ACTA AGROPHYSICA

PAN

PRZYRODNICZE PODSTAWY OCHRONY I ODNOWY EKOSYSTEMÓW WODNO-TORFOWISKOWYCH W OBSZARZE FUNKCJONALNYM POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO NA TLE ANTROPOGENICZNYCH PRZEKSZTAŁCEŃ ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Pod redakcją
Stanisława Radwana

91

Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie

Rozprawy i Monografie
Lublin 2003

Komitet Redakcyjny

Redaktor Naczelny
prof. dr hab. Ryszard T. Walczak, czł. koresp. PAN

Zastępca Redaktora Naczelnego
doc. dr hab. Józef Horabik

Rada Redakcyjna

Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN - przewodniczący

Ryszard Dębicki
Bohdan Dobrzański, jr
Danuta Drozd
Franciszek Dubert
Tadeusz Filipek
Józef Fornal
Jan Gliński, czł. rzecz. PAN
Grzegorz Józefaciuk
Eugeniusz Kamiński
Andrzej Kędziora
Tadeusz Kęsik
Krystyna Konstankiewicz
Janusz Laskowski
Jerzy Lipiec
Piotr P. Lewicki
Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN
Edward Niedźwiecki
Viliam Novák, Słowacja
Josef Pecen, Czechy
Stanisław Radwan, czł. koresp. PAU
Jan Sielewiesiuk
Witold Stępniewski
Bogusław Szot
Zbigniew Ślipek
Saturnin Zawadzki, czł. rzecz. PAN

Opiniował do druku
prof. dr hab. Włodzimierz Zwolski

Adres redakcji
Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, P.O. Box 201
20-290 Lublin 27, tel. (0-81) 744-50-61, fax 744-50-67, e-mail: editor@demeter.ipan.lublin.pl
http: //www.ipan.lublin.pl

Publikacja indeksowana przez
Polish Scientific Journals Contents - Life Sci. w sieci Internet
pod adresem http://www.psjc.icm.edu.pl

Publikację wykonano w ramach projektu badawczego Nr P04G 02 919
finansowanego przez Komitet Badań Naukowych w latach 2000-2003

© Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2003

ISSN 1234-4125

Wydanie I. Nakład 220 egz. Ark. wyd. 18,4
Skład komputerowy: Ewa Hamera
Druk: Drukarnia *ALF-GRAF*, ul. Kościuszki 4, 20-006 Lublin

Problem realizowany był w ramach projektu badawczego KBN P04 G 02919. Kierownikiem projektu był Prof. dr hab. Stanisław Radwan.
Zespół wykonawców projektu stanowili, opracowujący następujące rozdziały:

Akademia Rolnicza w Lublinie	**Nr. rozdziałów**
Prof. dr hab. Stanisław Radwan	1, 2, 3.2, 3.6, 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5, 8.
mgr Katarzyna Fryzel	3.5, 7.1, 7.2, 7.3, 7.4.
dr Tomasz Mieczan	3.6, 5.3, 5.4, 5.5.
Prof. dr hab. Modest Misztal	3.2, 5.1, 5.2,
mgr Wojciech Płaska	3.6, 5.3, 5.4, 5.5.
mgr Joanna Sender	5.3, 5.4, 5.5.
dr Barbara Stępień	3.2, 5.1, 5.2.
dr Danuta Urban	3.4, 6.1, 6.2, 6.3, 6.4.1, 6.4.4, 6.5, 6.6.
Prof. dr hab. Włodzimierz Zwolski	5.3, 5.4.
Uniwersytet Marii Curie Skłodowskiej w Lublinie	
Prof. dr hab. Zdzisław Michalczyk	3.1, 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 8.
dr Stanisław Chmiel	3.1, 4.1, 4.2, 4.3, 4.4.
dr Marek Turczyński	3.1, 4.1, 4.2, 4.3, 4.4.
Instytut Agrofizyki PAN w Lublinie	
Prof. dr hab. Jan Gliński	1.
mgr Urszula Kotowska	5.1.
mgr Aneta Ostrowska	5.1.
Katolicki Uniwersytet Lubelski	
Prof. dr hab. Zofia Stępniewska	3.2, 5.1, 6.4.2, 6.4.3, 8.
dr Riccardo Bennicelli	3.2, 5.1, 6.4.2, 6.4.3
Prof. dr hab. Władysława Wojciechowska	5.3, 5.4, 5.5.
Zakład Ochrony Przyrody Obszarów Wiejskich Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach	
dr hab. Jan Gawlik	3.4, 6.1, 6.2, 6.3, 6.4.1, 6.4.4, 6.5, 6.6, 8.
Politechnika Lubelska	
dr hab. Tadeusz J. Chmielewski	3.5, 7.1, 7.2, 7.3, 7.4, 8.

SPIS TREŚCI

1. WPROWADZENIE – INTRODUCTION 7

2. TEREN BADAŃ 14

3. MATERIAŁY I METODY BADAŃ 19

3.1. Metody badań stosunków wodnych 19
3.2. Metody badań gazów oraz właściwości fizyko-chemicznych wód i osadów dennych . 19
3.3. Metody jakościowych i ilościowych badań biocenoz wodnych 22
3.4. Metody badań torfoznawczych 23
3.5. Metody badań ekologii krajobrazu 25
3.6. Metody biocenotyczne i statystyczne 25

4. STOSUNKI WODNE W OBSZARZE FUNKCJONALNYM POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO 26

4.1. Stan i zmiany stosunków wodnych w XIX i XX wieku 26
4.2. Ocena oddziaływania Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka" na płytkie wody podziemne 43
4.3. Dynamika stanów wody powierzchniowej i podziemnej 53
4.4. Związek wahań stanów wód podziemnych z powierzchniowymi 63

5. EKOSYSTEMY WODNE 67

5.1. Stan fizyko-chemiczny różnych typów zbiorników wodnych 67
5.1.1. Emisja gazów z powierzchni zbiorników depresyjnych i jezior 67
5.1.2. Poziom biogenów w wodzie i osadach dennych 76
5.1.3. Składniki mineralne w wodzie i osadach dennych 79
5.1.4. Stan oksydoredukcyjny zbiorników depresyjnych i jezior 86

5.2. Zmiany w składzie fizyczno-chemicznym zbiorników wodnych w zależności od rodzaju antropopresji 87
5.3. Kształtowanie się struktury jakościowej biocenoz wodnych 89
5.3.1. Różnorodność gatunkowa fito- i zoocenoz 89

5.4. Kształtowanie się struktury ilościowej biocenoz wodnych 101
5.4.1. Liczebność i dominacja fito- i zoocenoz 101

5.5. Zmiany w strukturze jakościowej i ilościowej biocenoz w zależności od rodzaju antropogenicznego wpływu na zbiornik wodny 121

6. EKOSYSTEMY TORFOWISKOWE 131

6.1. Geneza torfowik 131
6.2. Typologia torfowisk 132

6.3. Stratygrafia złóż z wyróżnieniem rodzajów torfów tworzących ich profile 133
6.4. Stan fizyko-chemiczny różnych typów torfowisk 143

6.4.1. Popielność i stan zagęszczenia utworów torfowych tworzących złoża 143
6.4.2. Emisja gazów z torfowisk 148
6.4.3. Zawartość biogenów w wodach gruntowych torfowisk 164
6.4.4. Odczyn torfów (pH_{H_2O} i pH_{KCl}) 165

6.5. Stopień zróżnicowania zbiorowisk roślinnych w różnych typach torfowisk 166

6.5.1. Szata roślinna odwodnionych torfów niskich 166
6.5.2. Szata roślinna częściowo odwodnionych i bagiennych torfowisk niskich 169
6.5.3. Szata roślinna torfowisk przejściowych 173
6.5.4. Szata roślinna torfowisk wysokich 178

6.6. Stan siedlisk mokradłowych na badanych torfowiskach oraz identyfikacja ich faz rozwojowych 178

6.6.1. Torfowiska rejonu jezior uściwierskich 178
6.6.2. Gleby torfowisk położonych w rejonie Torfowiska Orłowskiego 186
6.6.3. Gleby torfowisk rejonu jeziora Moszne 189

7. UKŁADY KRAJOBRAZOWE POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO 190

7.1. Stan krajobrazowych układów poliekosystemowych badanego obszaru na początku XXI wieku 190

7.2. Wpływ procesów zachodzących w strukturze ekologicznej krajobrazu na tożsamość ekologiczną i funkcjonowanie zbiorników wodnych i torfowisk 192

7.2.1. Zmiany zasięgu wód i terenów podmokłych 192
7.2.2. Zmiany struktury i charakteru użytkowania ziemi 195
7.2.3. Zmiany długości i gęstości sieci naturalnych stref ekotonowych oraz antropogenicznych struktur liniowych w krajobrazie badanych zlewni 197
7.2.4. Zmiany różnorodności typów stref stykowych 205
7.2.5. Zmiany udziału naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych 208
7.2.6. Zmiany średniej wielkości płatu terenu o jednakowej formie użytkowania ziemi 210

7.3. Wpływ Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka" i Kanału Wieprz-Krzna na naturalność, charakter i skalę przekształceń struktury ekologicznej badanych zlewni, w zależności od ich położenia wzdłuż transektu: Kopalnia – Poleski Park Narodowy 223

7.4. Skala i kierunki zmian różnorodności krajobrazowej, siedliskowej i biocenotycznej .. 225

8. PRZYRODNICZE PRZESŁANKI RENATURALIZACJI DEGRADOWANYCH TORFOWISK I WÓD W OBSZARZE FUNKCJONALNYM POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO 227

9. PODSUMOWANIE 235

10. PIŚMIENNICTWO 238

1. WPROWADZENIE

Przyrodnicze podstawy ochrony ekosystemów wodno-torfowiskowych

W Europie tereny wodno-bagienne zajmują niewielkie już powierzchnie i podlegają całkowitej ochronie. W Polsce ekosystemy wodno-torfowiskowe obejmują stosunkowo duże i o wysokim stopniu naturalności obszary rozciągające się we wschodniej jej części: na Polesiu Lubelskim, w dorzeczach Biebrzy, Narwi i w największym w kraju zwartym kompleksie leśnym – Lasach Janowskich. Najcenniejsze ich fragmenty objęte zostały najwyższą formą ochrony, gdyż stanowią podstawowy składnik trzech Parków Narodowych: Poleskiego, Biebrzańskiego i Narwiańskiego, oraz rezerwatu Imielty Ług, położonego w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie [110,115,120,124,125,164].

Ekosystemy wodne i torfowiskowe odgrywają ważną rolę w kształtowaniu krajobrazu ekologicznego kraju. Dzięki znacznym własnościom autarkicznym i homeostatycznym ekosystemy te przyczyniają się do stabilizowania całych fizjocenoz, do wzbogacania ich w wodę; prowadzą do powstania oczek i rozlewisk, powiększania powierzchni jezior i obszarów bagiennych oraz do tworzenia i wzbogacania mozaikowatości siedliskowej, biocenotycznej i ekosystemowej w fizjocenozie i krajobrazie [115]. Na Polesiu Lubelskim w procesie ewolucyjnym (w dłuższym lub krótszym przedziale czasowym) powstały układy funkcjonalne o cennych i unikatowych walorach przyrodniczych. Wykształciły się w nich bogate zespoły roślin i zwierząt o dużym zróżnicowaniu gatunkowym. W zespołach tych występują liczne gatunki: reliktowe, endemiczne, rzadkie i specyficzne (wskaźnikowe) dla poszczególnych typów ekosystemów wodno-bagiennych [126].

W ekosystemach jeziornych szczególną rolę odgrywają gatunki wskaźnikowe trofii (oligo-, mezo-, eu- lub dystrofii). Pozwalają więc na określenie ekologicznej tożsamości jezior. Stopień zaś zróżnicowania troficznego jezior wskazuje na mniejszą lub większą różnorodność fizjocenoz wodnych terenu [118]. Niektóre typy troficzne (limnologiczne) jezior spełniają szczególną rolę w omawianych fizjocenozach. Do nich należą dość liczne jeszcze w Polsce jeziora dystroficzne, o specyficznych biocenozach (fito- i zoocenozach), z wieloma niekiedy gatunkami reliktowymi, rzadkimi i wskaźnikowymi [123,126].

Ekosystemy torfowiskowe z kolei są dla wielu sąsiadujących z nimi jezior źródłem aktywnych kwasów humusowych, które "neutralizują" nadmierne ilości

rozpuszczonych w ich wodach substancji pokarmowych (soli mineralnych), przyczyniając się do zachowania ich stabilnego statusu troficznego [164].

Na Wyspach Brytyjskich niektóre rodzaje ekosystemów torfowiskowych (np. torfowiska niskie) chronione są właśnie głównie dlatego, że utrzymują na stałym poziomie wodę i "kumulują" zasoby substancji pokarmowych [115].

Obszary wodno-torfowiskowo-bagienne mają szczególne znaczenie w ochronie przyrody, gdyż decydują nie tylko o retencji wody, klimacie regionu, czy kraju, lecz także o zróżnicowaniu limnologicznym jezior. W poważnym stopniu kształtują i utrzymują mozaikowatość siedliskową, różnorodność biologiczną, a także stabilność i odporność ekologiczną całych fizjocenoz, stąd też powinny być objęte szczególną ochroną [29,107].

Istniejące i potencjalne zagrożenia dla ekosystemów wodno-torfowiskowych

Od 40 lat niezwykle cenne przyrodniczo ekosystemy wodno-bagienno-torfowiskowe, rzadko spotykane w skali kraju i Europy, położone w unikalnym krajobrazie poleskim są zagrożone [29,109,115]. Podlegają one nasilającym się modyfikacjom (odkształceniom) pod wpływem dużych zmian hydrologicznych terenu, wywoływanych zniekształceniami powierzchni ziemi, na skutek wydobywania węgla kamiennego z pokładów zalegających w sąsiedztwie obszarów chronionych oraz funkcjonowania systemu wodnego Kanału Wieprz-Krzna. Stosowana technologia wydobywania węgla na tzw. "zwał" powoduje osiadanie terenu i tworzenie nieckowatych zagłębień, wypełniających się wodami gruntowymi i powierzchniowymi. Proces ten prowadzi do sukcesywnego powstawania tzw. zbiorników zapadliskowych, mogących mieć wpływ na strukturę i funkcjonowanie naturalnych ekosystemów wodno-torfowiskowych. Z kolei system wodny Kanału Wieprz-Krzna stwarza realne niebezpieczeństwo drenażu wód powierzchniowych i wprowadzenia wód obcych do tych specyficznych układów przyrodniczych, które mogą spowodować w nich nieprzewidywalne zmiany biocenotyczne [110,123,126,128].

Zjawiska te wywołały już duże zmiany w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego:

- drastyczne zwiększanie tempa odpływu i obniżenia się poziomu wód, prowadzące do wyłączenia 60-80% terenów podmokłych z powierzchniowego stagnowania wody [19,79];

- znaczne zmniejszenie naturalnej (śródtorfowiskowej) retencji wodnej i uruchomienie procesów murszenia torfu na wielu rozległych przestrzeniach. Jednocześnie wraz z procesem murszenia i rolniczego użytkowania gwałtownie wzrosła eutrofizacja torfowisk [1,11,87];
- niszczenie lokalnej różnorodności hydrochemicznej, hydrologicznej i hydrobiologicznej ekosystemów, zwłaszcza ekosystemów jeziornych, poprzez pocięcie naturalnych, na ogół niezależnych funkcjonalnie, układów ekologicznych gęstą siecią rowów [6,19,71,122];
- wprowadzenie do złożonego, ukształtowanego ewolucyjnie układu ekologicznego, wód obcych (z systemu wodnego Kanału Wieprz-Krzna), silnie zeutrofizowanych i nierzadko zanieczyszczonych szkodliwymi substancjami chemicznymi [51,122];
- znaczne zmniejszenie naturalnych zdolności wód do samooczyszczania się (szczególnie rzek), poprzez zwiększenie tempa odpływu, zmniejszenie naturalnej retencji wodnej oraz zniszczenia naturalnych ekotonów woda-ląd, stanowiących biologiczną barierę ochronną kompleksów wodnych i torfowiskowych przed zanieczyszczeniami i dopływem nadmiernej ilości biogenów [111,119];
- odkształcenia powierzchni Ziemi polegające na powstawaniu zbiorników zapadliskowych w wyniku eksploatacji węgla kamiennego [124].

Cel i zakres prowadzonych badań

Mimo ogromnej skali przekształceń w hydrosferze i pedosferze zachowana została jeszcze duża aktywność biologiczna układów fizjocenotycznych, szczególnie obszarów wodno-torfowiskowo-bagiennych [23,118]. Właściwość ta stwarza realne szanse na ratowanie, a nawet wzbogacanie bardzo poważnie dziś już zagrożonych ekosystemów. Wymagać to jednak będzie wielu kompleksowych i długoterminowych badań procesów ekologicznych zachodzących w ekosystemach zagrożonych oraz działań prowadzących do renaturalizacji stopniowo lub gwałtownie degradowanych, niekiedy dużych fragmentów ekosystemów wodno-bagiennych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego.

Podjęte badania zmierzają do bliższego poznania tylko niektórych zjawisk zachodzących w ekosystemach zdegradowanych i zagrożonych w obszarze funkcjonalnym tego Parku. Obejmują one następujące problemy do rozwiązania:

- Określenie wpływu nasilających się zagrożeń antropogenicznych (melioracje, rekreacja, kopalnictwo węgla kamiennego) na funkcjonowanie i naturalność fizjocenoz Parku i obszarów przyległych;
- Rozpoznanie górniczego odkształcenia powierzchni Ziemi oraz jego wpływu na kształtowanie się stosunków wodnych oraz na funkcjonowanie ekosystemów jeziornych i torfowiskowych położonych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego.
- Identyfikacja procesów zachodzących w strukturze geochemicznej i biotycznej ekosystemów wodno-torfowiskowych, znajdujących się w zasięgu antropogenicznych przekształceń środowiska przyrodniczego.
- Opracowanie zasad ochrony i odnowy zagrożonych i degradowanych ekosystemów wodno-torfowiskowych.

Motywy powstania monografii

Położone w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego ekosystemy wodno-torfowiskowe znajdują się w strefie nasilających się zagrożeń antropogenicznych. Zagrożenia te płyną ze strony działającej od 1982 roku Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka", prowadzenia nieracjonalnych melioracji i masowo rozwijającej się rekreacji. Stanowiły one wystarczające przesłanki do podjęcia i realizacji kompleksowych badań ekologicznych w tych ekosystemach.

Na ich podstawie opracowano obszerną, tematycznie zwartą monografię dotyczącą struktury ekologicznej, funkcjonowania i ochrony układów przyrodniczych w Poleskim Parku Narodowym i jego strefie ochronnej.

INTRODUCTION

The biological basis for the protection of fenland ecosystems

In Europe, fenlands now occupy only small areas and are completely protected. In Poland, fenland ecosystems include relatively vast and highly natural regions stretching away into the eastern part of Poland such as in Lublin, the river-basins of the Rivers Biebrza and Narew and in the highest compact forest complex of the country – the Janów Forests (Lasy Janowskie). The most valuable parts enjoy the utmost protection since they are included in the three National Parks and Natural Reserves: the Polesie Park, the Biebrzański Park and the Narwiański Park plus the Imielty Ług Nature Reserve located in the Janów Forest (Lasy Janowskie) Landscape Park [110,115,120,124,125,164].

Water and peat ecosystems play an important role in the shaping of the ecological landscape of the country. The considerably autharcic and homeostatic properties of these ecosystems contribute to the stabilization of the whole physio-cenoses, enriching these physio-cenoses in water; they also lead to the formation of ponds and flood waters, increase the surface areas of the lakes and swamps, forming and enriching as they go, the variegate character of habitats, biocenses and ecosystems [115]. In the Lublin Polesie, functional systems of a uniquely natural value were generated in the process of evolution (over a shorter or longer period of time). Rich plant and animal complexes with high species' differentiations were generated in these systems. Many remaining endemic and rare examples of flora and fauna typical of such bog ecosystems are to be found in the area. [126].

In the lakes' ecosystems, species indicative of trophy (oligo-, mezo-, eu- or dystrophy) play a special role. They facilitate the determining of the ecological identity of a lake. The degree of trophic lake differentiation points to the higher or lower diversity of water physiocenoses of this region [118]. Some of the trophic types (limnologic) of the lakes play a very special role in the physio-cenoses discussed. Dystrophic lakes, still numerous in Poland, with specific biocenoses (both phyto- and zoocenoses) with many remaining rare and indicative species belong to this last category [123,126].

On the other hand, for the lakes in their neighbourhood, peat ecosystems are a source of active humic acids which "neutralize" the excessive amounts of nutrients dissolved in them (mineral salts) and contribute to the preservation of their stable trophic status [164].

