelskiego dylematy związane z wyborem – po części sprzecznych – strategicznych kierunków rozwoju. Czy chcemy, aby było to zagłębie węglowo-energetyczne, czy obszar aktywnej, zrównoważonej turystyki? Czy wykorzystamy i rozwiniemy dotychczasowe transeuropejskie szlaki drogowo-kolejowe, minimalizując związane z nimi uciążliwości środowiskowe, czy rozregulujemy system hydrologiczny Polesia Lubelskiego realizując inwestycje związane z drogą wodną E-40? I wreszcie na samym końcu pozostaje jeszcze pytanie: kto na powyższe pytania ma odpowiedzieć? Wola społeczności

lokalnej i regionalnej wyrażana w ramach struktur samorządu terytorialnego jest zbyt słaba w porównaniu z mocą sprawczą i środkami finansowymi rządu. Zbyt mały poziom kompetencyjny regionalnych władz samorządowych (zbyt mała decentralizacja na ich rzecz), dostrzegających problemy rozwojowe m.in. Polesia Lubelskiego, powoduje, że rząd chcąc realizować spektakularnie duże inwestycje (Centralny Port Komunikacyjny, przekop Mierzei Wiślanej, rozwój lubelskiego zagłębia węglowego), nie bierze pod uwagę alternatywnych ścieżek rozwojowych poszczególnych obszarów, w tym także cennych przyrodniczo.

Piśmiennictwo

1. Celińska-Janowicz D., Miszczuk A., Płoszaj A., Smętkowski M. 2010. Aktualne problemy demograficzne regionu Polski wschodniej. Raporty i Analizy EUROREG, 5, 65 ss.
2. Chojnicki Z. 1998. Uwarunkowania rozwoju regionu nadgranicznego. Koncepcje i założenia teoretyczne. [W:] J.J. Parysek, B. Gruchman (red.) Studia rozwoju i zagospodarowania przestrzennego, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań, 11-48.
3. Eberhardt P. 1989. Regiony wyludniające się w Polsce. Prace Geograficzne IGiPZ PAN, 148.
4. Flaga M., Gorzym-Wilkowski W., Mościbroda J., Myna A. 2010. Polesie Lubelskie. Przestrzeń społeczno-ekonomiczna. UMCS, Lublin.
5. Kondracki J. 1994. Geografia Polski. Mezoregiony fizyczno-geograficzne. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
6. Koter M. 2003. Multicultural Border Regions of Europe – Forms of Ethnic Composition and Process of their Differentiation. Region and Regionalism, 6 (1), 13-22.
7. Miszczuk A. 2012. Dysproporcje społeczno-ekonomiczne jako uwarunkowanie współpracy transgranicznej (na przykładzie pogranicza polsko-ukraińskiego). [W:] M. Kowerski, I. Pieczykolan (red.), Kadry dla gospodarki transgranicznej. Wyższa Szkoła Zarządzania i Administracji w Zamościu, Zamość, 37-50.
8. Miszczuk A. 2011. Uwarunkowania historyczno-geopolityczne. [W:] W. Janicki (red.), Województwo lubelskie. Środowisko – społeczeństwo – gospodarka. Norbertinum, Lublin, 9-21.
9. Miszczuk M., Miszczuk A. 2017. Zmiany zaludnienia jako czynnik redystrybucji dochodów gmin (na przykładzie województwa lubelskiego). Roczniki Nauk Społecznych, t. 9 (45), nr 1, 65-81.

10. Strategia Rozwoju Województwa Lubelskiego na lata 2014-2020 (z perspektywą do 2030 r.) 2014. Urząd Marszałkowski Województwa Lubelskiego, Lublin.
11. Strategia Współpracy Transgranicznej Województwa Lubelskiego, Obwodu Lwowskiego, Obwodu Wołyńskiego i Obwodu Brzeskiego na lata 2014-2020 2014. Urząd Marszałkowski Województwa Lubelskiego, Lublin.