In the British Isles, some types of peat ecosystems (e.g. low peatlands) are protected mainly because they maintain water at a stable level and "accumulate" nutrient reserves [115].

Fens play a special role in nature protection because they decide water retention, the climate of the region, even that of the whole country, and also the limnologic differentiation of the lakes. They form and maintain the mosaic character of the habitats, their biological diversity and also the ecological stability and resistance of the whole physio-cenoses; hence they should be placed under special protection measures [29,107].

Existing and potential threats to fenland ecosystems

For 40 years now, extremely valuable natural fenland ecosystems, rare both in our country and in Europe and located in the unique landscape of the Polesie, have been endangered [29,109,115]. They have undergone more and more intense modification under the influence of big hydrological changes of the terrain caused by deformations in the earth's surface due to coal mining from the deposits located in the vicinity of the protected areas and the functions of the water system of the Wieprz-Krzna canal. The coal mining technology used, i.e. so-called "dumping', causes settlement and the formation of shafts which fill with ground and surface water. This latter process leads to the successive formation of so-called hollow reservoirs that can influence both the structure and the function of the natural fenland ecosystems. On the other hand, the water system of the Wieprz-Krzna canal poses the very real danger that the surface water will drain away and outside waters will find their way into these specific natural systems creating unforeseeable biocenotic changes [110,123,126,128].

The above phenomena have already resulted in considerable differences in the way the Polesie Nature Park works such as:

- the drastic increase in the outflow rate and the lowering of the water level which has led to the exclusion from use of some 60-80% of waterlogged areas due to stagnant surface water [19,79].
- a considerable decrease in natural (inter-peat) water retention and the activation of peat mucking processes throughout vast areas, at the same time as the rapid increase of the eutrophication of the fens, together with the mucking process and agricultural utilization [1,11,87].
- Destruction of local hydro-chemical, hydrological, and hydro-biological diversification, especially of lake ecosystems by cutting through natural – and

usually independently existing – ecological systems with a dense network of ditches [6,19,71,122].

- Introduction of foreign water (from the water system of the Wieprz-Krzna canal) strongly eutrophied and often polluted with harmful chemical substances into the complex ecological system formed over aeons of evolution [51,122].
- A considerable decrease in the ability of the water to naturally self-purify (especially in the rivers) by the increase in its outflow rate, the decrease of natural water retention and the destruction of the natural water-land ecotons which constitute a biologically protective water barrier for fenland complexes against pollution and the excessive inflow of biogens [111,119].
- Deformation of the earth's surface consisting in the formation of hollow reservoirs resulting from coal mining [124].

Objective and scope of the present studies

Despite the vast scale of transformations in the hydro- and pedo-sphere, the high rate of the biological activity of phytocenotic systems, especially in fenland areas, has still been preserved [23,118]. The above characteristic creates a realistic chance for rescuing or even enriching ecosystems which are already seriously endangered today. However, it would require many complex and long-term studies on the ecological processes taking place in the endangered ecosystems and the activities leading to the re-naturalization of the often large tracts of fenland ecosystems in the functional area of the Polesie Nature Park which gradually, and sometimes rapidly, degrade.

The studies undertaken hope to gain knowledge on some of the phenomena taking place in the degraded and threatened ecosystems in the functional area of this Park. The following issues remain to be resolved:

- the influence of the increasingly dangerous anthropogenic threats (development, recreation, coal mining) on the functioning and natural status of the physio-cenoses of the Park and adjacent regions needs to be addressed;
- mining deformation of the earth's surface and its influence on the formation of water relations and the functioning of lake and fenland ecosystems located in the functional area of the Polesie Natural Park needs to be examined;
- the processes taking place in the geochemical and biotic structure of the fenland ecosystems under the influence of the anthropogenic transformations of the natural environment need to be identified.
- protection and regeneration regulations for degraded and endangered fenland ecosystems need to be prepared.

2. TEREN BADAŃ

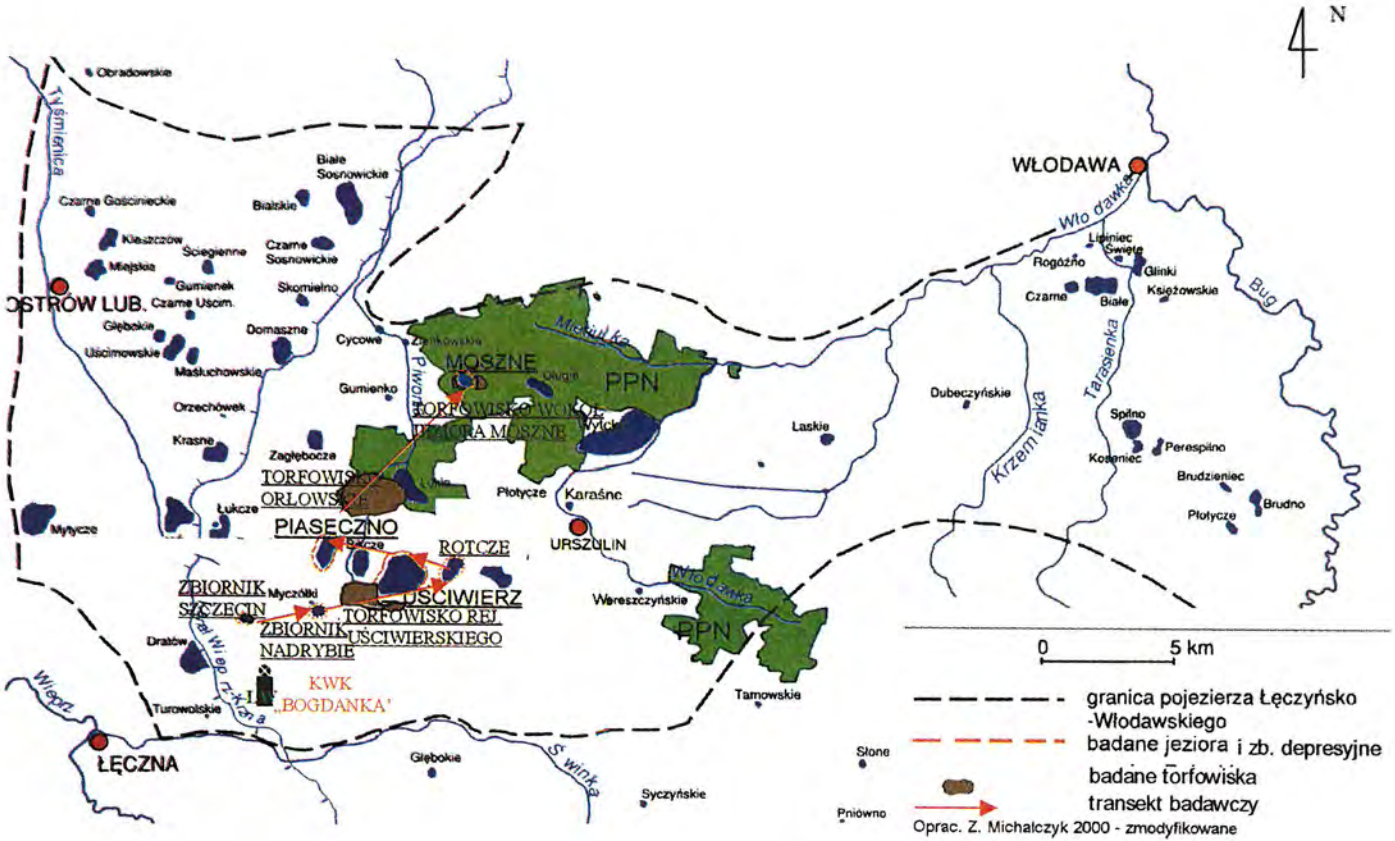
Terenem badań były ekosystemy jeziorne i torfowiskowe położone na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, wchodzącym w skład Polesia Lubelskiego (Rys. 1). Na terenie Pojezierza występuje 67 jezior o powierzchni przekraczającej 1 ha. Jeziora te charakteryzują się dużą różnorodnością pod względem genezy (geomorfologiczną), morfometrii, reżimu wodnego, trofii, stopnia pokrycia makrofitami oraz sposobu i intensywności ich użytkowania [42,120,162].

Jeziora Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego cechują się małą odpornością na antropopresję, wskutek czego ulegają coraz silniej zaznaczającej się degradacji ekologicznej [18,20]. Wynika to z ich limnologicznego charakteru oraz specyficznych stosunków wodnych całego Pojezierza. Obserwowane na przestrzeni lat zanikanie jezior jest procesem naturalnym, jednak nasilająca się ingerencja człowieka w ich funkcjonowanie wydatnie ten proces przyspiesza [126].

Głównymi formami antropogenicznego oddziaływania na ekosystemy jeziorne, w tym także na ich strefy ekotonowe, są: osadnictwo, rekreacja, melioracje, rolnictwo i przemysł wydobywczy (kopalnictwo węgla kamiennego). Wpływ ten znajduje swoje odzwierciedlenie w kształtowaniu się stosunków fizyczno-chemicznych i biocenotycznych w strefach ekotonowych oraz w aktualnym stanie troficznym jezior Pojezierza. Aktualnie jeziora te reprezentują różne typy troficzne: mezotroficzny, eutroficzny i dystroficzny [116,123,126]. Różnorodności limnologicznej jezior towarzyszy duża różnorodność stref ekotonowych, z których zwykle dominują dwie lub jedna [118].

Ekosystemy torfowiskowe są dla wielu sąsiadujących z nimi jezior zródłem aktywnych kwasów humusowych, które "neutralizują" nadmierne ilości rozpuszczonych w ich wodach substancji pokarmowych – soli mineralnych, przyczyniając się do utrzymania w tych jeziorach stabilnego statusu troficznego [164]. Obszary bagienno-torfowiskowe mają szczególne znaczenie w ochronie przyrody, gdyż mogą decydować nie tylko o retencji wody i klimacie regionu, lecz także o charakterze troficznym dysharmonizujących jezior (powodują dystrofię). W poważnym stopniu kształtują i utrzymują mozaikowatość siedliskową i różnorodność biologiczną oraz stabilność i odporność całych fizjocenoz [108].

Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim torfowiska wykazują duże morfologiczne zróżnicowanie. Są wśród nich torfowiska: wysokie, przejściowe i niskie. Znaczne obszary Polesia zajmują torfowiska kwaśne. W miejscach, gdzie



Rys. 1. Plan sytuacyjny terenu badań
Fig. 1. Location of study area

podłoże kredowe znajduje się na powierzchni, występują bardzo rzadkie w kraju rozległe torfowiska węglanowe, np. na terenie Bagna Bubnów.

Są to przeważnie torfowiska pojeziorne, z występującymi, jeszcze nie pokrytymi 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.

Aktualnie w stanie nienaruszonym pozostało jedynie kilkanaście procent ogólnej powierzchni, są to przeważnie torfowiska przejściowe i wysokie, występujące zazwyczaj w obrębie obszarów leśnych. Większość terenów zostało zmeliorowanych i zagospodarowanych rolniczo, inne zdewastowane eksploatacją torfu na opał.

W ostatnim dziesięcioleciu najcenniejsze ekosystemy wodno-torfowiskowe Polesia Lubelskiego objęto najwyższą formą ochrony – wchodzą w skład Poleskiego Parku Narodowego, inne zaś nie mniej cenne włączono do funkcjonujących tam parków krajobrazowych: Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie i Poleskiego Parku Krajobrazowego.

Na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim te wyraźnie zróżnicowane ekosystemy jeziorne i torfowiskowe występują w trzech przestrzennych układach: jako kompleksy wodno-bagienne, jako tereny podmokłe (wetlandy) oraz jako zamknięte ekosystemy wodne: jeziora, stawy, zbiorniki depresyjne, rzeki itp. [10].

Spośród tych tak wyraźnie zróżnicowanych układów przyrodniczych badaniami objęto następujące typy ekosystemów:

a) ekosystemy wodne
- dwa zbiorniki depresyjne (zapadliskowe) – Szczecin i Nadrybie,
- cztery jeziora o różnym statusie troficznym: mezotroficzne jezioro Piaseczno, eutroficzne jeziora Uściwierz i Rotcze oraz dystroficzne jezioro Moszne (Tabela 1).

b) ekosystemy torfowiskowe:
- kompleks torfowisk "uściwierskich",
- torfowisko orłowskie,
- torfowisko położone wokół jeziora Moszne (Tabela 2).

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.

Tabela 1. Wybrane cechy morfometryczno-limnologiczne badanych jezior i zbiorników zapadliskowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego i struktura użytkowania ziemi w ich zlewniach

Table 1. Selected morfological and limnological characteristics of Łęczna-Włodawa Lakeland lakes and reservoirs and land use structure

Zbiornik/ jezioro	Pow. (ha)	Głęb.maks. (m)	Typ miksji	Typ troficzny	Typ rybacki	Dominujący typ litoralu	Struktura użytkowania ziemi w zlewniach jezior (%)					Dominująca forma użytkowania	Status ochronny
							wody	bagna	lasy	agrocenozy	pozostałe*		
Szczecin	100	2,4	polimiktyczne	eutroficzny	nieokreślony	fitolitoral stawowy	11,28	0.00	1,8	81,69	5,23	gospodarka rolna	nie objęte żadną formą ochrony
Nadrybie	40	1	polimiktyczne	eutroficzny	nieokreślony	fitolitoral stawowy	5,74	0.00	3,66	88,7	1,9	gospodarka rolna	nie objęte żadną formą ochrony
Piaseczno	83,2	38,8	dimiktyczne	mezotroficzne	leszczowo-sielawowe	psammolitoral	29,21	0.00	23,69	38,32	8,78	rekreacja	park krajobrazowy,użytek ekologiczny
Uściwierz	256,3	6,6	dimiktyczne	eutroficzne	leszczowo-sandaczowe	fitolitoral małojeziorny	48,2	0.00	0,4	50,7	0,7	gospodarka rybacka, rekreacja	park krajobrazowy,użytek ekologiczny, rezerwat przyrody
Rotcze	45,8	4,3	polimiktyczne	eutroficzne	linowo-szczupakowy	fitolitoral małojeziorny	29,13	0.00	8,82	58,65	3,4	gospodarka rybacka, rekreacja	nie objęte żadną formą ochrony
Moszne	17,6	1,1	polimiktyczne	dystroficzne	linowo-szczupakowe	fitolitoral bagienny	2,41	2,31	51,95	41,73	1,6	ochrona przyrody	park narodowy

Radwan i in. 1998, Radwan i in. 2002a, Michalczyk i in. 1998; * zabudowania, drogi, zakrzaczenia

Tabela 2. Wybrane cechy badanych torfowisk Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego*
Table 2. Selected features of study peatbogs of the Łęczna-Włodawa Lakeland

Nazwa	Powierzchnia (ha)	Typ torfowiska	status ochronny
Torfowiska "rejonu uściwierskiego"	1250	niskie, przejściowe	użytek ekologiczny
Torfowiska położone wokół jeziora Moszne	b.d.	niskie, przejściowe, wysokie typu kontynentalnego	park narodowy
Torfowiska orłowskie	1306	niskie, przejściowe	park narodowy

*wg Okruszki i in. 1971

Melioracje i zagospodarowania 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.

Wybrane do badań ekosystemy wodne i torfowiskowe położone są w makrotransekcie E→ N→ W, przebiegającym przez strefę silnego oddziaływania kopalni węgla kamiennego i systemu wodnego Kanału Wieprz-Krzna oraz przez ścisłą strefę ochronną.

3. MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Badania terenowe prowadzono w okresie wiosennym, letnim i jesiennym w latach 2001-2002, w systemie pomiarów stacjonarnych i patrolowych. Obejmowały one stosunki wodne, chemizm i biocenozy ekosystemów wodnych i torfowiskowych oraz struktury ekologiczne i krajobrazowe w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego.

3.1. Metody badań stosunków wodnych

Badania stosunków wodnych obejmowały:

- Pomiary głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych, które prowadzono w części studni co tydzień, a w innych punktach dwa razy w miesiącu (w studniach i piezometrach).
- Dynamikę zwierciadła wód powierzchniowych określano na podstawie odczytów z łat wodowskazowych, rejestrowano dwa razy w miesiącu w otulinie Parku oraz raz w tygodniu w samym Parku.
- Pomiary przepływów w rowach odprowadzających wodę z wybranych części obszaru badań.
- Dane meteorologiczne ze stacji IMiGW w Garbatówce, oraz dane pomiarowe z Kopalni Węgla Kamiennego w Bogdance i Poleskiego Parku Narodowego w Urszulinie.

3.2. Metody badań gazów oraz właściwości fizyko-chemicznych wód i osadów dennych

Właściwości fizyczne i chemiczne wód i osadów dennych oraz emitowanych z powierzchni torfowisk i zbiorników gazów określano przy zastosowaniu różnorodnych metod analitycznych.

Pomiary emisji gazów

Do analizy gazów wydostających się z gleb w strefie pobrzeża oraz z toni wód zastosowano technikę komór, szczelnie osadzonych na metalowych podstawach, zagłębionych w glebie lub komór pływających, własnej konstrukcji, które były usytuowane w strefach: litoralu, sublitoralu i pelagialu głębokich jezior, oraz z litoralu i pelagialu płytkich jezior i zbiorników depresyjnych.

Komory pływające, zaopatrzone w membrany gumowe do pobierania gazów, zanurzano i całkowicie wypełniano wodą, a następnie odwracano pod powierzchnią wody tak, żeby nie znalazło się w nich powietrze atmosferyczne. W ten sposób gazy, przedostające się z osadów dennych ku powierzchni w postaci pęcherzyków, mogły być gromadzone w zamontowanych komorach. Poprzez gumowe membrany, przy użyciu strzykawki, pobierano gazy w odstępach 30-, 60- i 90-minutowych, które przenoszono do szklanych, odpowietrzonych fiolek a następnie parafinowano w celu zachowania szczelności aż do czasu wykonania analiz w laboratorium.

W pobranych próbach gazowych wykonano analizy chromatograficzne na zawartość: N_2O, CO_2, CH_4, C_2H_4 w poszczególnych strefach biotycznych w transekcie: pobrzeże – litoral – pelagial/profundal.

W celu oznaczenia emisji gazów i składu wód na różnych głębokościach torfowisk, w przygotowanej odkrywce zamontowano specjalne urządzenia zbierające gaz i sączki ceramiczne zbierające roztwory, w celu oznaczenia ich składu chemicznego. Sączki ceramiczne umieszczano w glebie na głębokościach 20 i 40 cm a następnie łączono je szczelnie przy pomocy wężyków z odpowietrzonymi szklanymi butelkami. Podciśnienie, jakie panowało w butelkach powodowało podciąganie do nich przesączających się roztworów glebowych. Butelki z roztworem glebowym były następnie parafinowane i przechowywane w lodówce do momentu wykonywania analiz w laboratorium.

Skład pobranych gazów analizowany był przy zastosowaniu techniki chromatografii gazowej na zestawie GC – 14A i GC – 14B firmy Shimadzu, wyposażonym w detektor przewodnictwa cieplnego oraz dwie kolumny, z których jedna wypełniona była sitem molekularnym 5A, druga zaś polimerem organicznym – Porapakiem Q. Integrator stanowił zestaw do obróbki danych C – R4 CHROMATOPAC.

W drugim zestawie do chromatografii znajdował się detektor płomieniowo – jonizacyjny FID oraz wychwyt elektronów ECD. Obydwie kolumny w tym zestawie wypełnione były Porapakiem Q. Zastosowana metoda chromatografii

gazowej umożliwiła wykrycie bardzo małych ilości (części milionowych) danego związku w mieszaninie przy jednokrotnym dozowaniu próbki. Wszystkie oznaczenia gazów wykonane były w trzech analitycznych powtórzeniach [11].

W celu jednolitego przedstawienia wyników, porównano nie tylko skład emitowanych gazów lecz również emisję wyrażoną w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu, obliczenia emisji wykonano według następującego schematu:

1. Stężenie wyrażone w ppm bądź w % zamieniono na odpowiedni ułamek objętości (dm^3), przyjmując objętość komory stojącej (V_{klosza} = 33,48 dm^3) jako 100% objętości zajętej przez gazy; w przypadku komór pływających uwzględniano objętość zgromadzonych gazów jako 100% objętości; otrzymane wyniki przeliczono na emisję w ciągu doby lub roku;
2. Emisję otrzymaną z powierzchni komory (S_{klosza} = 0,0572 m^2) przeliczono na jednostkę powierzchni 1 m^2 lub 1 ha;
3. Emisję określono w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu, przyjmując 22,4 dm^3 [1 mol] CH_4 = 16 g.

Wykonane w ten sposób obliczenia przedstawiają emisję metanu wyrażoną w $g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$ lub w $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$.

Analiza wód gruntowych

Analizę na zawartość biogenów wykonano w świeżo pobranych wodach gruntowych z torfowisk, po przewiezieniu ich do laboratorium, przy użyciu przepływowego autoanalizera firmy Tector z zastosowaniem odpowiednich chemifoldów, umożliwiających równoległe oznaczanie form azotu (azotany III i V, formy amonowe) oraz fosforanów.

Określanie składników fizycznych i chemicznych w wodzie i osadach dennych

Niektóre właściwości fizyczno-chemiczne wód takie jak: temperaturę, przewodnictwo elektrolityczne, zawartość tlenu i pH określano w terenie przy użyciu sondy HYDROLAB 4. Pozostałe czynniki fizyczne i chemiczne takie jak: zawiesina ogólna, twardość ogólna oraz związki azotu i fosforu oznaczano w próbach wody i osadów dennych w laboratorium. Próby wody do analiz chemicznych pobierano przy użyciu czerpacza TOŃ II, zaś próby osadów dennych pobierano chwytaczem rurowym Kajaka. Do oznaczania poszczególnych właściwości chemicznych w wodzie stosowano metody opisane przez

Hermanowicza i in. [10] oraz Sobczyńskiego i in. [23]. Makroelementy: Ca, Mg, Na, K oznaczano metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej (ASA). Węgiel organiczny oraz chemiczne i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu oznaczano metodą spektroskopową przy użyciu analizatora PASTEL UV. Określanie czynników chemicznych w osadach dennych wykonano w oparciu o metody stosowane przez Sobczyńskiego i in. [139].

Określenie potencjału oksydoredukcyjnego (E_h)

Wartość potencjału oksydoredukcyjnego (E_h) w świeżo pobranych wodach z różnych głębokości i trzech odległości od brzegu jezior i zbiorników antropogenicznych oznaczano przy użyciu elektrod platynowych wobec elektrody kalomelowej, przenośnym potencjometrem PIONeer firmy Radiometer.

Potencjał oksydoredukcyjny na różnych głębokościach złoża torfu oznaczano przy użyciu laskowej elektrody platynowej, umożliwiającej kontakt 30 punktów platyny z glebą na oszlifowanej powierzchni stożka, wobec elektrody kalomelowej, zagłębionej w powierzchniowej warstwie wobec miernika potencjału Eh-ODR-metr.

3.3. Metody jakościowych i ilościowych badań biocenoz wodnych

Badania jakościowe i ilościowe biocenoz wodnych (zbiorowisk roślin i zwierząt) prowadzono w wybranych, charakterystycznych dla każdego zbiornika stanowiskach:

- badania fitosocjologiczne makrofitów i roślinności szuwarowej prowadzono ogólnie przyjętą metodą Braun-Blanqueta [34] a klasyfikację fitosocjologiczną przyjęto za Tomaszewiczem [151]. W każdym zbiorniku wodnym próby ilościowe makrofitów pobierano z dwóch reprezentatywnych stanowisk. Zagęszczenie makrofitów wynurzonych określano w płytkim litoralu, przy pomocy widełek florystycznych o powierzchni 0,25 m^2. Ich biomasę określano na podstawie wyciętych z danej powierzchni pędów makrofitów. Biomasę makrofitów zanurzonych określano z kilku stanowisk od linii brzegowej począwszy, co 0,5 m głębokości aż do maksymalnego zasięgu występowania roślin, przy użyciu grabi typu "Bernatowicza" o powierzchni chwytnej 0,16 m^2;
- fito- i zooplankton zarówno w litoralu jak i pelagialu pobierano przy pomocy czerpacza wody typu TOŃ II o objętości 5 l, z warstwy powierzchniowej i

przy dnie. Każda próba planktonowa składała się z dwóch zaczerpnięć po 5 l zagęszczonych w siatce planktonowej do objętości 100 ml. W głębokim dymiktycznym jeziorze Piaseczno w pelagialu próby pobierano z trzech warstw: trofogenicznej, kompensacyjnej i trofolitycznej;

- zoobentos pobierano przy pomocy chwytacza rurowego Kajaka o powierzchni chwytnej 20 cm^2 (2 x 5 zaczerpnięć osadów): z dwu stanowisk w litoralu i jednego w profundalu. W jeziorze Piaseczno próby pobierano w profundalu przy użyciu aparatu Boruckiego o powierzchni chwytnej 250 cm^2 (3 x po 2 zaczerpnięcia). Zebrane próby bentosowe przesiewano przez siatkę o średnicy oczek 0,4 mm. W laboratorium pozostałe w sieci organizmy wybierano w stanie żywym i przenoszono do pojemniczków z płynem konserwującym.

Następnie organizmy planktonowe i bentosowe poddawano szczegółowej jakościowej i ilościowej analizie makroskopowej i mikroskopowej.

3.4. Metody badań torfoznawczych

Typologia i stratygrafia torfowisk

Typologię torfowisk i charakterystykę stratygraficzną złóż opracowano na podstawie jakościowego określenia występujących w tych złożach utworów torfowych. Do badań wytypowano osiem punktów badawczych, określanych w dalszej części jako stanowiska bazowe. Zlokalizowano je w miejscach najbardziej reprezentatywnych dla poszczególnych, objętych badaniami kompleksów. W miejscach tych wykonano najpierw odkrywki glebowe do głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej, a następnie – wiercenia do podłoża mineralnego świdrem torfowym Instorf. W pobranych z odkrywek glebowych próbach objętościowych w czterech równoległych powtórzeniach z trzech, czterech lub pięciu głębokości, zależnie od głębokości występowania zwierciadła wody gruntowej, oznaczono chwilową wilgotność utworów torfowych, ich popielność oraz gęstość objętościową i porowatość ogólną. Oznaczenia te wykonano metodami stosowanymi w IMUZ [98]. W pozostałych 150 próbach, pobranych do woreczków plastikowych oraz w postaci rdzeni odłożonych na świdrze oznaczono według metodyki opracowanej przez Sapków [136]: elektrometrycznie pH w H_2O i 1M KCl, popielność poprzez spalanie próbek w piecu muflowym w temp. 560°C oraz metodą Scheiblera zawartość węglanu wapnia (53 próbki).

Materiał do oznaczenia makroszczątków roślinnych (próbki o objętości 50 cm^3) pobierano: z torfów co 10 cm, z gytii co 50 cm. Łącznie przeanalizowano 150

prób. Oddzielenie szczątków roślinnych przeprowadzono według metodyki opracowanej przez Lubliner-Mianowską [71] oraz Tobolskiego [149]. Do oznaczenia szczątków roślinnych wykonywano po 4 preparaty mikroskopowe dla każdej próbki. Wyniki oznaczeń podano w procentach. Przy oznaczaniu szczątków roślinnych wykorzystano dostępne klucze i atlasy [31,35,37-39,71,149] oraz preparaty porównawcze wykonane z roślinności współczesnej. W 50 próbkach oznaczono metodą mikroskopową stopień rozkładu torfu [71,149].

Klasyfikację torfów przyjęto według norm polskich PN-70/G-02500, klasyfikację gytii według Okruszki [91], systematykę współczesnych gleb oraz nazewnictwo wyróżnionych poziomów glebowych według obowiązującej od 1989 roku "Systematyki gleb Polski" [143].

Badania związane z rozpoznaniem stanu przeobrażenia ekosystemów torfowiskowych wywołanego procesem murszenia torfu oraz określeniem ich obecnej fazy rozwojowej, prowadzono trybem prac polowych. W ich ramach wykonywano, stosując system marszrutowy, odkrywki glebowe i wiercenia do głębokości 150 cm w celu: opisania morfologii profilu glebowego, określenia zasięgu strefy zmurszenia torfu oraz określenia głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej. Ogółem w ramach tych prac wykonano i opisano 63 odkrywki glebowe, z czego na torfowiskach rejonu jezior uściwierskich – 27, na torfowiskach wokół jezior Łukie i Karaśne – 12, na Torfowisku Orłowskim – 14 i na torfowiskach przyległych do jeziora Moszne – 10.

W ramach badań florystycznych scharakteryzowano zbiorowiska roślinne w miejscach przyległych do stanowisk bazowych oraz wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta, na podstawie których wyliczono następnie, stosując metodę Oświta [19], tzw. liczby wilgotnościowe gatunków łąkowych, niezbędne do identyfikacji warunków wodnych objętych badaniami łąk.

Równolegle z pracami gleboznawczymi prowadzono badania szaty roślinnej, w ramach których określano zespoły i zbiorowiska roślinne, występujące w obszarze przyległym do wykonanych odkrywek glebowych. Na podstawie uzyskanych tym sposobem wyników określano typologię badanych gleb (wg nomenklatury stosowanej w IMUZ – [91]) oraz ustalano ich aktualne fazy rozwojowe. Oprócz wyżej wymienionych odkrywek, rejestrowanych w notatniku i nanoszonych na roboczy podkład mapowy w skali 1:25 000, wykonywane były także w trakcie penetracji badanych obszarów, płytkie odkrywki pomocnicze, mające głównie na celu rozpoznanie miąższości warstwy murszowej.

Wyznaczone w początkowym etapie prac zasięgi badanych kompleksów torfowiskowych na podstawie dokumentacji geologicznej torfowisk [30] zostały

następnie częściowo uściślone w oparciu o mapę gleb Poleskiego Parku Narodowego [154], natomiast w odniesieniu do kompleksu torfowiskowego położonego poza granicami Poleskiego Parku Narodowego, tj. w rejonie jezior uściwierskich – w oparciu o mapy glebowo-rolnicze IUNG, w skali 1:25 000.

W pracach związanych z identyfikacją faz rozwojowych gleb na torfowiskach badanych kompleksów brano pod uwagę wyniki badań i ustalenia zamieszczone w publikacjach Pacowskiego [100], Pałczyńskiego [103], Czerwińskiego [26], Okruszki [92-95], Oświta [99].

3.5. Metody badań ekologii krajobrazu

Zmiany w strukturze ekologicznej krajobrazu określano na podstawie zdjęć lotniczych z lat 1952-1992 i 1997 roku metodą fotointerpretacji analizy retrospektywnej oraz uzupełniono aktualnymi pomiarami terenowymi. W obrębie każdej z badanych zlewni analizowano: zasięgu terenów podmokłych, zasięgu różnych form pokrycia terenu (wody, torfowiska, łąki, pola, lasy, zabudowa), długość i gęstość sieci naturalnych stref stykowych występujących między sąsiadującymi ze sobą ekosystemami oraz półnaturalnych i antropogenicznych struktur liniowych w krajobrazie, średniej wielkości płatu jednakowego użytkowania ziemi, procentowego udziału poszczególnych typów stref stykowych w ogólnej długości ich sieci w krajobrazie. Skalę zmian poszczególnych cech obliczono stosując Wskaźnik Zmienności Cech (WZC), wg Chmielewskiego, Radwana i Sielewicz [23].

3.6 Metody biocenotyczne i statystyczne

Do analizy ekologicznej fitoplanktonu, zooplanktonu i zoobentosu zastosowano wskaźniki dominacji wg wzoru:

$$D = \frac{n_a}{n} 100\%$$

gdzie: n_a – liczba osobników należących do gatunku a we wszystkich badanych próbach, n – liczba osobników badanej grupy systematycznej we wszystkich próbach.

Wszystkie statystyczne zestawienia właściwości fizyczno-chemicznych i biologicznych wyrażają wartości średnie z okresu kolejnych lat badań. Dla określenia zależności między poszczególnymi cechami populacyjnymi fito- i

zoocenoz a wybranymi czynnikami fizyczno-chemicznymi wody przeprowadzono analizę regresji metodą najmniejszych kwadratów, przy założeniu 95% przedziału ufności i wyznaczono współczynniki korelacji, używając programu komputerowego STATISTICA 5,0.

4. STOSUNKI WODNE W OBSZARZE FUNKCJONALNYM POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO

4.1. Stan i zmiany stosunków wodnych w XIX i XX wieku

Stosunki wodne obszaru kształtują się pod wpływem czynników terenowych i klimatycznych, głównie przepuszczalności gruntu, rzeźby terenu, opadu i parowania, a także wynikają ze stanu i sposobu zagospodarowania terenu. Opracowanie stosunków wodnych obszaru funkcjonalnego Poleskiego Parku Narodowego wykonano na podstawie materiałów Zakładu Hydrografii UMCS, danych udostępnionych przez Poleski Park Narodowy i Kopalnię Węgla Kamiennego w Bogdance oraz dostępnych materiałów kartograficznych. Zebrane materiały uzupełniono danymi pomiarowymi IMiGW, którego stacje rejestrujące wielkość opadów, stany wody i przepływy, znajdują się poza granicami Poleskiego Parku Narodowego.

Pod względem budowy geologicznej obszar Parku znajduje się w brzeżnej strefie krystalicznej platformy prekambryjskiej przykrytej osadami paleozoicznymi i mezozoicznymi. Skały te rozcina system dyslokacji tektonicznych o przeważających kierunkach NW-SE i NE-SW [168]. Dla stosunków wodnych regionu najważniejszą rolę odgrywają skały kredowe oraz zalegające na nich zróżnicowane litologicznie osady plejstoceńskie i holoceńskie. W stropowej części grubej serii skał węglanowych górnej kredy, wykształconych głównie w postaci margli z przewarstwieniami opok i kredy piszącej, istnieją dość dobre warunki do przepływu wody. Badania hydrogeologiczne wykazują, że wraz z głębokością następuje zaciskanie szczelin w plastycznych skałach kredowych, a w strefie głębokości 170-550 metrów są one praktycznie nieprzepuszczalne [133].

Rzeźba stropowej powierzchni skał kredowych jest silnie urozmaicona, gdyż utwory te w obrębie ostańców występują niemal na powierzchni trenu, a w innych miejscach stwierdza się je na głębokości 50-80 m, czyli od 90 do 170 m n.p.m. [12]. Na erozyjno-denudacyjnej powierzchni skal kredowych zalegają utwory czwartorzędowe reprezentowane przez osady od preplejstocenu do holocenu osiągające miąższość od kilku do 80 m. Wykształcenie litologiczne i miąższość osadów czwartorzędowych oraz warunki przepływu wody są bardzo

zróżnicowane. Serię osadów czwartorzędowych rozpoczynają iły zwietrzelinowe, na których zalegają gliny najstarszego zlodowacenia oraz seria piasków starszego interglacjału lub gliny zwałowe zlodowacenia południowopolskiego. Przykrywają je mułki i iły z interglacjału mazowieckiego oraz piaski, żwiry i płaty gliny zwałowej ze zlodowacenia środkowopolskiego [44]. W stropowej części serii czwartorzędu dominują utwory rzeczno-rozlewiskowe i jeziorne z okresu zlodowacenia północnopolskiego oraz holoceńskie namuły mineralno-organiczne i torfy [44,158]. Torfowiska zajmują znaczne powierzchnie w sąsiedztwie jezior Łukie, Moszne, Długie, Bagno Bubnów i Bagno Staw oraz w otulinie parku, szczególnie we wschodniej i południowej jej części.

Warunki klimatyczne badanego obszaru kształtowane są przez różnorodne masy powietrza. Najczęściej nad badany teren napływa powietrze polarno-morskie [102], znacznie rzadziej pojawia się powietrze polarno-kontynentalne i arktyczne (odpowiednio 64, 23 i 11% częstości występowania mas powietrza). Masy powietrza zwrotnikowo-morskiego i zwrotnikowo-kontynentalnego napływają nad badany teren rzadko. Temperatura powietrza na poziomie rzeczywistym wynosi 7,3°C. Średnia temperatura najcieplejszego miesiąca – lipca osiąga 18,4°C, a najzimniejszego – stycznia –4,5°C. Roczna amplituda temperatur osiąga prawie 23°C [102,167]. W roku przeciętnym występuje około 140 dni pochmurnych i około 44 dni pogodnych oraz notuje się około 140 dni z opadem, w tym około 90 dni z opadem równym lub wyższym od 1 mm. Prawie 15% wielkości zasilania atmosferycznego stanowi opad śniegu, a średnia liczba dni z pokrywą śnieżną wynosi około 80. Normalna roczna suma opadu dla obszaru Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wynosi około 550 mm. Podobną wielkość zasilania atmosferycznego w latach 1951-2000 stwierdzono w stacjach Garbatówka i Łęczna – 543 mm (Tabela 3).

Badania terenowe przeprowadzono w latach 2001-2002. Opady w roku 2001 przewyższały wielkości średnie o ponad 150 mm, a zasilanie w 2002 roku utrzymywało się na poziomie wielkości średnich z wielolecia. W ostatnim

Tabela 3. Wskaźniki opadu w stacjach IMiGW w Łęcznej i w Garbatówce [mm]
Table 3. Percipitation index in IMiGW stations in Łęczna and Garbatówka [mm]

Okres	Łęczna				Garbatówka			
	1951-2000	2000	2001	2002	1951-2000	2000	2001	2002
XI-IV	204	303	232	174	182	334	242	188
V-X	359	346	453	365	340	361	484	345
Rok	563	649	685	539	522	695	726	533

dziesięcioleciu miesięczne sumy opadów były bardzo zróżnicowane, od okresów niskich miesięcznych sum opadów w latach 1991-1996 do dość wysokich opadów miesięcznych pojawiających się od maja 1997 do września 2001 roku. Zdecydowanie wyższe od średnich – o około 100 mm – zasilanie atmosferyczne tego okresu zadecydowało o uzupełnieniu zasobów wód podziemnych i powierzchniowych, co przejawiało się wysokim położeniem zwierciadła wody, a także odnowieniem się dużych powierzchni podmokłości na obszarze badań, jak i w całym regionie Polesia.

Wielkość zasobów wodnych, w tym również odpływu, uzależniona jest od różnicy wartości opadów i ewapotranspiracji. Płytkie występowanie wody oraz charakter użytkowania terenu sprzyjają wysokiemu parowaniu. Miesięczne wskaźniki ewapotranspiracji obliczono metodą Konstantinowa, na podstawie pomiarów temperatury i prężności pary wodnej w Lublinie i we Włodawie. W miesiącach zimowych wskaźniki ewapotranspiracji wynosiły po kilkanaście mm, a w letnich powyżej 75 mm. Suma wskaźnika ewapotranspiracji w półroczu chłodnym wynosi około 110 mm, a w letnim przekracza 350 mm. Wielkości te dotyczą parowania terenowego z obszarów wyżej położonych. Natomiast ewapotranspiracja potencjalna z obszarów łąk dostatecznie uwilgotnionych przekracza w okresie wegetacyjnym 600 mm [144]. W ujęciu sezonowym, od kwietnia do września, średnie miesięczne wartości parowania są zwykle znacznie wyższe od wielkości opadów atmosferycznych Natomiast w miesiącach jesiennych i zimowych wskaźniki ewapotranspiracji są zdecydowanie niższe od opadu atmosferycznego, czyli w tym okresie są warunki do retencjonowania wody powierzchniowej podziemnej. Wspomniane relacje pomiędzy zasilaniem oraz parowaniem są przyczyną powstawania na Polesiu okresowych deficytów wody.

Głębokość występowania wody podziemnej w dużej części obszaru badań nie przekracza 2 metrów, a przebieg hydroizobaty 2 m pokrywa się z zasięgiem wyższego plejstoceńskiego poziomu akumulacyjnego. Nieco większe głębokości do wody stwierdzano w obrębie równin i ostańców denudacyjnych. Najpłycej wody podziemne występują w obrębie holoceńskiej równiny akumulacyjnej, obejmującej rejon Durnego Bagna i Bagna Staw oraz zlewnie jezior Moszne, Długie Łukie i Karaśne, gdzie zwierciadło utrzymywało się płycej niż 1 m.