12. ALFABETYCZNY SPIS AUTORÓW MONOGRAFII

1. Artur Banach – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
2. Barbara Banach-Albińska – Katedra Zoologii i Ekologii Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
3. Ryszard Baryła – Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
4. Łukasz Bednarz – Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin
5. Paweł Bielak-Bielecki
6. Justyna Bohacz – Katedra Mikrobiologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
7. Edyta Buczyńska – Katedra Zoologii i Ekologii Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
8. Paweł Buczyński – Katedra Zoologii i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
9. Stanisław Chmiel – Zakład Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
10. Jacek Chodorowski – Katedra Geologii, Gleboznawstwa i Geoinformacji, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
11. Jakub Ciepielski – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
12. Radosław Dobrowolski – Katedra Geomorfologii i Paleogeografii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
13. Julian Gajda – Wydział Agrobioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
14. Sławomir Głowacki – PGW Wody Polskie, Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Lublinie
15. Joanna Gmitrowicz-Iwan – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
16. Weronika Goraj – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
17. Rafał Gosik – Katedra Zoologii i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
18. Andrzej Górski – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
19. Grzegorz Grzywaczewski – Katedra Zoologii i Ekologii Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie; Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Lublinie
20. Antoni Grzywna – Katedra Inżynierii Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
21. Małgorzata Haliniarz – Katedra Herbologii i Technologii Uprawy Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
22. Arkadiusz Iwaniuk – Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie
23. Jerzy Jeznach – Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
24. Marek Kamola – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie
25. Bogusław Michał Kaszewski – Katedra Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

26. Michał Klimczak – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
27. Marcin Kolejko – Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej w Lublinie Wody Polski
28. Beata Kołodziej – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
29. Natalia Korcz – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
30. Teresa Korniłłowicz-Kowalska – Katedra Mikrobiologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
31. Urszula Kotowska – Instytut Agrofizyki im. B. Dobrzańskiego PAN w Lublinie
32. Renata Krukowska – Katedra Geografii Regionalnej i Turyzmu, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
33. Mariusz Kulik – Katedra Łąkarstwa i Kształtowania Krajobrazu, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
34. Agnieszka Kuźniar – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
35. Potr Lewczyński – Instytut Agrofizyki im. B. Dobrzańskiego PAN, Lublin
36. Sławomir Ligęza – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
37. Bogdan Lorens – Katedra Botaniki, Mykologii i Ekologii, Uniwersytet Marii Curie--Skłodowskiej w Lublinie
38. Andrzej Łachacz – Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji Gruntów, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
39. Marek Jarosław Łoś
40. Katarzyna Masternak – Instytut Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
41. Jurij A. Mażajski – Meshchersky Oddział FSBNU VNIIGIM im. A.N. Kostyakova (Federalny Państwowy Instytut Naukowy - Wszechrosyjski Instytut Badań Naukowych Inżynierii Hydraulicznej i Melioracji im. A. Kostiakowa), dyrektor generalny Meshcherskyego Naukowo-Technicznego Centrum, Riazań Rosja
42. Zdzisław Michalczyk – Katedra Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie--Skłodowskiej w Lublinie
43. Katarzyna Mięsiak-Wójcik – Zakład Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
44. Andrzej Miszczuk – Katedra Polityki Gospodarczej i Regionalnej, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
45. Michał Tomasz Możejko – Katedra Mikrobiologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
46. Marta Olszewska – Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie
47. Anna Ostromęcka-Lewak – HYDROPROJEKT Warszawa
48. Aneta Ostrowska – Instytut Agrofizyki im. B. Dobrzańskiego PAN, Lublin
49. Marzena Parzymies – Instytut Produkcji Ogrodniczej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
50. Edward Pierzgalski – Katedra Kształtowania Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
51. Jarosław Pietruczuk – Katedra Geomorfologii i Paleogeografii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
52. Małgorzata Piotrowska
53. Michał Piskorski – Katedra Anatomii Funkcjonalnej i Cytobiologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