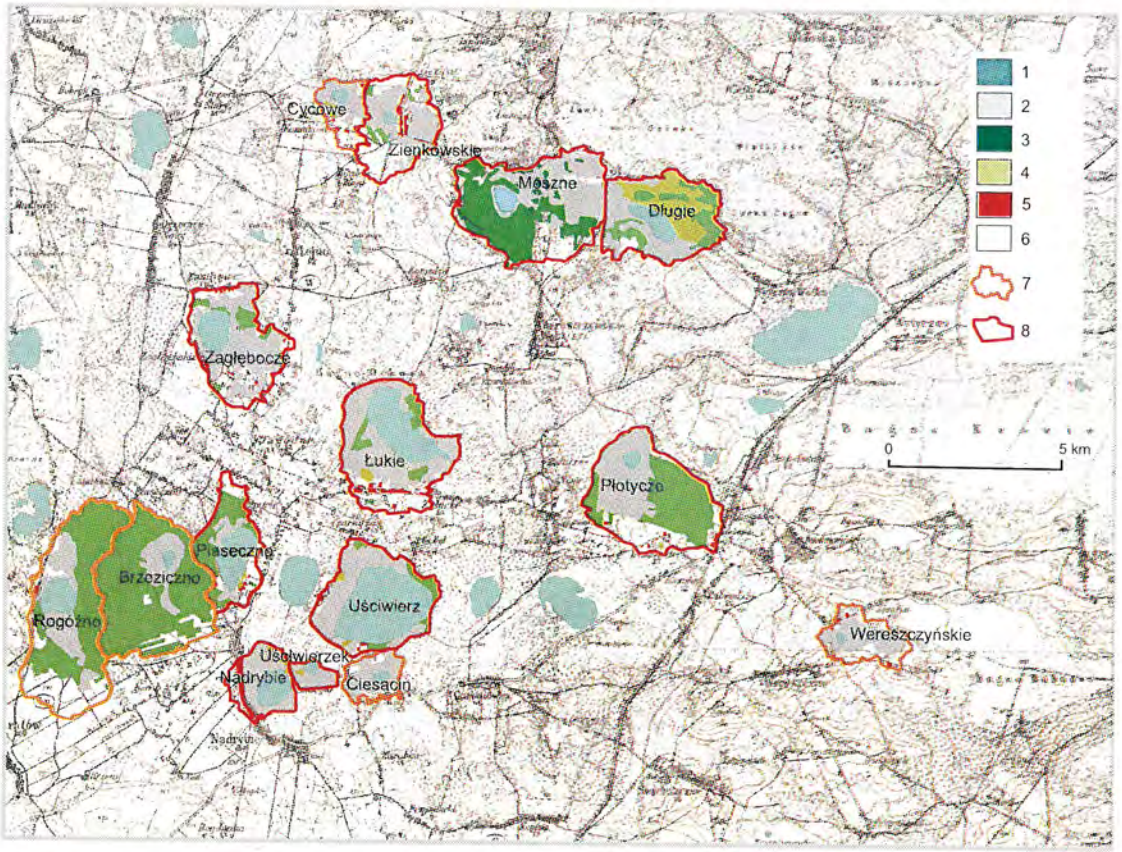
Rzeki badanego obszaru są małe, prowadzą niewiele wody. Wynika to zarówno ze względu na niewielkie powierzchnie zlewni, jak też niskiego zasilania atmosferycznego [85,165]. Naturalny układ sieci rzecznej uległ znacznemu przekształceniu, a aktualny stan koryt rzecznych oraz układ rowów i doprowadzalników jest wynikiem melioracji wykonanych w latach sześćdziesiątych

ubiegłego wieku, związanych z realizacją systemu kanału Wieprz-Krzna. Wykonano wówczas szereg doprowadzalników i pocięto powierzchnię siecią rowów, co doprowadziło do przyspieszenia odpływu wody z terenu obecnego parku i stopniowego obniżania się zwierciadła wód podziemnych.

Z obliczeń bilansowych wykonanych przez Michalczyka [162] wynika, że współczynnik odpływu nie osiąga 20%, a więc ponad 80% wody opadowej wraca z powrotem do atmosfery. Płytkie występowanie warstw nieprzepuszczalnych ogranicza chłonność podłoża, które nie może zmagazynować dużej ilości wody w okresie jej nadmiarów, zwłaszcza wiosennych. W sezonowym rytmie odpływu widoczna jest dominacja spływów wiosennych (41%) nad zimowymi (25%), letnimi (18%) i jesiennymi (16%). W strukturze odpływu widoczna jest nieznaczna przewaga odpływu podziemnego (52%) nad spływem powierzchniowym (48%). Średni odpływ jednostkowy wynosi prawie 3,5 $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, w okresach niżówkowych zdecydowanie spada poniżej 1 $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$.

Przekształcenia stosunków wodnych obszaru funkcjonalnego Poleskiego Parku Narodowego zachodzące pod wpływem działalności człowieka muszą być rozpatrywane w skali regionu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego lub przynajmniej dużej jego części. Do szczegółowej analizy zmian hydrograficznych wybrano obszar w kształcie prostokąta o powierzchni 500 km^2, w obrębie którego mieści się Poleski Park Narodowy (Rys. 2). Zakres zmian oraz ich intensywność oddziaływania antropopresji zmienia się w czasie [19,42,50,85,157-159,162], a jej efekty wynikają głównie z następującej działalności:

- zmiany struktury użytkowania gruntów,
- odprowadzania okresowych nadmiarów wody poprzez wykonywanie sztucznej sieci odwodnieniowej, co nieuchronnie prowadziło do zwiększenia tempa obiegu wody,
- regulacji, pogłębiania i przekształcania naturalnego charakteru koryt rzecznych, przyspieszających spływ wody powierzchniowej oraz prowadzącej do lokalnego obniżenia zwierciadła wody podziemnej,
- wykonania sieci rowów odwadniających i opasujących jeziora, co skutkowało zmianami obszarów zasilania jezior i obniżeniem ich zwierciadła wody,
- włączania do sieci odpływu zagłębień bezodpływowych, bagien i torfowisk, co bezpośrednio prowadziło do zmniejszania naturalnej retencji wodnej,
- pocięcia rowami odwadniającymi naturalnych jednostek ekologicznych i zmniejszenie bioróżnorodności terenu Polesia,
- wprowadzenia żyznych i zanieczyszczonych wód z kanału Wieprz-Krzna na teren Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego,



Rys. 2. Obszar badań struktury użytkowania gruntów w zlewniach wybranych jezior. 1 – jezioro, 2 – łąki i podmokłości, 3 – lasy, 4 – zarośla i zadrzewienia, 5 – zabudowania, 6 – inne (przede wszystkim grunty orne), 7 – zlewnie ze wstępną analizą użytkowania gruntów, 8 – zlewnie z pełną analizą użytkowania gruntów

Fig. 2. The area of research into land management structure in the basins of selected lakes. 1 – lake, 2 – meadows and water-logged areas, 3 – forests, 4 – shrub and coppices, 5 – buildings, 6 – other (mostly arable land), 7 – basins with a preliminary analysis of land management, 8 – basins with a full analysis of land management

- przyspieszenia obiegu materii zwiększające wymywanie związków mineralnych w zlewniach i ich akumulację w jeziorach,
- intensyfikacji rolnictwa i wzroście rekreacyjnego wykorzystania terenu, co bardzo wyraźnie przejawia się w zwiększeniu ruchu turystycznego i w nieskoordynowanej zabudowie terenów przylegających do jezior,
- eksploatacji surowców mineralnych, głównie węgla kamiennego.

Z materiałów historycznych można wnioskować, że przekształcenia stosunków wodnych Polesia rozpoczęły się od zmian struktury użytkowania gruntów, czyli zamianą powierzchni leśnych na pola uprawne oraz od kopania rowów odwadniających [156,159,162]. Nie ma danych pozwalających na dokładne określenie czasu, w którym proces ten się zaczął. Próby odtworzenia przemian pierwotnego środowiska podejmowane są w oparciu o materiały kartograficzne. Pierwszy dosyć wiarygodny obraz użytkowania gruntów na terenie Pojezierza został przedstawiony na Topograficznej Karcie Królestwa Polskiego 1:126000, odtwarzającej stan istniejący około 1830 roku. Pojezierze przedstawia się jako mozaika pól uprawnych, lasów, zakrzaczeń, łąk i bagien z rozrzuconymi po całym terenie jeziorami. Lasy zajmują już mniej niż 50% powierzchni, ale wraz z innymi terenami naturalnymi lub prawie naturalnymi dominują w krajobrazie, w którym pola uprawne tworzą mniej lub bardziej rozległe enklawy.

Znaczne zmiany lesistości nastąpiły w drugiej połowie XIX wieku. Z badań Maruszczaka [76] wynika, że w centralnej części Pojezierza między rokiem 1830 i 1930 powierzchnia leśna zmniejszyła się o ponad 50%. Według zdjęcia topograficznego wykonanego w 1887 roku do rosyjskiej mapy, wydanej w wersji niemieckiej w 1915 roku w podziałce 1:25 000, obszary leśne zajmowały wówczas tylko 29,0% powierzchni, a grunty orne wraz z zabudowaniami 39,5%. Natomiast według mapy topograficznej 1:25 000, wydanej przez Główny Urząd Geodezji i Kartografii, udział użytków rolnych w 1976 r wzrósł do 52,4%, a lasów zmniejszył się do 27,7% [159]. Z fotointerpretacji zdjęć lotniczych wynika, że w sierpniu 1992 r. grunty orne zajmowały 47,4%, a lasy 33,6%. Zmiany użytkowania gruntów wpływały na przekształcanie relacji między opadem, parowaniem a retencją powierzchniową i podziemną. Zmniejszenie powierzchni leśnych prawdopodobnie spowodowało wzrost obszarów podmokłych, zwłaszcza w sezonie wiosennym. Prowadziło to do zwiększania się kontrastów między wysokim spływem wód wiosennych i niskim w lecie i jesieni, gdy przepływy rzek są kształtowane niemal wyłącznie przez zasilanie podziemne.

Kopanie rowów odwadniających w celu pozbycia się wiosennych nadmiarów wody na Polesiu podejmowano od bardzo dawna. Według sytuacji przedstawionej

na Topograficznej Karcie Królestwa Poleskiego niewiele jezior było wówczas włączonych do sieci odpływu. Prawdopodobnie już niektóre z nich miały odpływ sztuczny. Naturalny odpływ miały tylko: jezioro Wytyckie położone w górnym biegu Włodawki i jezioro Ściegienne znajdujące się w zlewni Piwonii Południowej. Włączanie jezior do sieci odpływu przypada głównie na XIX wiek. Zabiegi te powodowały przyspieszenie wiosennego spływu wód, co w konsekwencji ułatwiało zarastanie jezior i prowadziło do zmniejszania się zasięgu podmokłości stałych. Stan sieci odwodnieniowej z końca XIX wieku – naturalnej i sztucznej – wypreparowany z niemieckiej mapy 1:25 000 wydanej w 1915 roku – na podstawie rosyjskiej półwiorstówki, zamieszczono na Rys. 3A.

Szczegółowe badania jezior [155], wykonane na początku lat 50 ubiegłego wieku wykazały, że zwiększyła się liczba jezior włączonych do sieci odpływu. Stwierdzano także, w pojedynczych przypadkach, przerwanie łączności jeziora z rzeką. Ta zmiana może wynikać z prac hydrotechnicznych prowadzonych na niezwykle płaskich i podmokłych terenach, lub z braku konserwacji łatwo zarastających rowów odwodnieniowych. Obserwacje te upoważniają twierdzenie, że w XIX i w pierwszej połowie XX wieku, mimo podejmowanych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim robót hydrotechnicznych, nie nastąpiły duże zmiany stosunków wodnych.

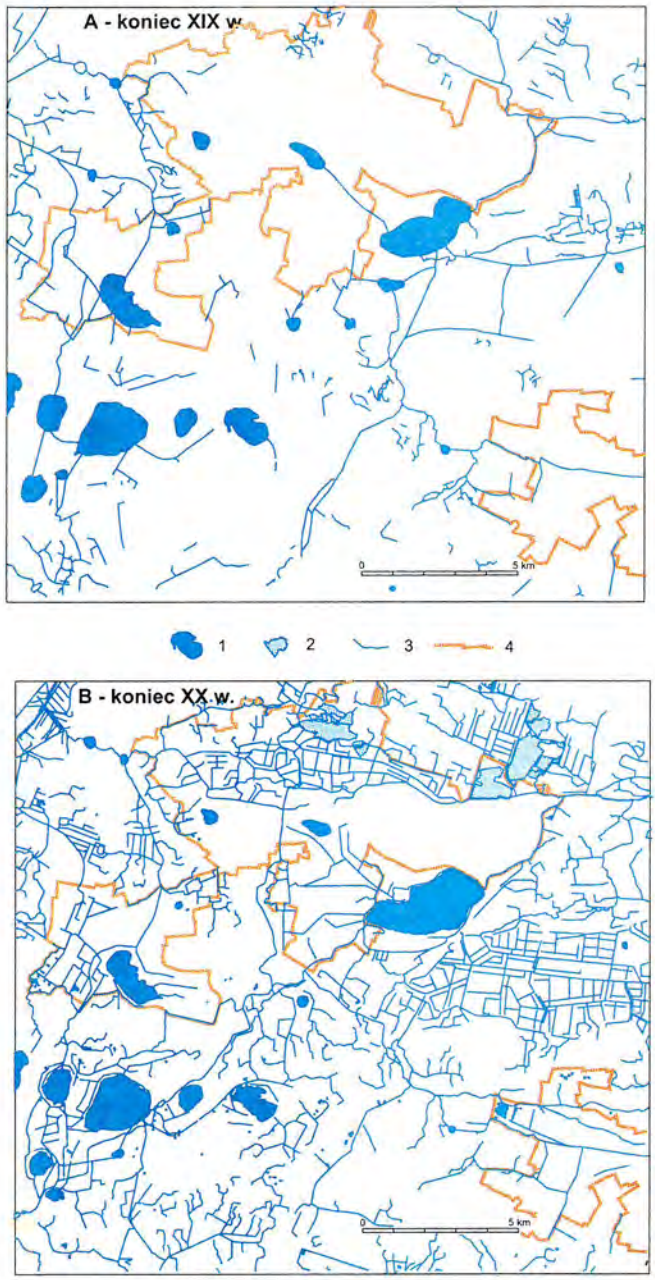
Przełomowym okresem dla silnej ingerencji człowieka w środowisko przyrodnicze regionu było rozpoczęcie w 1954 roku budowy kanału Wieprz-Krzna. Jest to inwestycja o długości 140 km, łącząca środkowy Wieprz z Krzną, której trasa poprowadzona została przez środek Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Zadaniem kanału miała być intensyfikacja rolnictwa, realizowana poprzez dostarczenie wody z Wieprza na obszary deficytowe Polesia. Mimo przedkładania udokumentowanych wniosków o pozostawienie poza zasięgiem wpływu systemu kanału wyjątkowo cennych pod względem przyrodniczym terenów Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego [158], a wodę z Wieprza dostarczać na tereny położone na północ od Pojezierza. Sugestie przyrodników nie znalazły uznania, a więc duża część pojezierza została włączona do budowanego systemu nawadniająco-odwadniającego Kanału Wieprz-Krzna, złożonego z kanału, doprowadzalników wody z głównego kanału, zbiorników retencyjnych i sieci rowów melioracyjnych. W tym czasie jednym z doprowadzalników przecięto najcenniejsze przyrodniczo bagna w rejonie jezior Moszne i Długie, czyli teren obecnego Poleskiego Parku Narodowego. Sześć jezior zamieniono na zbiorniki retencyjne, a do innych doprowadzano żyzne wody

węglanowe ze zlewni górnego Wieprza, co doprowadziło do zmian ekosystemów wodno-torfowiskowych.

Analiza materiałów kartograficznych jednoznacznie wskazuje na duży wzrost gęstości sieci odpływu na badanym obszarze. Zdecydowana większość rowów wykopana została po 1954 roku. Analiza gęstości sieci odwodnieniowej wykonana przez Michalczyka [80] wykazała, że między latami 1926 a 1982 w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego jej gęstość wzrosła z 0,5 do 2,0 $km \cdot km^{-2}$. Praktycznie wszystkie tereny niskiego poziomu akumulacyjnego zostały pocięte rowami, łączącymi się z siecią rzeczną, co doprowadziło do zmniejszenia zasięgu podmokłości. Powierzchnia podmokłych łąk i torfowisk na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim zmalała z 26,8% w 1887 roku do 16% w 1976 roku i 15,2% w 1992 roku [159]. Do tego samego wniosku prowadzi porównanie łącznej powierzchni wód, łąk, torfowisk i podmokłych lasów. Odsetek tych obszarów również systematycznie maleje od 31,9, przez 26,3 do 23,3%.

Analizę zmian gęstości sieci wodnej przeprowadzono dla centralnego fragmentu Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Poligon badawczy obejmuje 393,1 km^2, a w jego zasięgu znajduje się Poleski Park Narodowy (Rys. 2). Okres porównań obejmuje mniej więcej jedno stulecie, gdyż materiały kartograficzne dotyczą stanów z ostatnich dziesięcioleci XIX i XX wieku. Stan z końca XIX wieku dokumentuje mapa "Karte des westlichen Russland" wydana w 1915 roku (Rys. 3A). Natomiast stan sieci odwodnieniowej z końca XX wieku, opracowany na podstawie zdjęć lotniczych przedstawiono na Rys. 3B. Długość cieków i rowów w ostatnim wieku wzrosła niemal trzykrotnie, z 295,4 do 822,4 km. Podane długości odniesione do powierzchni badań wskazują na gęstość sieci odwodnieniowej, która pod koniec XIX wieku miała wartość 0,75 $km \cdot km^{-2}$, a pod koniec XX wieku 2,09 $km \cdot km^{-2}$. W tym okresie powierzchnia wód stojących zwiększyła się z 13,3 do 20,2 km^2.

Obszary podmokłe w terenie znajdującym się między Kopalnią Węgla Kamiennego Bogdanka i Poleskim Parkiem Narodowym, a szczególnie w strefie tzw. jezior uściwierskich. Na niemieckiej mapie wydanej w 1915 roku na podstawie rosyjskiej półwiorstówki (podobna sytuacja jest przedstawiona na austriackiej mapie 1:75 000 wydanej w 1912 roku) obszary podmokłe znajdują się w okolicy jezior: Rogóżno, Nadrybie, Bikcze i Uściwierz. Znaczne obszary podmokłe występowały również w dolinie Świnki powyżej Puchaczowa. Płaty terenów podmokłych istniały w okolicy miejscowości Kobyłki, Nadrybie i Janowica. Podobny zasięg mają obszary podmokłe na mapie WIG opracowanej w podziałce 1:100 000 w latach trzydziestych ubiegłego wieku. Wyraźnie mniejszy ich zasięg jest tylko w okolicy Kol. Bogdanka i Kol. Szczecin, a jezioro Ciesacin nie zostało zaznaczone.



Rys. 3. Układ sieci odwodnieniowej w rejonie PPN. A – koniec XIX wieku, B – koniec XX wieku
Fig. 3. Pattern of the drainage network in the Polesie National Park area. A – end of the 19th c., B – end of the 20th c.

Na mapie opracowanej pod koniec lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku, na tzw. obrębówce, jako obszary podmokłe zaznaczony został teren między jeziorami Uściwierz, Nadrybie i Bikcze oraz obszar na południe od jeziora Rogóźno [81]. Zaznaczone są na mapie jeziora Ciesacin oraz Uściwierzek, natomiast dawne jezioro Maczółki zaznaczono jako bagno. Na początku lat 90-tych ubiegłego wieku, w okresie o bardzo małym zasilaniu atmosferycznym i jednocześnie niskich stanów wód podziemnych, obszary podmokłe istniały tylko przy jeziorach Brzeziczno, Bikcze, Uściwierz i Nadrybie. Od 1994 roku rejestrowano zwiększenie ilości opadów, szczególnie w chłodnych półroczach kolejnych lat. Sytuacja ta sprzyjała retencjonowaniu opadów w podłożu i podnoszeniu się zwierciadła wód podziemnych. Podnoszenie się zwierciadła wody notowano od wiosny 1996 roku, a szczególnie duży wzrost retencji wystąpił po opadach w lipcu 1997 roku oraz na przełomie zimy i wiosny 1999 roku. Wysokie zasilanie spowodowało ponowne pojawianie się obszarów podmokłych.

Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie do połowy lat 50-tych ubiegłego wieku było regionem niedostępnym, zaniedbanym gospodarczo, a słabo rozwinięta sieć komunikacyjna uniemożliwiała dotarcie do wnętrza krainy [155]. Ruch turystyczny rozwinął się nad pojedynczymi jeziorami, najwcześniej nad jeziorem Białym Włodawskim. W czasie realizacji pierwszego etapu budowy Kanału Wieprz-Krzna wybudowane zostały nowe drogi ułatwiające penetrację zachodniej i centralnej części Pojezierza. Pojawiły się także nowe inwestycje rekreacyjne w atrakcyjnych miejscach. W 1963 roku na terenie Pojezierza oferowano 1400 miejsc noclegowych, a dominował wypoczynek sobotnio-niedzielny. W 1964 roku w całym sezonie letnim (lipiec, sierpień) z wypoczynku na jeziorami korzystało 145 tysięcy osób [159]. Od 1970 roku obserwuje się intensyfikację indywidualnego budownictwa letniskowego, a nasilenie tego procesu przypada na początek lat 90-tych ubiegłego wieku. Wiele jezior otoczonych jest zabudową rekreacyjną, obniżającą znacznie ich walory przyrodnicze.