54. Wojciech Płaska – Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
55. Magdalena Pogorzelec – Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
56. Małgorzata Polkowska – Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie
57. Jacek Pranagal – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
58. Anna Pytlak – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski
59. Krzysztof Raczyński – Zakład Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
60. Jacek Rechulicz – Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
61. Andrzej Różycki – Poleski Park Narodowy, Urszulin
62. Bogusław Sawicki – Wydział Agrobioinżynierii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
63. Joanna Sender – Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
64. Artur Serafin – Katedra Inżynierii, Kształtowania środowiska i Geodezji, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
65. Krzysztof Siwek – Katedra Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
66. Halina Smal – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
67. Joanna Sposób – Zakład Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
68. Zofia Stępniewska – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
69. Piotr Sugier – Katedra Botaniki, Mykologii i Ekologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
70. Anna Szafranek-Nakonieczna – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
71. Agnieszka Szczurowska – Katedra Botaniki i Fizjologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
72. Jarosław Szymański – Poleski Park Narodowy, Urszulin
73. Marek Turczyński – Zakład Hydrologii i Klimatologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
74. Danuta Urban – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
75. Mirosław Waniewski – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie
76. Bernadeta Wojdyło-Kotwica – Katedra Mikrobiologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
77. Agnieszka Wolińska – Katedra Biochemii i Chemii Środowiska, Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II
78. Hanna Wójciak – Katedra Botaniki, Mykologii i Ekologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie
79. Anna Wójcikowska-Kapusta – Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Spis treści

Wprowadzenie 7

Część I
POLESIE POLSKIE

1. Polskie badania torfowisk Polesia 11

1.1. Historia Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami 11

1.2. Polskie badania torfowisk Polesia przed drugą wojną światową i ich wpływ na rozwój wiedzy o torfowiskach 20

1.3. Badania Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami 39

1.4. Życiorysy wybitnych pracowników Zakładu Doświadczalnego Uprawy Torfowisk pod Sarnami 47

1.4.1. Prof. dr hab. inż., dr h.c. Stanisław Bac 47

1.4.2. Prof. dr inż., dr h.c. Witold Marian Niewiadomski 50

1.4.3. Prof. dr hab. inż., dr h.c. Jerzy Ostromęcki 53

1.4.4. Prof. dr hab. inż. Stanisław Turczynowicz 56

1.4.5. Prof. dr hab. inż. Stanisław Tołpa 58

1.4.6. Prof. dr hab. inż. Włodzimierz Tymrakiewicz 61

1.5. Ważniejsze publikacje 62

1.6. Polskie badania na Polesiu przed drugą wojną światową – wykaz bibliografii 66

Część II
POLESIE LUBELSKIE

1. Przedmowa 77

2. Położenie Polesia Lubelskiego 79

2.1. Ogólna charakterystyka 79

2.2. Położenie i podział 81

3. Przyroda nieożywiona Polesia Lubelskiego 85

3.1. Budowa geologiczna i rzeźba terenu 85

3.1.1. Tektonika 85

3.1.2. Litostratygrafia 88
3.1.3. Rzeźba terenu 98
3.2. Gleby 112
3.2.1. Wstęp 112
3.2.2. Warunki występowania gleb 112
3.2.3. Historia badań gleb 113
3.2.4. Charakterystyka gleb 115
3.2.5. Wartość użytkowa gleb 119
3.2.6. Zagrożenia i ochrona pokrywy glebowej 126
3.2.7. Podsumowanie 128
3.3. Klimat i jego zmiany 135
3.3.1. Wstęp 135
3.3.2. Warunki cyrkulacyjne 136
3.3.3. Warunki solarne 140
3.3.4. Warunki termiczne 144
3.3.5. Warunki opadowe i wilgotnościowe 147
3.3.6. Zjawiska atmosferyczne 153
3.3.7. Zmiany klimatu (1951-2017) 155
3.3.8. Wnioski 157
3.4. Charakterystyka wód 162
3.4.1. Wstęp 162
3.4.2. Wody podziemne 165
3.4.3. Wody powierzchniowe 175
3.4.4. Główne zagrożenia 211
3.4.5. Podsumowanie 215
3.5. Torfowiska 224
3.5.1. Występowanie torfowisk 224
3.5.2. Geneza i ewolucja zagłębień akumulacji biogenicznej (jezior i torfowisk) 231
3.5.3. Emisja gazów z powierzchni torfowisk 238
4. Flora Polesia Lubelskiego 274
4.1. Rośliny naczyniowe 274
4.1.1. Wstęp 274
4.1.2. Wykorzystane materiały 274

4.1.3. Retrospekcja 275
4.1.4. Aktualne zasoby i walory 278
4.1.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony 293
4.2. Flora agrofitocenoz 306
4.2.1. Wstęp 306
4.2.2. Charakterystyka flory agrofitocenoz 307
4.3. Czynna ochrona zagrożonych gatunków flory torfowiskowej na przykładzie wierzby lapońskiej *Salix lapponum* i wierzby borówkolistnej *Salix myrtilloides* 314
4.3.1. Wstęp 314
4.3.2. Charakterystyka gatunków 314
4.3.3. Biologiczne podstawy ochrony gatunków 316
4.3.4. Założenia ochrony czynnej gatunków i podejmowane działania 319
5. Biota porostów Polesia Lubelskiego 326
5.1. Wstęp 326
5.2. Metodyka 327
5.3. Wyniki badań 328
5.4. Zróżnicowanie siedliskowe bioty porostów 334
5.5. Ochrona i zagrożenia bioty porostowej 339
5.6. Podsumowanie 344
6. Ekosystemy Polesia Lubelskiego 347
6.1. Ekosystemy wodne i szuwarowe 347
6.1.1. Charakterystyka zbiorowisk wodnych i szuwarowych 347
6.1.2. Struktura makrofitów w wybranych jeziorach 391
6.1.3. Wybrane hydrochemiczne aspekty funkcjonowania ekosystemów jeziornych o różnym statusie troficznym w ich zlewni bezpośredniej i strefach ekotonowych 414
6.1.4. Przemiany węgla w ekosystemach wodno-torfowiskowych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego 427
6.2. Ekosystemy torfowiskowe 449
6.2.1. Charakterystyka zbiorowisk torfowiskowych 449
6.2.2. Bioróżnorodność saprotroficznych grzybów strefy korzeniowej traw i koniczyn łąki trwałej w siedlisku pobagiennym przy uwzględnieniu

sezonu wegetacyjnego oraz nawożenia (Zaklęsłość Sosnowicka, Polesie Zachodnie) 485
6.3. Ekosystemy leśne i zaroślowe 539
6.3.1. Gospodarka leśna 539
6.3.2. Zbiorowiska leśne i zaroślowe 554
6.4. Ekosystemy łąkowe 582
6.4.1. Wstęp 582
6.4.2. Materiały 584
6.4.3. Retrospekcja 584
6.4.4. Ocena aktualnych zasobów i walorów zbiorowisk łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* 586
6.4.5. Aktualne zagrożenia 604
6.4.6. Główne kierunki i metody ochrony dziedzictwa przyrodniczego 604
6.5. Ekosystemy muraw napiaskowych 612
6.5.1. Wstęp 612
6.5.2. Materiały i metody badań 612
6.5.3. Retrospekcja 612
6.5.4. Aktualne zasoby i walory 613
6.5.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony 620
6.6. Ekosystemy wrzosowisk i ubogich muraw bliźniczkowych z klasy *Nardo-Callunetea* 624
6.6.1. Wstęp 624
6.6.2. Materiał i metody badań 624
6.6.3. Retrospekcja 624
6.6.4. Aktualne zasoby i walory 625
6.6.5. Zagrożenia, kierunki i metody ochrony 630
7. Fauna Polesia Lubelskiego 635
7.1. Bezkręgowce (wybrane grupy) 635
7.1.1. Chruściki (Trichoptera) 635
7.1.2. Ważki (Odonata) 645
7.1.3. Chrząszcze wodne (Coleoptera aquatica) 657
7.1.4. Zoopleuston wybranych torfowisk 668
7.2. Kręgowce 676
7.2.1. Ichtiofauna 676