Przekształcenia stosunków wodnych w syntetyczny sposób podkreślają zmiany struktury użytkowania gruntów [42]. Do analizy, podobnie jak w przypadku długości sieci odwodnieniowej, przyjęto okres XX wieku. Sytuacja wyjściowa jest przedstawiona na mapie "Karte des westlichen Russland" (Arkusz M 36 Łęczna) w podziałce 1: 100000 wydanej w 1915 roku. Koniec XX wieku ilustrują zdjęcia lotnicze w skali 1:10000, wykonane na przełomie sierpnia i września 1992 roku. Zmiany użytkowania gruntów szczegółowo rozpatrywano w zlewniach jezior (Rys. 4-6) obejmujących trzy równoleżnikowe strefy Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny:

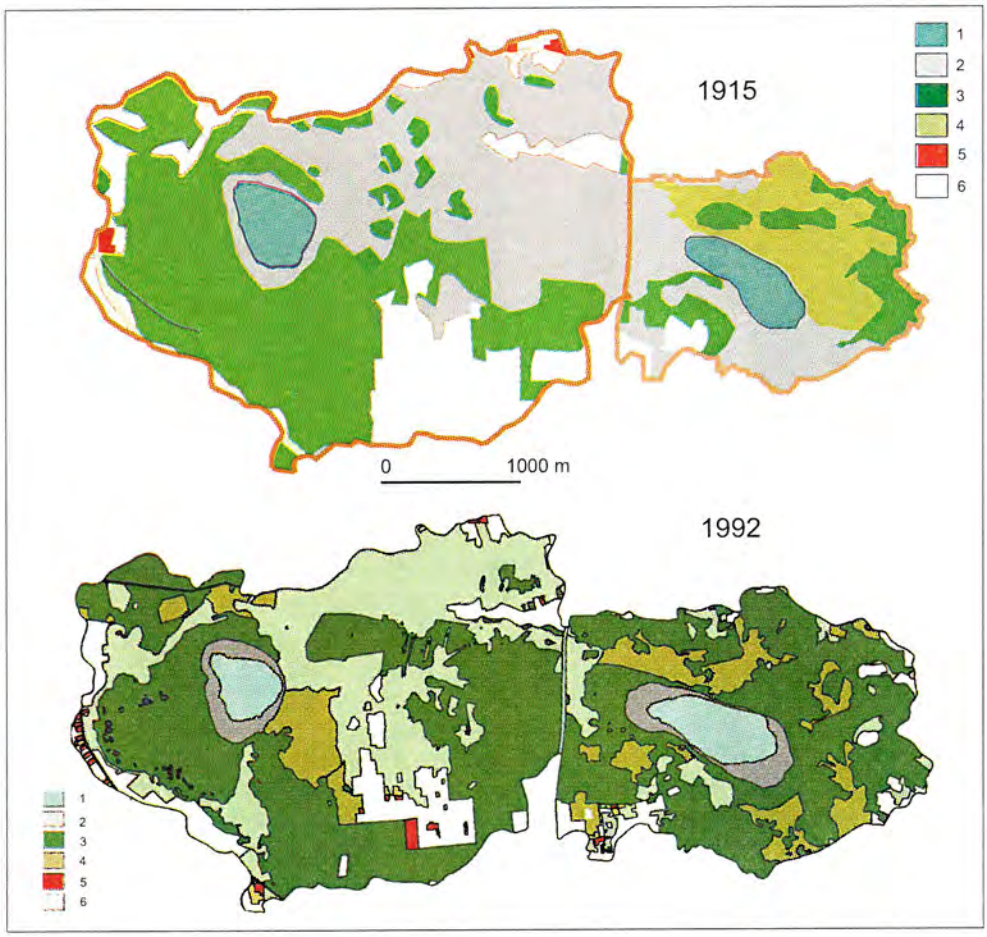
część północna (Tabela 4) – Zienkowskie, Moszne, Długie;
część środkowa (Tabela 5) – Zagłębocze, Łukie, Płotycze;
cześć południowa (Tabela 6) – Piaseczno, Nadrybie, Uściwierz, Uściwierzek.

Ponadto pomiary planimetryczne z zastosowaniem programu Didger przeprowadzono także w zlewniach jezior: Cycowe, Rogóźno, Brzeziczno, Ciesacin i Wereszczyńskie (Rys. 2).

Zlewnie bezpośrednie jezior wyznaczono zgodnie z propozycjami przedstawionymi w 1998 roku [42], to znaczy naturalnym, topograficznym działem wodnym. W tym miejscu należy podkreślić fakt otwarcia odpływu wody ze wszystkich zlewni jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego sztucznymi przekopami w postaci rowów i kanałów. Sytuację tę rejestrują mapy z końca XIX i początków XX wieku. Można zatem stwierdzić, że proces odwodnienia basenów jeziornych rozpoczął się około 200 lat temu. Brak szczegółowej dokumentacji kartograficznej wykonywanych prac osuszeniowych uzasadnia wydzielenie powierzchni zlewni jeziornych jako zamkniętych pierwotnie kotlin. Naturalny odpływ z tych obszarów odbywał się po ich wypełnieniu wodami opadowymi bądź roztopowymi [84].

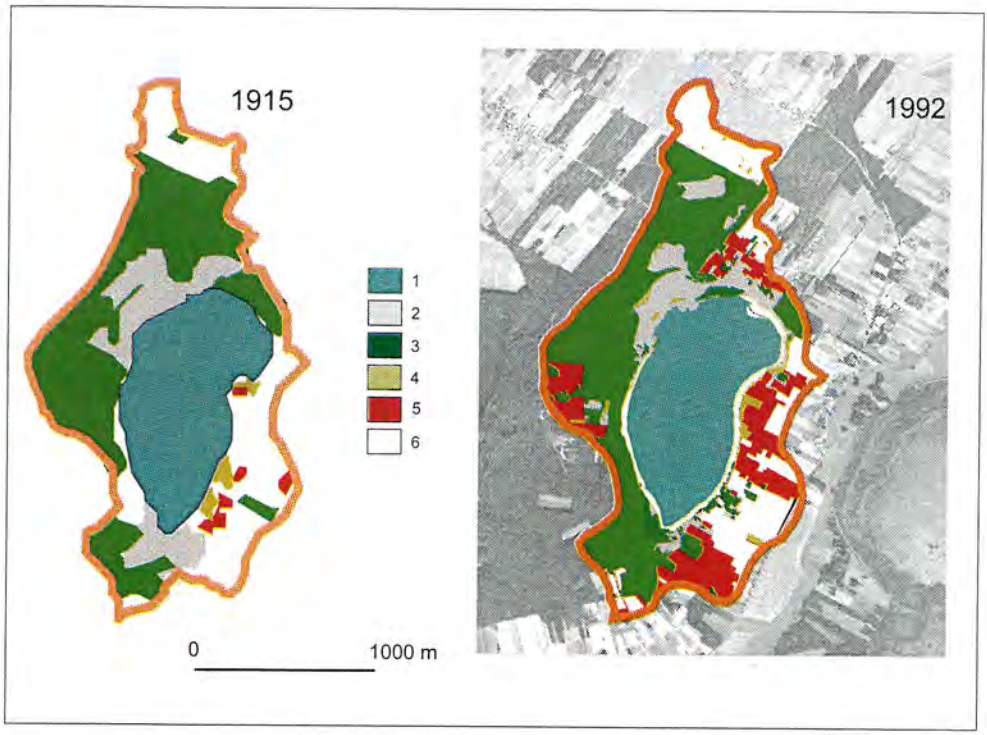
Zachodzące zmiany w stosunkach wodnych można dokumentować poprzez analizę zmian użytkowania gruntów w zlewniach jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, głównie poprzez rozpoznawanie przekształceń szaty roślinnej. Przyjmuje się, że zwiększenie się powierzchni obszarów zarośli i zadrzewień jest efektem osuszania torfowisk. Wzrost powierzchni zarośli, a także lasów jest przede wszystkim wynikiem obniżenia zwierciadła wód podziemnych. Stworzyło to odpowiednie warunki do funkcjonowania ryzosfery roślin wyższych – drzew i zarośli w obszarach pierwotnie podmokłych, porośniętych sfagnowcami i roślinami zielnymi. Taki kierunek przeobrażeń zanotowano w każdej z analizowanych zlewni. Szczególnie wyraźnie proces ten zaznaczył się w zlewni jeziora Długie. Powierzchnia leśna zwiększyła się tu w okresie 100 lat dwukrotnie, wkraczając na bagna i podmokłości porośnięte krzewami (Tabela 4, Rys. 4). Efekt osuszania zlewni jeziora Długiego spotęgowało przecięcie dużego masywu torfowiskowego głębokim kanałem.

W niektórych zlewniach przemiany form użytkowania gruntów wiążą się z zaprzestaniem, bądź zintensyfikowaniem działalności rolniczej [27]. Dlatego też interpretacja map wymaga znajomości historii gospodarczej i społecznej regionu. Zaprzestanie użytkowania obszarów podmokłych jako łąk powoduje ekspansję roślin krzewiastych. Jest to zatem efekt identyczny jak w przypadku osuszania



Rys. 4. Użytkowanie gruntów w zlewniach jezior Moszne i Długie. 1 – jezioro, 2 – łąki i podmokłości, 3 – lasy, 4 – zarośla i zadrzewienia, 5 – zabudowania, 6 – inne (przede wszystkim grunty orne)

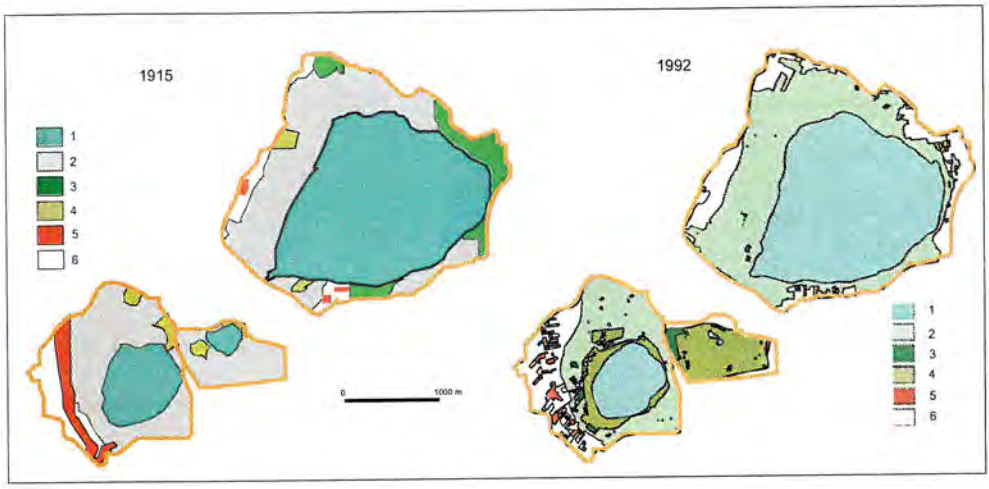
Fig. 4. Land management in the basins of Moszne and Długie lakes. 1 – lake, 2 – meadows and water-logged areas, 3 – forests, 4 – shrub and coppices, 5 – buildings, 6 – other (mostly arable land)



Rys. 5. Użytkowanie gruntów w zlewni jeziora Piaseczno. 1 – jezioro, 2 – łąki i podmokłości, 3 – lasy, 4 – zarośla i zadrzewienia, 5 – zabudowania, 6 – inne (przede wszystkim grunty orne)
Fig. 5. Land management in the basins of Piaseczno lakes. 1 – lake, 2 – meadows and water-logged areas, 3 – forests, 4 – shrub and coppices, 5 – buildings, 6 – other (mostly arable land)

torfowisk. Przyrost powierzchni obszarów leśnych w zlewniach jeziornych w części wschodniej Pojezierza jest efektem wyludniania wsi i zaprzestania uprawy ziemi.

Zlewnie jezior położone w strefach wododziałowych, np. Piaseczno i Płotycze, wykazują w XX wieku spadek udziału powierzchni leśnych. Wyżej wyniesione miejsca w minionym stuleciu wylesiono, zmieniając je na grunty orne, a te z kolei od połowy lat 70-tych zabudowano obiektami rekreacyjnymi. Szczególnie intensywnie proces ten zarejestrowano w zlewni jeziora Piaseczno. Wzrost powierzchni zabudowanej z 1,1% w XIX w. do 4,65% pod koniec XX



Rys. 6. Użytkowanie gruntów w zlewniach jezior uściwierskich. 1 – jezioro, 2 – łąki i podmokłości, 3 – lasy, 4 – zarośla i zadrzewienia, 5 – zabudowania, 6 – inne (przede wszystkim grunty orne)
Fig. 6. Land management in the basins of Uściwierz lakes. 1 – lake, 2 – meadows and water-logged areas, 3 – forests, 4 – shrub and coppices, 5 – buildings, 6 – other (mostly arable land)

Tabela 4. Struktura użytkowania gruntów [%] w zlewniach jezior północnej części Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny w końcu XIX i XX wieku
Table 4. Land management structure [%] in lake basins in the northern part of the Polesie National Park and its protection zone at the end of the 19th and the 20th centuries

Użytkowanie	Zienkowskie		Moszne		Długie	
	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.
Zlewnia bezpośrednia	100	100	100	100	100	100
Jezioro	2,54	1,86	2,88	2,41	9,40	6,74
Łąki i podmokłości	40,03	29,98	38,04	33,45	31,29	10,70
Lasy	5,71	27,72	37,32	46,20	30,20	60,35
Zarośla i zadrzewienia	0,00	6,96	3,02	5,74	23,78	16,35
Zabudowania	2,37	6,34	0,42	0,74	0,00	0,11
Inne	49,35	27,14	18,32	11,46	5,33	5,75

Tabela 5. Struktura użytkowania gruntów [%] w zlewniach jezior środkowej części Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny w końcu XIX i XX wieku
Table 5. Land management structure [%] in lake basins in the central part of the Polesie National Park and its protection zone at the end of the 19th and the 20th centuries

Użytkowanie	Zagłębocze		Łukie		Plotycze	
	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.
Zlewnia bezpośrednia	100	100	100	100	100	100
Jezioro	12,73	11,88	26,40	24,24	2,23	1,92
Łąki i podmokłości	48,86	34,50	42,58	36,54	34,22	36,66
Lasy	8,77	33,52	8,87	13,69	41,35	25,66
Zarośla i zadrzewienia	0,00	2,71	1,58	2,20	0,60	0,57
Zabudowania	1,69	2,90	2,35	0,79	0,69	1,02
Inne	27,95	14,49	18,22	22,54	20,91	34,17

Tabela 6. Struktura użytkowania gruntów [%] w zlewniach jezior uściwierskich w końcu XIX i XX wieku
Table 6. Land management structure [%] in Uściwierz lake basins at the end of the 19th and the 20th centuries

Użytkowanie	Piaseczno		Nadrybie		Uściwierz		Uściwierzek	
	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.	XIX w.	XX w.
Zlewnia bezpośrednia	100	100	100	100	100	10048,1	100	100
Jezioro	27,53	29,21	25,41	19,73	54,50	5	13,86	1,62
Łąki i podmokłości	10,29	9,48	47,76	39,85	31,03	38,43	77,10	8,41
Lasy	35,46	23,69	0,00	0,94	7,72	0,07	0,00	0,00
Zarośla i zadrzewienia	1,18	2,91	3,14	9,67	1,15	0,20	6,71	87,72
Zabudowania	1,10	4,65	9,51	2,90	0,42	0,36	0,00	0,00
Inne	24,44	30,06	14,18	26,91	5,18	12,79	2,33	2,25

wieku (Tabela 6) wiąże się z nadmiernym rozwojem rekreacji i zastąpieniem osadnictwa wiejskiego zabudową o charakterze rekreacyjnym. Przykładem aktualnie intensywnego przekształcania powierzchni zlewni w tereny rekreacyjne jest strefa jezior, od jeziora Rogóźno na zachodzie po jezioro Sumin na wschodnim skraju.

W grupie jezior uściwierskich (Tabela 6) najistotniejsze zmiany użytkowania gruntów zarejestrowano w zlewni małego jeziora Uściwierzek. Jest to zbiornik, którego funkcjonowanie jest wyjątkowo zależne od zasilania atmosferycznego. Jeziorko to, położone wewnątrz masywu bagiennego, zasilane jest wodami otaczających torfowisk. Stopień przeobrażenia torfowisk w jego zlewni wyraźnie uwidacznia porastanie ich zaroślami. W XIX wieku obejmowały one niespełna 7% a pod koniec XX wieku prawie 90% powierzchni basenu. Znaczącą rolę

odegrało tu zdrenowanie torfowiska w kierunku silnie pogłębionego i wyprostowanego koryta górnej Piwonii. Dodatkowe zmiany struktury użytkowania gruntów w zlewniach jezior uściwierskich spowodowane są obecnie rozwojem zapadliska Nadrybie.

Najmniej istotne zmiany form użytkowania gruntów stwierdzono w zlewniach dwóch jezior położonych w granicach Poleskiego Parku Narodowego. Są to jeziora: Moszne w strefie północnej i Łukie w części centralnej badanego obszaru (Tabela 4 i 5, Rys. 4 i 5). Interesujący jest fakt funkcjonowania sąsiadujących ze sobą zlewni jezior Moszne i Długie o skrajnie odmiennym tempie zmian użytkowania gruntów. Względna trwałość użytkowania ziemi gwarantuje na terenie Poleskiego Parku Narodowego zachowanie obiegu wody zbliżonego do naturalnego.

Istotne zagrożenia dla środowiska wynikają z dokumentowania i eksploatacji surowców mineralnych, głównie węgla, którego złoża na Lubelszczyźnie zostały odkryte w latach 1964-1971. Złoża węgla występują w osadach karbonu, które przykryte są różnej odporności i plastyczności węglanowymi utworami jury i kredy [106]. Badania hydrogeologiczne wykazują istnienie 4 poziomów wodonośnych związane z utworami: a). czwartorzędu i górnej kredy, b). dolnej kredy (albu) i stropu jury, c). jury, oraz d). karbonu [133]. Poza poziomem pierwszym, wody trzech pozostałych mają charakter wód naporowych. Szyby pierwszej kopalni wybudowano w południowo-zachodniej części Pojezierza, w Bogdance i w Nadrybiu Dworze, w bezpośrednim sąsiedztwie jeziora Nadrybie. Eksploatacja złóż węgla wymagała obniżenia ciśnienia naporowych wód podziemnych w nadległych poziomach wodonośnych piętra jurajskiego i karbońskiego, co doprowadziło do wytworzenia się rozległych lejów depresyjnych, o zasięgach przekraczających obszar centralnego rejonu węglowego.

Spompowywanie wód naporowych piętra jurajskiego i karbońskiego oraz eksploatacja złóż węgla "na zwał" powoduje deformacje powierzchni terenu, widoczne jako niecki osiadań. Systematyczna eksploatacja węgla sprawia, że niecki te będą się pogłębiały i poszerzały, wywołując lokalne podtopienia terenu. Niewątpliwie osiadanie terenu powoduje zmianę warunków występowania i krążenia wód pierwszego poziomu, jednakże niewykluczone są powolne zmiany wód wgłębnych. Osiadanie terenu, a szczególnie podejmowane próby przeciwdziałania podtopieniom gruntów przez kopanie rowów odwadniających będą negatywnie wpływały na środowisko. W perspektywie kilkunastu lat mogą nastąpić niekorzystne zmiany hydrograficzne prowadzące do zmniejszenia zlewni jezior uściwierskich, a tym samym ich zasobności i jakości wód. W wyniku

zmiany równowagi hydrodynamicznej wód podziemnych nastąpi przesunięcie podziemnych działów wodnych, część zlewni Piwonii zostanie włączona do zlewni Świnki.

Dla środowiska przyrodniczego niezwykle istotne jest 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.

Wraz z intensyfikacją gospodarczego wykorzystania terenu, głównie przez rozwój rolnictwa i rekreacji, rośnie zużycie wody w gospodarstwach indywidualnych i spółdzielczych oraz zakładach przemysłowych, które oparte jest wyłącznie na wodach podziemnych. Łączna ilość pobieranej wody nie jest duża i obecnie nie powinna stanowić zagrożenia dla stosunków wodnych. Natomiast ewentualne zwiększanie eksploatacji wód podziemnych na obszarze Pojezierza niekorzystnie będzie wpływało na jego walory przyrodnicze.

Zmniejszanie się zasobów wodnych, między innymi jako konsekwencji różnorakich działań zmierzających do osuszania terenu, prowadzi do nasilania się procesów przyspieszających zanik jezior. Sprzyja temu eutrofizacja wód jeziornych spowodowana zwiększonym dopływem biogenów z wodami Kanału Wieprz-Krzna, wzmożony ruch turystyczny i rekreacja, zmiana wykorzystywania ziemi, a także chemizacja rolnictwa. Okresowe obniżenia stanów wody są związane z występowaniem co kilka lat niskiego zasilania atmosferycznego, szczególnie małymi opadami półrocza zimowego. Jednokierunkowe obniżenie stanów wody może być spowodowane przez zabiegi melioracyjne prowadzące do modyfikacji naturalnych równowag hydraulicznych wód podziemnych z powierzchniowymi oraz zmianami powierzchniowych i podziemnych obszarów zasilania jezior.

W ostatnich dziesięcioleciach rejestrowano na badanym terenie zmniejszenie zasięgu bagien oraz mokradeł stałych i okresowych, co było efektem obniżania się stanów wód podziemnych wywołanym działalnością gospodarczą człowieka [81,84,157,162]. W warunkach naturalnych obszary trwale podmokłe i torfowiska zasilane są zarówno wodami opadowymi, pochodzącymi ze spływu powierzchniowego, jak też wodami gruntowymi. Istnieją też warunki do zasilania tych obszarów wodami naporowymi, docierającymi z głębszych poziomów. Intensywność dopływu wody z głębszych warstw jest uzależniona od stanów wody pierwszego poziomu oraz od wysokości ciśnienia wód wgłębnych.

Zmniejszenie ciśnienia wód wgłębnych i obniżenie piezometrycznego ich zwierciadła, spowodowane przez zabiegi gospodarcze, wpłynąć mogą na obniżenie zasilania wód przypowierzchniowych wodami naporowymi. Zatem działalność człowieka prowadzi do zmniejszenia dopływu wód na tereny stale podmokłe – zarówno z głębszych warstw jak i z własnej zlewni. Powoduje to okresowe przesuszanie obszarów hydrogenicznych, a w konsekwencji nieodwracalne zmiany środowiska. Obniżenie zwierciadła wód w obszarze torfowiskowym powoduje przerwanie procesu akumulacji torfów. Przy braku wody następuje napowietrzenie złoża, a to powoduje murszenie torfów, ubytek masy organicznej i prowadzi do intensyfikacji procesów prowadzących do nieodwracalnych zmian fizycznych i chemicznych torfu. W konsekwencji, stwierdza się zmniejszanie pojemności wodnej torfów oraz niekorzystną zmianę jakości wód, a także wyrównanie warunków siedliskowych.

Nie ulega wątpliwości, że na badanym obszarze, podobnie jak i na pozostałej części Polesia, czynnikiem decydującym o specyfice środowiska i o jego zdolności do samoregulacji jest woda. Małe możliwości retencjonowania wody oraz silne uzależnienie zasobności wodnej terenu od zasilania atmosferycznego wskazuje na konieczność podjęcia działań w celu zwiększenia własnej retencji zlewni w okresach naturalnych nadwyżek wody. Obszary jezior na torfowiskach muszą być wyłączone z zabiegów melioracyjnych. Natomiast istniejące rowy powinny być wypełnione wodą lub zlikwidowane, wówczas nie drenowałyby wód jeziornych. W efekcie powinno nastąpić podniesienie zwierciadła wody w obszarach torfowiskowych oraz zmniejszenie tempa obiegu wody i materii. Efekty te możliwe są do osiągnięcia po zmniejszeniu uciążliwości oddziaływań gospodarki na środowisko, jednoznaczną realizację zasady rozwoju zrównoważonego.

4.2. Ocena oddziaływania Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka" na płytkie wody podziemne

Od czasu lokalizacji kopalni nie ustaje dyskusja dotycząca kwestii oddziaływania Kopalni Węgla Kamiennego w Bogdance na środowisko przyrodnicze – w tym również na hydrosferę. Presja na środowisko jest nieuchronna, szczególnie w bezpośrednim sąsiedztwie eksploatacji węgla i składowania skały. Wydobycie węgla systemem "na zwał" powoduje powstawanie na powierzchni terenu niecek osiadań, których głębokość nieco przekracza 2 m. W obniżeniach tych zdecydowanie wzrosło uwilgotnienie terenu, a w przegłębieniach woda występuje na powierzchni.

Kopalnia Węgla Kamiennego w Bogdance znajduje się w południowo zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, na południowy-wschód od Poleskiego Parku Narodowego. Jest położona w obszarze pogranicza regionów Polesia i Wyżyny Lubelskiej, w strefie podziemnych i powierzchniowych działów wodnych rozdzielających dorzecza Świnki, Tyśmienicy i Piwonii. Stosunki wodne tego terenu kształtują się pod wpływem czynników terenowych i klimatycznych, głównie przepuszczalności gruntu, rzeźby terenu, opadu i parowania, a w ostatnich latach również oddziaływania człowieka.

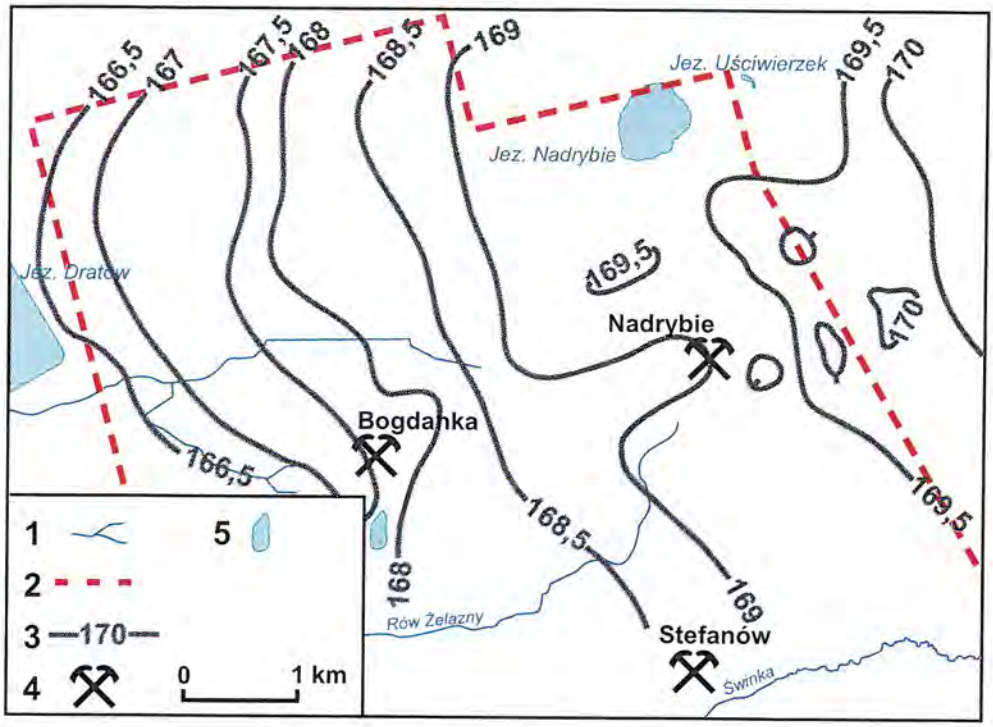
W rejonie kopalni wyróżnia się cztery kompleksy wodonośne związane z utworami: I – czwartorzędu i górnej kredy, II – dolnej kredy (albu) i najwyższej części jury górnej, III – najniższej części jury górnej i jury środkowej oraz IV – karbonu [132,133]. W obrębie pięter wodonośnych zbudowanych ze skał o zróżnicowanych warunkach filtracji występują warstwy wodonośne izolowane pakietami skał o małej przepuszczalności i praktycznie nieprzepuszczalne oraz warstwy o słabej i dobrej łączności hydraulicznej. Aktywna wymiana wód podziemnych zachodzi tylko w utworach czwartorzędowych oraz w górnych partiach skał kredowych, a utwory kredowe na głębokościach przekraczających 200 m są praktycznie nieprzepuszczalne.

Wody podziemne pierwszego poziomu w sąsiedztwie kopalni występują bardzo płytko. Utrzymują się one w czwartorzędowych osadach piaszczystych, piaszczysto-mułkowatych i organicznych, zalegających na starszych utworach plejstoceńskich. Głębiej występuje seria skał górnokredowych, której miąższość wynosi od 300 m w rejonie Bugu do 550 m na peryferiach zachodnich, w dolinie Tyśmienicy [66], osadzona na dolomitach i wapieniach jurajskich oraz piaskowcach, mułowcach i iłowcach karbonu. Gromadzenie wody w skałach górnokredowych następuje w porach i w szczelinach skalnych, a przepływ praktycznie tylko przez rozwarte szczeliny tektoniczne. Współczynniki filtracji najczęściej wynoszą od kilku do kilkunastu metrów na dobę. Łatwo przewodzące wodę szczeliny stwierdzane są tylko w opokach i twardszych marglach, natomiast w miękkich marglach i w kredzie piszącej spękania ulegają zaciskaniu i zatykaniu [132,133].

Zwierciadło wody nawiercane w kolejnych warstwach najwyższej części skał górnej kredy stabilizuje się coraz wyżej [19]. Najwyższe ciśnienia hydrostatyczne stwierdzane są w głębokich i słabo zawodnionych warstwach kredy. Ciśnienia te – około 170 m n.p.m. – występują w wododziałowej partii Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Natomiast zwierciadło wód w dolinie Świnki występuje na wysokości około 165 m n.p.m. W ostatnich latach rejestruje się

niewielkie podnoszenie zwierciadła wody piętra górnokredowego, co wynika ze wzrostu zasilania atmosferycznego. Tendencja ta wskazywać może na brak lub niewielkie bezpośrednie oddziaływanie zdeprecjonowanych głębszych poziomów wodonośnych albu, jury i karbonu na wody piętra czwartorzędowego i górnokredowego. Zwierciadło wody piętra albu stabilizuje się od 110 do 160 m n.p.m. i wykazuje słabą tendencję do obniżania. Wielkości tego zdepresjonowania nie przekracza 60 m. Zdecydowanie większe depresje stwierdzane są w wodach piętra jurajskiego i karbońskiego. Stwierdzono, że oddziaływanie eksploatowanych ścian węglowych, zaznaczające się w górotworze osiadaniem skał, powoduje zmiany ciśnienia wód tylko w warstwach wodonośnych starszych od albu [134]. Jednakże wraz ze zmianami naprężeń w skałach zajmujących przestrzeń ponad opuszczonymi chodnikami wydobywczymi nie można wykluczyć nieprzewidywalnego udrożnienia masywu kredowego.

Istotne zmiany warunków występowania zwierciadła wody pierwszego poziomu oraz układu i organizacji sieci odpływu w tym rejonie nastąpiły w czasie budowy systemu melioracyjnego Kanału Wieprz-Krzna. W latach pięćdziesiątych ubiegłego wieku, rowy melioracyjne w rejonie jezior Nadrybie, Bikcze i Uściwierz były wówczas zarośnięte, pozostawały w stadium zaniku. Łączyły one poszczególne jeziora. Poziom wody podziemnej był bardzo wysoki. W pobliżu jezior występował na równi z powierzchnią terenu, w miarę oddalania się od zbiorników poziom wody obniżał się do 0,25 m. Koryto Piwonii o szerokości do 1 m było również zarośnięte i zaniedbane. Obecnie Piwonia bierze początek ze zmeliorowanych łąk znajdujących się na południe od jeziora Nadrybie. W górnym biegu główne koryto omija jeziora Nadrybie i Bikcze, jest jednak z nimi połączone bocznymi odgałęzieniami. Jezioro Uściwierzek ma małą powierzchnię i otacza go wąski pas torfowiska stale wilgotnego. Wykonana w okresie budowy Kanału Wieprz-Krzna gęsta sieć rowów odwodnieniowych doprowadziła w latach 1991-1994 do znacznego osuszenia terenu, co wzmogło proces murszenia torfu. Proces ten przyspieszają również liczne doły po eksploatacji torfu. W ostatnich latach, w wyniku większego zasilania atmosferycznego nastąpiło podniesienie zwierciadła wody. Pojawiła się również woda we wcześniej osuszonych podmokłościach. Zmiany te dokumentują dwie mapki hydroizohips, przedstawiające wysokość występowania zwierciadła wody we wrześniu 1992 roku (Rys. 7) i październiku 2002 roku (Rys. 8). Hydroizohipsy, wykreślone na podstawie własnych pomiarów studni kopanych i danych Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka, dokumentują podniesienie zwierciadła wody od 0,8 do 1,5 m. Do podobnego wniosku prowadzi analiza serii pomiarowych

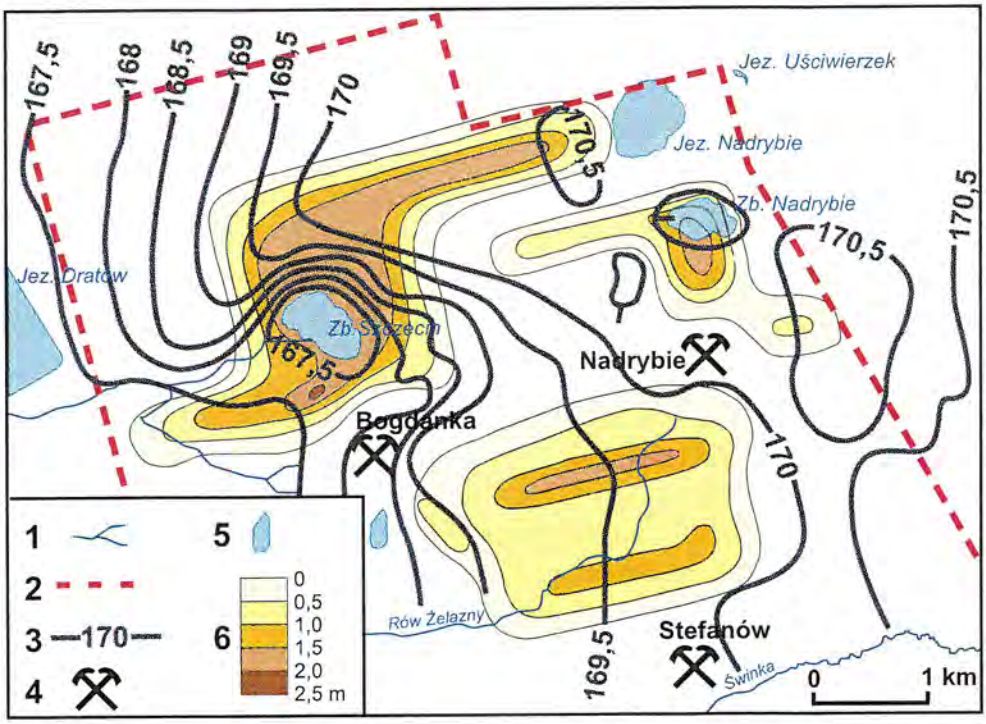


Rys. 7. Ukształtowanie zwierciadła wody we wrześniu 1992 roku. 1 – rzeki, 2 – granica obszaru górniczego, 3 – hydroizohipsy, 4 – szyby kopalni węgla, 5 – jeziora i zbiorniki wodne
Fig. 7. Features of the water-table in September 1992. 1 – rivers, 2 – boundary of the mining area, 3 – hydroisohypses, 4 – pit shafts, 5 – lakes and water reservoirs

poszczególnych studni, od 1999 roku stany wody są zdecydowanie wyższe od wartości stwierdzanych w latach 1990-1998.

Najpłycej wody podziemne występowały w szerokiej dolinie górnej Piwonii oraz w sąsiedztwie jezior i zalewisk, gdzie woda utrzymywała się na głębokości kilku decymetrów. Również we wszystkich dolinach rzecznych wody podziemne występowały bardzo płytko. W okresie jesieni 2002 roku wody podziemne w obszarach nieco wyżej wyniesionych – rejon Nadrybia i Kaniwoli – występowały na głębokości 2-4 m. Natomiast w obrębie wyniesień południowej części terenu – okolice Stefanowa – zwierciadło wody podziemnej lokalnie utrzymywało się na głębokości 5-6 m.

W strefie podziemnego działu wodnego III rzędu – w rejonie Kaniwoli i Nadrybia zwierciadło wody utrzymywało się około 170 m n.p.m. (Rys. 8). W



Rys. 8. Ukształtowanie zwierciadła wody we wrześniu 1992 roku. 1 – rzeki, 2 – granica obszaru górniczego, 3 – hydroizohipsy, 4 – szyby kopalni węgla, 5 – jeziora i zbiorniki wodne, 6 – wielkość osiadań gruntu

Fig. 8. Features of the water-table in September 1992. 1 – rivers, 2 – boundary of the mining area, 3 – hydroisohypses, 4 – pit shafts, 5 – lakes and water reservoirs, 6 – intensity of ground subsidence

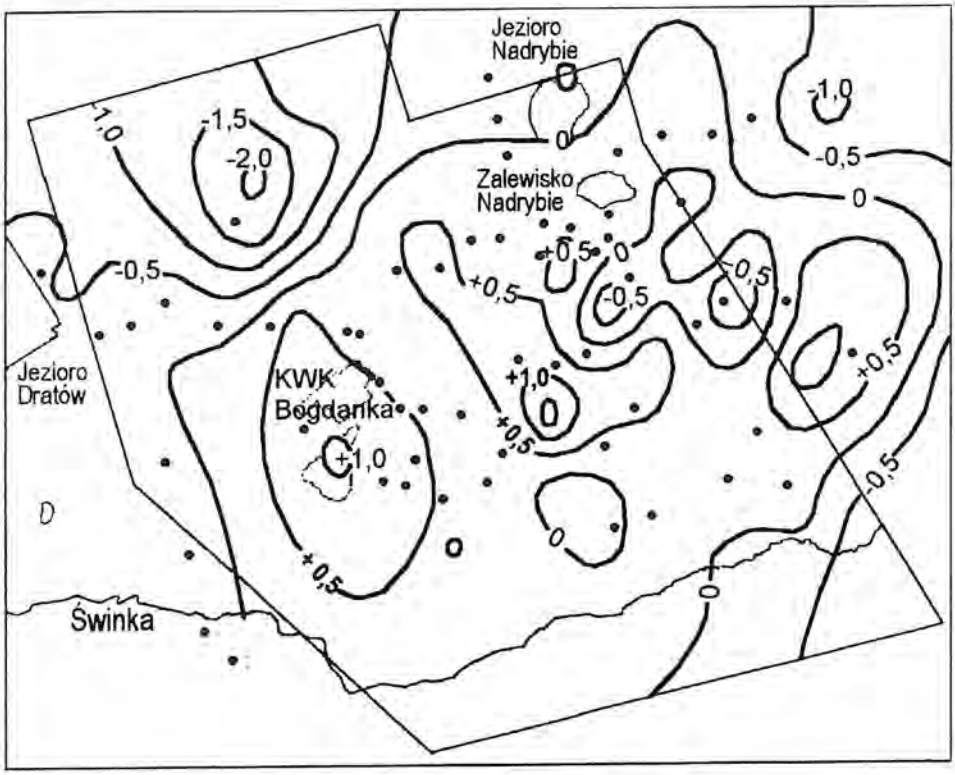
kierunku zachodnim i południowo-zachodnim zwierciadło wody obniża się. Największe gradienty hydrauliczne stwierdzane są w okolicy zbiornika Szczecin. Północno-wschodnia część obszaru górniczego znajduje się w zlewni Piwonii. Od zlewni Świnki oddziela ją podziemny dział wodny przebiegający na wysokości około 170 m n.p.m. W jesieni 2002 roku podziemne i powierzchniowe działy wodne pokrywały się. Zalewisko Nadrybie pozostawało w zlewni Piwonii. Natomiast w okresie niskich stanów wody lat 1992-1995 stwierdzano niezgodności przebiegu obu działów w okolicy Kaniwoli i Nadrybia. Dział podziemny był przesunięty względem powierzchniowego na wschód. Zwierciadło wody podziemnej obniżało się od południowego skraju jeziora Nadrybie w kierunku miejscowości Bogdanka. Przesuwanie się podziemnego działu wodnego do jeziora Nadrybie wiązało się z poszerzaniem, w okresie niskich stanów wód

podziemnych, niewielkiego obniżenia zwierciadła wody pierwszego poziomu, które istniało w strefie przylegającej do szybów Kopalni Węgla w Bogdance oraz w sąsiedztwie ujęcia wody podziemnej w Stefanowie. Zagłębienia – niecki osiadań – w Nadrybiu zamyka hydroizohipsa 170 m n.p.m., a w Kol. Szczecin hydroizohipsa 167,5 m n.p.m..