7.2.2. Płazy 696
7.2.3. Gady 729
7.2.4. Ptaki 758
7.2.5. Ssaki (Mammalia) (z wyjątkiem nietoperzy) 823
7.2.6. Fauna nietoperzy 839
8. Ochrona przyrody Polesia Lubelskiego 850
8.1. System obszarów chronionych 850
8.2 Poleski Park Narodowy 855
8.3. Rezerwaty przyrody 866
8.4. Ekologiczna sieć obszarów Natura 2000 883
8.4.1. Wstęp 883
8.4.2. Opis obszarów Natura 2000 883
8.4.3. Podsumowanie 890
9. Systemy melioracyjne 892
9.1. Melioracje na Polesiu Lubelskim 892
9.1.1. Historia 892
9.1.2. System KWK 893
9.1.3. Gospodarka wodna Systemu KWK 897
9.1.4. Krowie Bagno 899
9.1.5. Melioracje a ochrona przyrody 902
9.1.6. Degradacja Systemu KWK 904
9.1.7. Perspektywa rewitalizacji Systemu KWK 905
9.1.8. Potrzeba innej perspektywy 906
9.2. Torfowisko Krowie Bagno 909
9.2.1. Wstęp 909
9.2.2. Materiały 910
9.2.3. Retrospekcja 910
9.2.4. Gleby 910
9.2.5. Układ warunków wodnych 911
9.2.6. Ocena stanu aktualnego warunków siedliskowych 913
9.2.7. Torfowisko Krowie Bagno jako obiekt łąkowy 914
9.2.8. Zagrożenia 916
9.2.9. Zmiany szaty roślinnej w okresie 50 lat 917

9.3. Stan melioracji użytków rolnych w powiatach parczewskim i włodawskim 924
9.3.1. Wstęp 924
9.3.2. Materiał i metodyka 925
9.3.3. Wyniki 925
9.3.4. Wnioski 929
10. Turystyka i rekreacja na Polesiu Lubelskim 932
10.1. Wstęp 932
10.2. Turystyczne walory przyrodnicze 932
10.3. Walory kulturowe regionu 937
10.4. Funkcja turystyczna w strukturze funkcjonalnej 944
10.5. Formy turystyki 949
11. Uwarunkowania, wyzwania i perspektywy rozwoju społeczno-gospodarczego Polesia Lubelskiego 961
11.1. Wstęp 961
11.2. Uwarunkowania peryferyjności 961
11.3. Wyzwania rozwoju społeczno-gospodarczego i kierunki działań strategicznych 965
11.4. Podsumowanie 970
12. Alfabetyczny spis autorów monografii 973

Jurij Mażajski

Profesor, doktor nauk rolniczych, kierownik naukowy Meshcherskyego Oddziału FSBNU VNIIGIM im. A.N. Kostyakova (Federalny Państwowy Instytut Naukowy – Wszechrosyjski Instytut Badań Naukowych Inżynierii Hydraulicznej i Melioracji im. A. Kostiakowa), dyrektor generalny Meshcherskyego Naukowo-Technicznego Centrum, honorowy pracownik rosyjskiego kompleksu rolno-przemysłowego. Jurij Mażajski jest autorem ponad 400 prac naukowych. Obszar zainteresowań naukowych to kompleksowa rekultywacja terenów zdegradowanych i skażonych, ekologiczne technologie zachowania i przywrócenia żyzności gleby.

E-mail: mail@mntc.pro

Profesor, doktor nauk technicznych w rolnictwie, profesor Narodowego Uniwersytetu Gospodarki Wodnej i Zasobów Wodnych (National University of Water Management and Nature Resources Use). Anatolij Rokoczyński jest autorem ponad 200 prac naukowych. Obszar Jego zainteresowań naukowych obejmuje opracowanie naukowych zasad, metod i modeli uzasadniających optymalną pod względem klimatycznym strategię tworzenia i zarządzania złożonymi obiektami naturalnymi i technologicznymi oraz kompleksami w dziedzinie gospodarki wodnej, ochrony środowiska, kompleksu rolno-przemysłowego i energetycznego.

E-mail: a.m.rokochinskiy@nuwm.edu.ua

Anatolij Rokoczyński

Aleksander Wołczek

Profesor, doktor nauk geograficznych, Członek Narodowej Akademii Nauk Białorusi, Dziekan Wydziału Systemów Inżynieryjnych i Ekologii Brzeskiego Państwowego Uniwersytetu Technicznego (Brest State Technical University).

Aleksander Wołczek jest autorem ponad 950 prac naukowych. Obszar Jego zainteresowań naukowych obejmuje zmiany bilansu wodnego zlewni rzek, modelowanie procesów reżimu wodnego.

E-mail: Volchak@tut.by

Kandydat nauk technicznych, docent, Kierownik Katedry Inżynierii Środowiska, Brzeskiego Państwowego Uniwersytetu Technicznego (Brest State Technical University).

Oleg Mieszyk jest autorem 190 prac naukowych i edukacyjnych. Jego zainteresowania badawcze obejmują klimatologię i agrometeorologię, klimatyczne zasoby ciepła i energii, zasoby wodne i zarządzanie środowiskiem.

E-mail: omeshyk@gmail.com

Oleg Mieszyk

Jerzy Jeznach

Profesor w Szkole Głównej Gospodarstw Wiejskiego w Warszawie (Warsaw University of Life Sciences – SGGW), doktor nauk technicznych, b. Dziekan Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, b. Przewodniczący Komitetu Melioracji i Inżynierii Środowiska Rolniczego Polskiej Akademii Nauk.

Jerzy Jeznach jest autorem 340 prac naukowych. Jego główny obszar naukowy to: ochrona i kształtowanie środowiska; melioracje wodne, systemy odwodnień i nawadnień, infrastruktura techniczna, kształtowanie i ochrona środowiska na terenach rolniczych, zurbanizowanych i zdegradowanych, przyrodnicze i techniczne metody przystosowania terenów do zmian klimatycznych, inżynieria bezpieczeństwa środowiska – ochrona przed powodzią i suszą.

E-mail: jerzy_jeznach@sggw.edu.pl

MIĘDZYNARODOWA MONOGRAFIA NAUKOWA

POLESIE
ŚRODOWISKO, MELIORACJE

Tom 3. POLESIE POLSKIE

Redakcja naukowa monografii

J. A. Mażajski – Rosja
A. N. Rokoczyński – Ukraina
A. A. Wołczek – Białoruś
O. P. Mieszyk – Białoruś
J. Jeznach – Polska

Redakcja tomu

Danuta Urban
Radosław Dobrowolski
Jerzy Jeznach

Autorzy międzynarodowej monografii naukowej i Redakcja dziękują zespołowi
LLC Meshchersky Centrum Naukowo-Techniczne
zapewniającemu metodologię oraz pomoc finansową.
Tel.: +7 (4912) 27-50-76, e-mail: mail@mntc.pro
Strona internetowa: https://mntc.pro/

Warszawa 2020
Wydawnictwo SGGW
Strona internetowa: https://www.sggw.pl/
Podpisano 04.09.2020. Format A4. Papier offsetowy
Nakład 500 egzemplarzy.
Druk: ZAPOL Sp.j., al. Piastów 42, 71-062 Szczecin