W celu określenia zmian zachodzących w sąsiedztwie Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka analizowano zmiany położenia zwierciadła wody w punktach obserwacyjnych, poprzez porównywanie zmian stanów wody między różnymi okresami pomiarowymi okresu lat 1990-2002. Jako jeden z podstawowych warunków poprawności badań, to znalezienie okresów z podobnymi stanami zwierciadła wód podziemnych – rejestrowanymi poza obszarami silnej antropopresji. Według oceny dokonanej na podstawie danych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, zarejestrowane stany wód podziemnych w jesieni 1992 i 1998 roku utrzymywały się na zbliżonym poziomie. Na mapie (Rys. 9) przedstawiono różnice rzędnych zwierciadła wody między stanami zarejestrowanymi przez pracowników Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka. Kartograficzny obraz zróżnicowania przestrzennego zmian stanów wód przedstawiono metodą interpolacji krigingowej z wykorzystaniem programu komputerowego "Surfer". Program ten uśrednia uzyskane wyniki zarówno pod względem wielkości, jak i ich geometrycznego rozłożenia na mapie danego terenu.

W przedstawionym obrazie (Rys. 9) zaznacza się obniżenie zwierciadła wody w części północnej obszaru górniczego, a podniesienie w części środkowej. Na skraju obszaru badań, w miejscach rzadko rozmieszczonych punktów pomiarowych, program wykreśla obraz wynikający z interpolacji, a nie z rzeczywistej sytuacji rejestrowanej pomiarami. W przyszłości, ta obiektywna metoda oceny zmian powinna być weryfikowania na seriach pomiarowych pochodzących z innych okresów badawczych. Może być stosowana do przestrzennej oceny zmian położenia zwierciadła wody.

W konsekwencji robót górniczych następuje osiadanie terenu, spowodowane obniżeniem ciśnienia wód naporowych piętra jurajskiego i karbońskiego oraz z eksploatacją złóż węgla "na zwał". Sieć reperów do oceny zmian powierzchni terenu w rejonie Bogdanki została założona w 1977 roku, w latach następnych sieć ta była udoskonalana. Pierwsze odkształcenia terenu stwierdzono w 1978 roku, czyli trzy lata po rozpoczęciu budowy pierwszego szybu kopalni w Bogdance. Były one spowodowane intensywnym odwadnianiem górotworu, szczególnie skał jurajskich i karbońskich. W 1979 roku proces odkształceń górotworu został zahamowany, co związane było z wdarciem się wód do szybów.



Rys. 9. Różnice rzędnych zwierciadła wód podziemnych pomiędzy stanami z jesieni 1992 roku i jesieni 1998 roku
Fig. 9. Variations of ordinates of underground water-table between autumn 1992 and autumn 1998

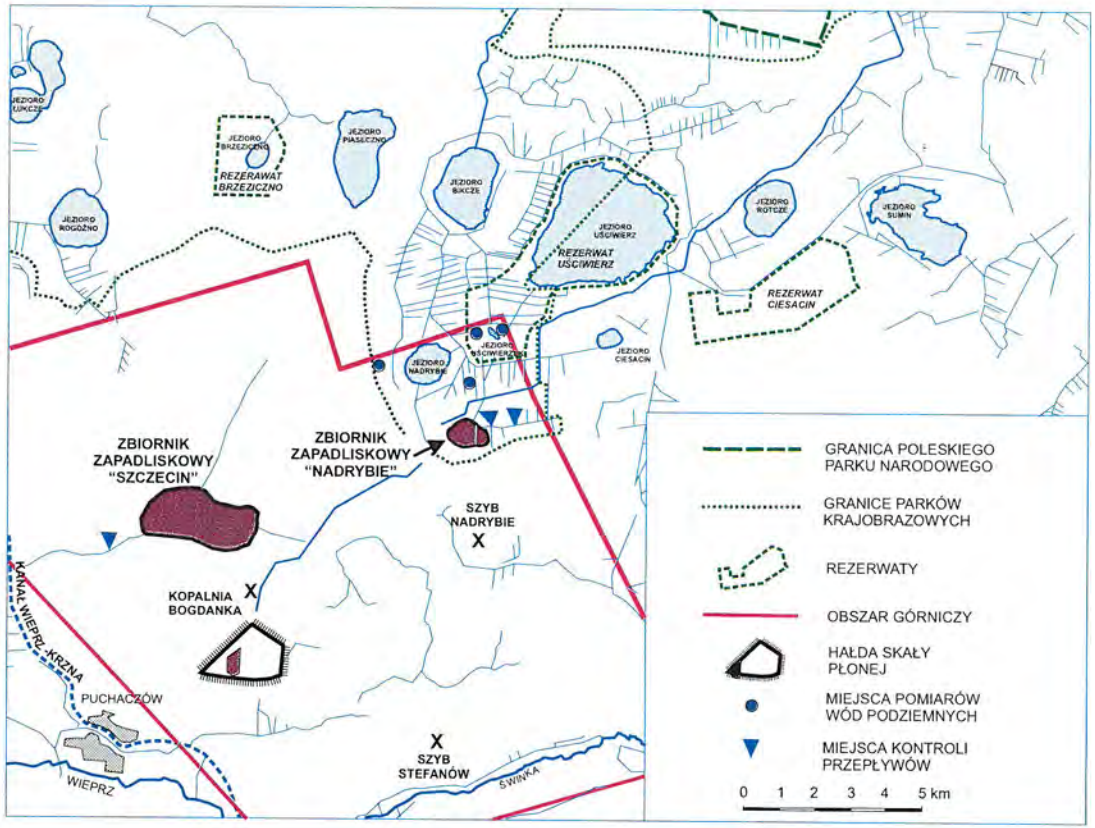
W 1983 roku stwierdzono osiadanie gruntów spowodowane eksploatacją pokładów węgla metodą "na zwał". W latach 1982-1988 w Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka węgiel urabiano tylko z jednej ściany, a po 1989 roku eksploatowano już od 3 do 5 ścian. Wybierane są warstwy węgla o grubości 2,5-3,3 m, zalegające na głębokości 815-920 m. Ponad eksploatowanymi od 1982 r. pokładami węgla powstały i rozwijają się na obszarze górniczym 4 niecki osiadań. W dwu z nich utrzymują się stałe zalewiska (Rys. 8 i 10), o powierzchniach zmieniających się wraz ze zmianą zasobów wód podziemnych. W okresie wiosny 1995 roku w niecce osiadań w rejonie Nadrybia wytworzyło się zalewisko o powierzchni około 5,0 ha. Określona na podstawie analizy zdjęć lotniczych wykonanych w jesieni 1998 roku (dane Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka) powierzchnia zalewiska w Kol. Szczecin obejmowała 80,5 ha, a w Nadrybiu 21,3 ha.

Według pomiarów wykonanych w grudniu 1999 roku zalewisko Nadrybie zajmowało 17,8 ha, a maksymalna jego głębokość wynosiła 1,2 m [68].

W okresie wiosny 2002 roku deformacje powierzchni terenu przekraczające 0,5 m obejmowały prawie 17,0 km^2, a obniżenie większe od 2 m stwierdzono na obszarze 2,7 km^2. Niecki osiadań wytworzyły się na północ, północny wschód i południowy wschód od Bogdanki (Rys. 8). Największa z nich, ze zbiornikiem Szczecin, wyznaczona izolinią obniżenia terenu 0,5 m, obejmuje 7,9 km^2. Druga niecka, w miejscowości Bogdanka, zajmuje 6,6 km^2, a trzecia, ze zbiornikiem Nadrybie – 2,5 km^2. Stwierdzane wielkości obniżenia terenu przekraczają już 2,5 m. Wraz z rozwojem wydobycia węgla niecki te będą się pogłębiały i poszerzały. Osiadanie terenu powoduje zmianę warunków występowania i krążenia wód, głównie pierwszego poziomu, jednakże niewykluczone są powolne zmiany wód wgłębnych. Wydaje się, że w strefie zbiorników zapadliskowych tworzy się mały mikroregion hydrogeologiczny [14], z niewielkim obniżeniem zwierciadła wody, rejestrowanym w odniesieniu do terenów sąsiednich. Drenaż wód z tego pierwotnie praktycznie bezodpływowego powierzchniowo terenu odbywa się przez zbiorniki zapadliskowe – głównie Szczecin, z których prawie przez cały rok odpływały wody. Wody powierzchniowe i miejsca pomiarów stanów wód i przepływów w sąsiedztwie zalewisk zaznaczono na Rys. 10.

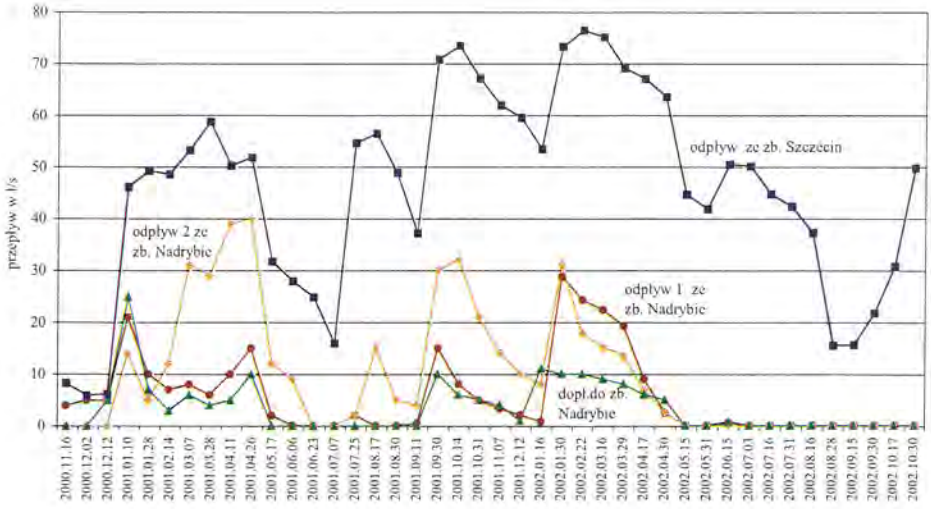
Wiosną 2002 roku zbiornik w pobliżu miejscowości Szczecin tworzyła tafla wody o powierzchni wynoszącej prawie 1 km^2 i głębokości przekraczającej miejscami 2 m. Poziom wody w zalewisku wynika z wielkości zasilania atmosferycznego. Amplituda wahań zwierciadła wody w okresie od jesieni 2001 roku do wiosny 2002 roku wynosiła 0,4 m. Ściśle z nimi związana była wielkość odpływu wody ze zbiornika rowem melioracyjnym. Odpływ z zalewiska podczas roztopów oraz po intensywnych opadach przekraczał kilkadziesiąt $l \cdot s^{-1}$. Natomiast przy braku zasilania atmosferycznego zmniejszał się do kilku $l \cdot s^{-1}$. W latach 2001-2002 średnio z tej części niecki osiadań odpływało około 46 $l \cdot s^{-1}$, przy zarejestrowanych skrajnych wartościach 5,9 i 76,3 $l \cdot s^{-1}$ (Rys. 11).

Drugi zbiornik, w miejscowości Nadrybie podzielony jest na dwie części przez nasyp wykonany ze skały płonnej, wykorzystywany jako droga gruntowa. Łączna powierzchnia zalewiska w okresie wiosny 2002 roku wynosiła około 0,25 km^2, a głębokość maksymalna przekracza nawet 2 m. Wahania zwierciadła wody w ostatnich 2 latach nie przekraczały w nim 0,3 m. Większa, zachodnia część zalewiska nie jest obecnie zasilana i odwadniana powierzchniowo. Natomiast część wschodnia – podobnie jak w przypadku zalewiska Szczecin – włączona jest w istniejący system melioracyjny. Okresowo utrzymuje się także tafla wody przy



Rys. 10. Miejsca pomiarów hydrometrycznych w sąsiedztwie KWK Bogdanka. 1 – miesięczne sumy opadu w latach hydrologicznych 2001-2002 w rejonie KWK Bogdanka

Fig. 10. Sites of hydrometric measurements in the proximity of the Bogdanka coal-mine. 1 – monthly precipitation in hydrological years 2001-2002 in the area of the Bogdanka coal mine



Rys. 11. Odpływ wody ze zbiorników Szczecin i Nadrybie w latach 2001-2002
Fig. 11. Water runoff from Szczecin and Nadrybie reservoirs in 2001-2002

doprowadzalniku Bogdanka-Wola Wereszczyńska. Średni odpływ wód w latach 2001-2002 z obszaru zapadliska Nadrybie wynosił 15,6 $l \cdot s^{-1}$. W okresach suchych zmniejsza się powierzchnia zwierciadła wody w zapadlisku, a odpływ zanika.

Eksploatacja węgla kamiennego w rejonie jeziora Nadrybie wywarła znaczne zmiany hydrograficzne na tym obszarze, bardzo dobrze czytelne w obszarach występowania płytkich wód podziemnych, gdyż spowodowały one powstawanie obniżeń wypełnionych wodą i utrzymywanie się obszarów nadmiernie uwilgotnionych (Rys. 8 i 10). Przewiduje się powstanie rozległego rozlewiska obejmującego jeziora Nadrybie i Uściwierzek oraz przyległe torfowiska [10]. Powstanie tak dużego akwenu wodnego doprowadzi do istotnych zmian właściwości fizykochemicznych wód jeziornych i torfowiskowych [14]. Wskazują na to znacznie wyższe zawartości biogenów w zalewiskach, niż w sąsiednich jeziorach. Następstwem zmian hydrochemicznych będą przeobrażenia flory i fauny badanych obiektów. Najprostszym sposobem uniknięcia tych zmian jest zaprzestanie drążenia szybów wydobywczych w pobliżu jezior.

Istnienie trwałych odkształceń terenu i utrzymywanie się zalewisk w zapadliskach jest dokumentowane w planach zagospodarowania obszaru górniczego. Z przyrodniczego punktu widzenia najkorzystniej byłoby zostawić takie obniżenia bez prób ich osuszania. Sugestie te będą jednak trudne do zrealizowania, głównie z uwagi na prywatną własność i rolnicze użytkowanie gruntu. Pojawiają się koncepcje o konieczności odwodnienia obszarów podmokłych, z wykonaniem wyprzedzających prac melioracyjnych, polegających na regulacji i pogłębianiu koryta Świnki i innych rzek nawet o 5 metrów [142]. Tak wielka zmiana warunków odpływu spowodowałaby zwiększenie drenującej roli rzek, a w następstwie obniżenie zwierciadła wód podziemnych, a także lokalne przesuszenie terenów przyległych. Prace te prowadziłyby do zmiany gradientów hydraulicznych, przesunięć podziemnych działów wodnych i zmian obszarów zasilania rzek i jezior. Do zlewni Świnki włączona zostałaby strefa jeziora Nadrybie, która obecnie jest odwadniania przez górną Piwonię oraz pozostałe jeziora obniżenia uściwierskiego [52,160]. Również, z przyrodniczego punktu widzenia, nie może być zrealizowana lansowana koncepcja wskazująca na przekształcenie zalewiska Szczecin w zbiornik retencyjny zbierający wody z kopalni i włączenie go do systemu Kanału Wieprz-Krzna [10]. Stałe utrzymywanie wysokiego poziomu wody w tym zbiorniku doprowadzi do podtopień obszarów zabudowanych, a silnie zeutrofizowane i zasolone wody jeszcze bardziej pogorszą stan ekologiczny jezior połączonych systemem kanału Wieprz-Krzna.

4.3. Dynamika stanów wody powierzchniowej i podziemnej

Ocena dynamiki zasobów wodnych wykonana została na podstawie własnych materiałów obserwacyjnych, zaprogramowanych i konsekwentnie realizowanych do w/w zadania i danych pomiarowych prowadzonych przez służby Kopalni Węgla Kamiennego w Bogdance oraz pracowników Poleskiego Parku Narodowego. Własne badania obejmowały systematyczną rejestrację – dwa razy w miesiącu – stanów wody w studniach i piezometrach, odczyty stanów wody w jeziorach i sztucznych zbiornikach wodnych oraz pomiary przepływów w rowach odprowadzających wodę z wybranych części obszaru badań. Otwory obserwacyjne – piezometry – zostały specjalnie przygotowane do prowadzenia obserwacji dynamiki zwierciadła wody. Zostały one wykonane (na terenach łąkowych) parami – otwór płytki, ujmujący warstwę wód przypowierzchniowych oraz otwór głębszy, ujmujący wody drugiej warstwy wodonośnej. Te obserwacje

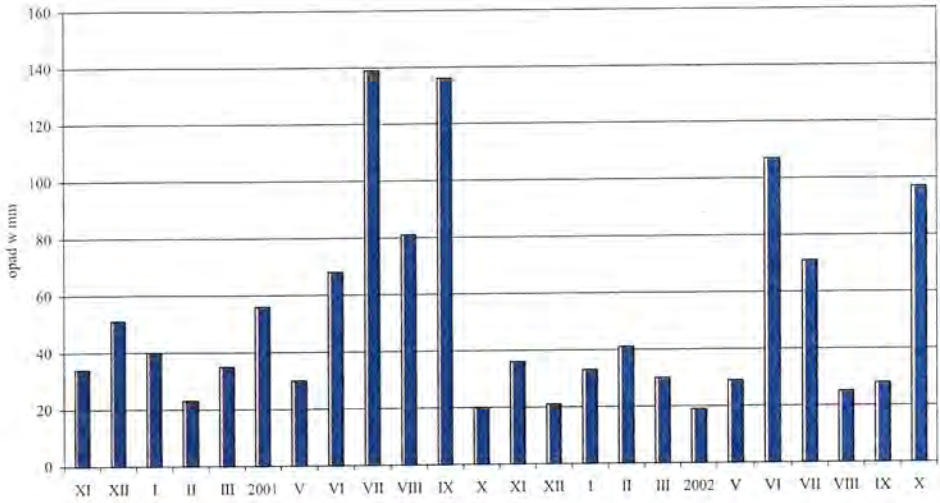
wód podziemnych uzupełniają dane pomiarowe dotyczące studni gospodarskich, rozmieszczonych w nieco wyższych terenach zabudowań gospodarskich.

Zasoby wodne w latach 2001-2002 kształtowały się pod wpływem dość wysokich i silnie zróżnicowanych w poszczególnych sezonach opadów atmosferycznych. Ich suma w 2001 roku wyniosła 714 mm, czyli o ponad 170 mm przekroczyła wielkości średnie z wielolecia. Wysokie opady stwierdzano w obu półroczach, w zimowym – 240 mm i w letnim – 474 mm. Stworzyło to dobre warunki do odbudowy zasobów wodnych, przede wszystkim w drugiej części roku hydrologicznego. Zasilanie w roku 2002 utrzymywało się na poziomie wielkości średnich z wielolecia. Najwyższe miesięczne sumy opadu – prawie 140 mm, zanotowano w lipcu 2001 roku, a niewiele niższy opad wystąpił we wrześniu – 136 mm. W tych dwu miesiącach opady były wyższe od średnich z wielolecia o 60 i 85 mm. Natomiast w 2002 roku opady wyższe od wielkości średnich wystąpiły tylko w czerwcu i październiku.

Przybliżone wielkości miesięcznych sum opadu za lata hydrologiczne 2001 i 2002 zamieszczono na Rys. 12. Należy jednoznacznie podkreślić, że od kilku lat roczne sumy opadu przekraczają wielkości średnie z wielolecia. Sprzyja to powolnej odbudowie zasobów wód powierzchniowych i podziemnych, co przejawia się w podnoszeniu stanów wody w jeziorach oraz zwiększeniu przepływów w ciekach i wzrostu powierzchni obszarów stale podmokłych.

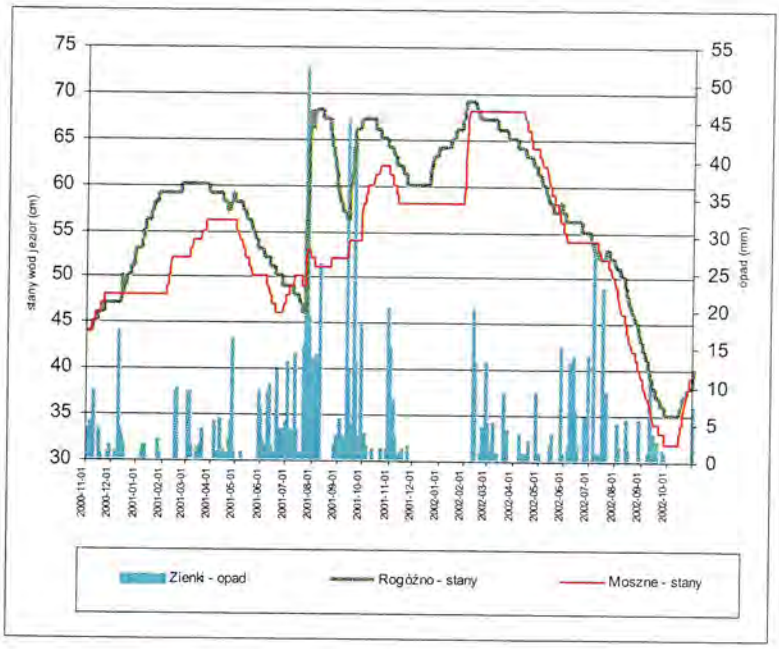
Rok 2001, a także w pierwsze miesiące 2002 roku to końcowy okres trwającej od kilku lat odbudowy zasobów wodnych. Najwyższe położenie zwierciadła wody stwierdzano wczesną wiosną 2002 roku. Wskazują na to dość wysokie stany wody w jeziorze Piaseczno, które w ostatnich latach zdecydowanie powiększyło swoją powierzchnię. Jest to efekt podniesienia stanów wody o około 100 cm – w stosunku do najniższych wartości rejestrowanych w latach 1993-1995. Niskie zasilania w półroczu letnim 2002 roku zaznaczyło się w dość szybkim obniżaniu zwierciadła wody, następującym od marca do września 2002 roku. Natomiast dość wysokie opady, które wystąpiły we wrześniu uzupełniły letnie terenowe braki wody, także zadecydowały o niewielkim podniesieniu zwierciadła wody pod koniec roku.

Szczegółowe obserwacje zasilania atmosferycznego i kształtowania się stanów wody w jeziorach wskazują na istnienie silnych zależności między wysokim zasilaniem opadowym a podnoszeniem się zwierciadła wody. Badania te prowadzono na podstawie własnych punktów pomiarowych obejmujących odczyty stanów wody na jeziorach Moszne i Rogóźno dokonywane z częstością dwa razy w tygodniu oraz codziennych rejestracji sum opadów (Rys. 13).



Rys. 12. Miesięczne sumy opadu w latach hydrologicznych 2001-2002 w rejonie Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka"
Fig. 12. Monthly precipitation totals in hydrological years 2001-2002 in the area of the Bogdanka coal-mine

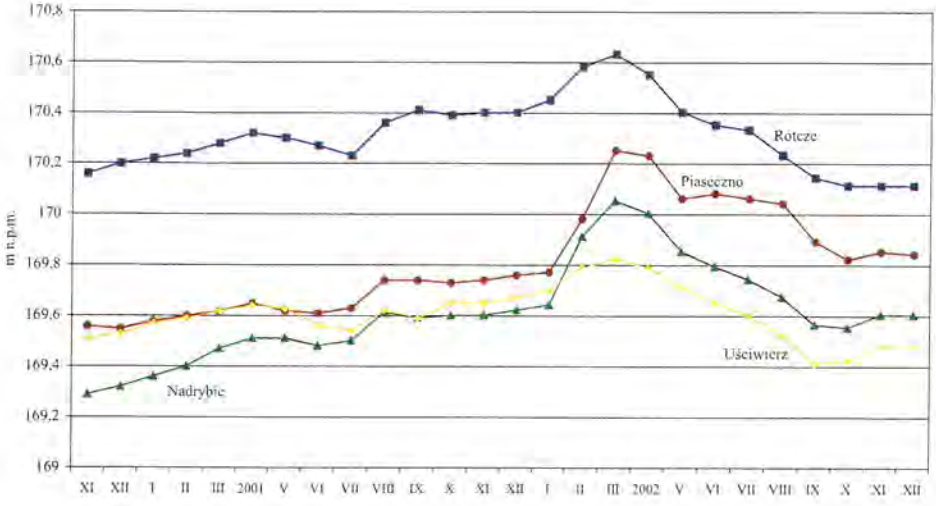
W początkowym okresie obserwacji stany wody w jeziorach podnosiły się, już w następstwie kilkumilimetrowych opadów w ciągu doby. Od kwietnia 2001 roku nie rejestrowano wzrostu stanów wody w jeziorach, mimo częstego zasilania na poziomie kilku i kilkunastu milimetrów na dobę. Natomiast jednorazowy opad zarejestrowany pod koniec lipca, przekraczający 50 mm·doba^{-1}, spowodował podniesienie zwierciadła wody w jeziorze Rogóźno o 20 cm. Opady następnych dni, w wysokości 15-25 mm·doba^{-1}, nie powodowały podniesienia zwierciadła wody. Dopiero dwukrotny opad po około 40 mm zaznaczył się w podniesieniu zwierciadła wody w jeziorach. Podobne relacje między zasilaniem a stanami wody stwierdzano w roku 2002. Wzrost stanów wody następował w okresach chłodnych przy niskim zasilaniu, a w okresie ciepłym opad dobowy o wysokości 30 mm nie wywołał zauważalnej zmiany stanów wody w jeziorach. W przebiegu stanów wody w jeziorach bardzo charakterystyczne są systematyczne spadki wysokości położenia zwierciadła wody w miesiącach wiosennych i letnich, rejestrowane nawet przy znacznych sumach dobowych opadów. Wskazuje to na istotny



Rys. 13. Dobowe sumy opadu w Zienkach i stany wód w jeziorach Rogóźno i Moszne
Fig. 13. Daily precipitation totals in Zienki and water levels in Rogóźno and Moszne Lakes

czynnik, jakim jest ogólny stan wilgotności gruntu, który decyduje o reakcji wód powierzchniowych i podziemnych na zasilanie atmosferyczne (opadzie hydrologicznie skutecznym).

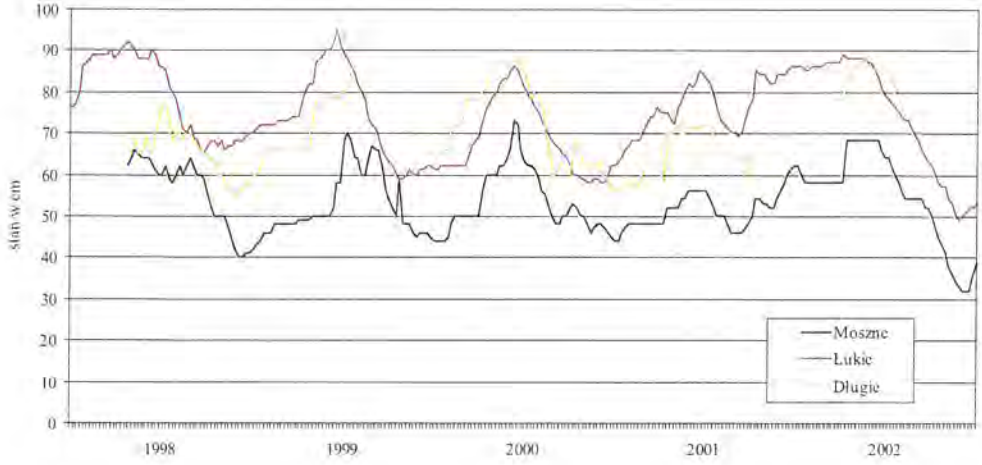
Miesiączne i tygodniowe stany wody w trzech jeziorach Poleskiego Parku Narodowego, odczytywane przez służby parku zamieszczono na Rys. 14 i 15. Wahania zwierciadła wody w jeziorach Poleskiego Parku Narodowego wykazują bardzo czytelny rytm. Maksimum stanów przypada na okres wiosny, a minimum jest rejestrowane najczęściej na przełomie lata i jesieni. Jest to efekt przebiegu zasilania atmosferycznego i ewapotranspiracji, który wskazuje na występowanie okresowych nadwyżek i bilansowych deficytów wody [82,83]. Rytm ten został zmieniony w 2001 roku przez bardzo wysokie opady letnie. Podobnie jak i w pozostałych jeziorach Pojezierza, następowało podnoszenie się stanów wody praktycznie przez cały 2001 rok, aż do maksymalnych wartości zarejestrowanych w marcu 2002 roku.



Rys. 14. Średnie miesięczne stany wód w jeziorach w latach hydrologicznych 2001-2002
Fig. 14. Mean monthly lake water levels in hydrological years 2001 and 2002

W okresie 2001-2002 stany wody w jeziorach utrzymywały się na wysokim poziomie. Najwyższe ich wartości zarejestrowano w marcu 2002 roku. Minimalne stany wody wystąpiły na przełomie lat hydrologicznych 2000-2001. Najwyżej zwierciadło wody występuje w jeziorze Rotcze, położonym w strefie działu wodnego Wieprz-Bug. Z układu rzędnych zwierciadła wody można wnosić o pozostawaniu jeziora Nadrybie w strefie oddziaływania Kopalni Węgla Kamiennego w Bogdance.

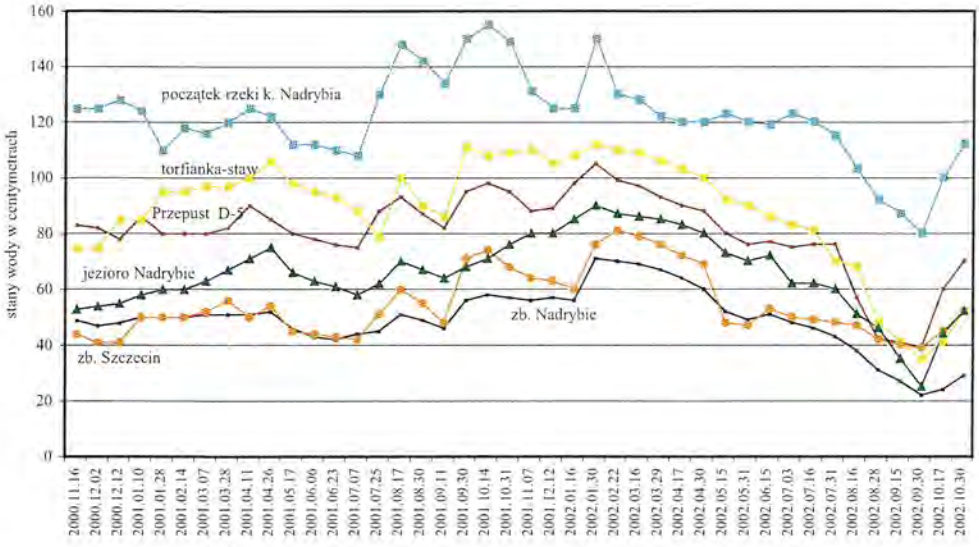
Przebieg stanów wody w zbiornikach i w ciekach odprowadzających wodę bardzo silnie nawiązuje do rozkładu opadów atmosferycznych. W półroczu chłodnym okresie lat 2001-2002 roku (XI-V) stany wody systematycznie rosły, do maksymalnych stwierdzanych w połowie kwietnia. Jest to typowy okres bilansowych nadwyżek wody, w którym wody podziemne Lubelszczyzny są intensywnie uzupełniane. W drugiej połowie kwietnia oraz w maju i czerwcu stany wody powoli obniżały się. Był to efekt ewaporacji oraz wysokiego zużycia wody przez rośliny, nakładający się na stosunkowo niskie zasilanie. Wysokie opady lipcowe, a następnie wrześniowe spowodowały znaczne uzupełnienie



Rys. 15. Tygodniowe stany zwierciadła wody w jeziorach Poleskiego Parku Narodowego
Fig. 15. Weekly levels of water-table in the lakes of the Polesie National Park

zasobów, co przejawiało się wysokimi stanami wody w rowach i w zbiornikach, rejestrowanymi do wczesnej wiosny 2002 roku. W następnych miesiącach, aż do września, przy stosunkowo niższym zasilaniu stany wody obniżały się. Dopiero pod koniec 2002 roku stany wody podniosły się. Bardzo podobny rytm zmian stanów wody w różnych obiektach – zbiornikach zapadliskowych, w jeziorze Nadrybie oraz w rowach melioracyjnych – wskazuje na zbliżoną reakcję płytkich czwartorzędowych horyzontów wodonośnych na zasilanie atmosferyczne (Rys. 16).

W obszarze przylegającym do zbiorników zapadliskowych zwierciadło wody podziemnej występuje na bardzo małych głębokościach, które praktycznie przez cały 2001 rok nie spadało poniżej 1 m (Rys. 17). W ujęciu generalnym przebieg wszystkich stanów jest zbliżony do kształtowania się stanów w jeziorach, zapadliskach i w rowach odwadniających. Od grudnia 2000 do kwietnia 2001 roku następował wzrost stanów wody. W okresie maja i czerwca stany wody w różnym tempie obniżały się. W lipcu nastąpił zdecydowany ich wzrost, a w sierpniu spadek. Ponowny duży przyrost zasobów wody podziemnej – do maksymalnych rocznych stanów – nastąpił we wrześniu oraz w styczniu 2002 roku. W następnych miesiącach notowano powolny ich spadek, od wiosny do

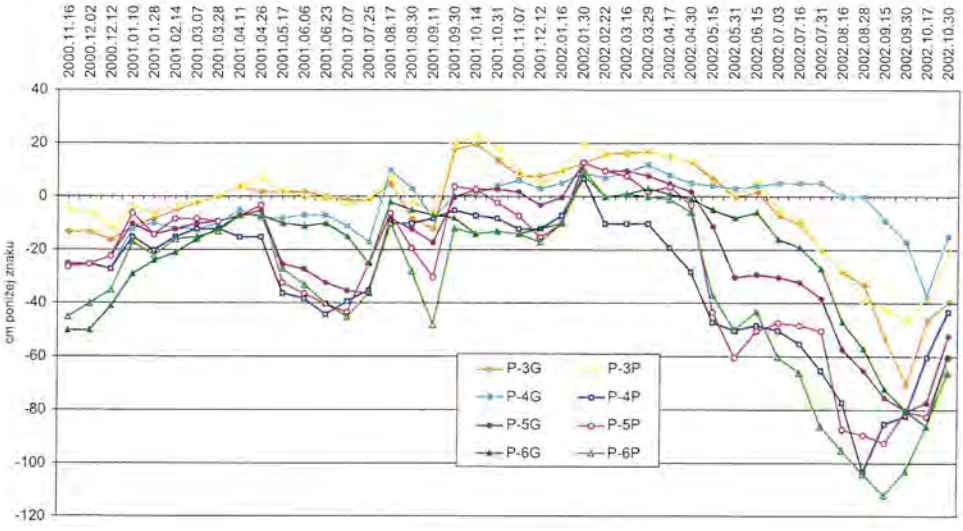


Rys. 16. Stany wód w zbiornikach zapadliskowych Szczecin i Nadrybie oraz w torfiance, jeziorze Nadrybie i na ciekach (przepusty)
Fig. 16. Water levels in the Szczecin and Nadrybie subsidence reservoirs and in the peat exploitation site, Nadrybie Lake and culver

jesieni 2002 roku. Dopiero pod koniec roku, po dość wysokich opadach rejestrowanych w październiku, nastąpiło podniesienie zwierciadła wody. Amplituda wahań zwierciadła wody przypowierzchniowej nieco przekraczała 100 cm, a głębszej warstwy wodonośnej nie osiągała 0,8 m. Na podkreślenie zasługuje większa dynamika zmian stanów wód podziemnych w utworach plejstoceńskich niż w utworach torfowiskowych (piezometr P3). Wskazuje to na większą retencję utworów organogenicznych.

W odniesieniu do wartości charakterystycznych z wielolecia, dość nietypowy przebieg stanów wody wystąpił w drugim półroczu 2001 roku, z maksymalnymi zasobami płytkich wód podziemnych we wrześniu, czyli w miesiącu utrzymywania się typowych stanów niżówkowych oraz w pierwszym półroczu 2002 roku, w którym maksymalne stany stwierdzono już w styczniu. Zatem okres badań terenowych odbiegał od warunków roku przeciętnego.

Mimo bardzo podobnego rytmu zmian stanów wód płytkich i nieco głębszych, zauważa się istotne różnice w zachowaniu zwierciadeł wód obu warstw.

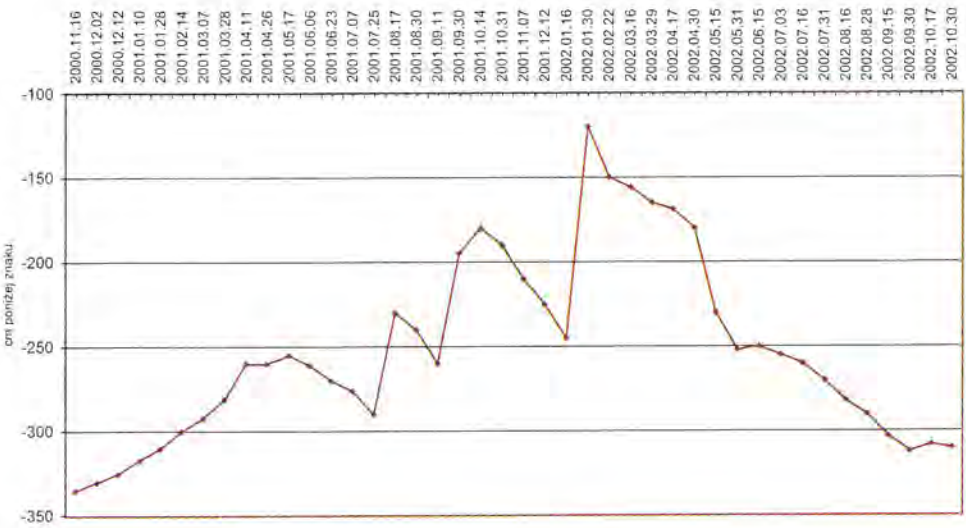


Rys. 17. Zarejestrowane stany wody podziemnej w piezometrach (P), ujmujących wody przypowierzchniowe (P) i występujące na kilkumetrowej głębokości (G)
Fig. 17. Recorded underground-water levels in piezometres: (P) – near-surface waters, (G) – waters at the depth of several metres

Przypowierzchniowe wody podziemne bardzo szybko reagują na zasilanie i jego brak w okresie wegetacyjnym. Zmiany stanów głębszych wód są już bardziej wyrównane, co przejawia się znacznie mniejszą amplitudą wahań.

Jeszcze bardziej wyrównane są zmiany stanów wód zarejestrowane w studni kopanej w Nadrybiu (Rys. 18). Zwierciadło wody systematycznie podnosiło się do pierwszego maksimum, które wystąpiło na zakończenie półrocza chłodnego 2001 roku – dodatnich miesięcznych stanów retencji. Następnie w maju i czerwcu nastąpił niewielki spadek stanów do minimum zanotowanego na początku lipca, po czym stany podniosły się do drugiego maksimum w październiku, a następnie w styczniu 2002 roku. W kolejnych miesiącach rejestrowano systematyczny spadek stanów wody. Dwuletnia amplituda wahań zwierciadła wody wynosiła 230 centymetrów.

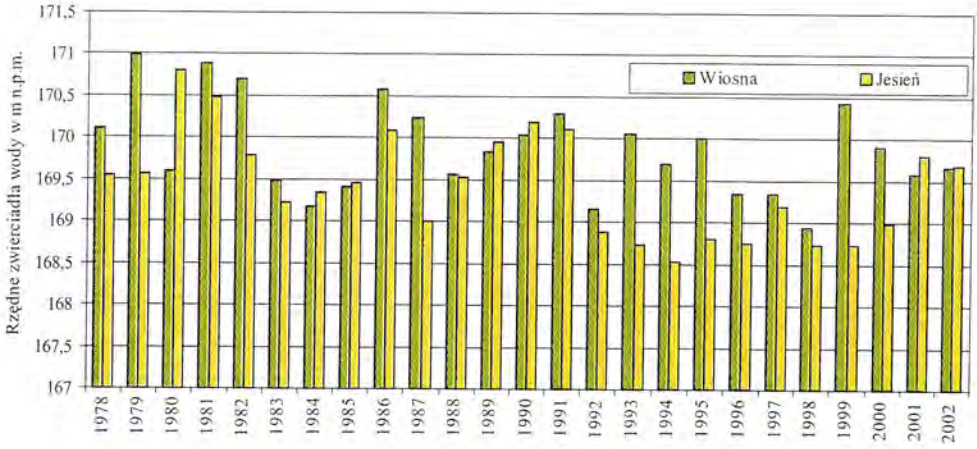
W rejonie obszaru górniczego pracownicy Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka wykonują od 1978 roku systematyczne pomiary stanów wód



Rys. 18. Wahania zwierciadła wody w studni kopanej w Kol. Nadrybie
Fig. 18. Water-table fluctuations in a dug well in Kol. Nadrybie

podziemnych w studniach i w piezometrach z jednoczesnym określeniem rzędnej zwierciadła wody w jeziorach i zbiornikach. Pomiary te, pierwotnie wykonywane były kilka razy w roku. W ostatnich latach stany wód podziemnych są mierzone tylko w okresach charakterystycznych, tzn. przy wysokich stanach wiosennych i przy niskich stanach jesiennych. Stany wód podziemnych, zestawione jako średnie wartości z poszczególnych serii pomiarowych studni, w mierzonych dwa razy w roku w 53 studniach kopanych – okres wiosny i jesieni przedstawiono na Rys. 19.

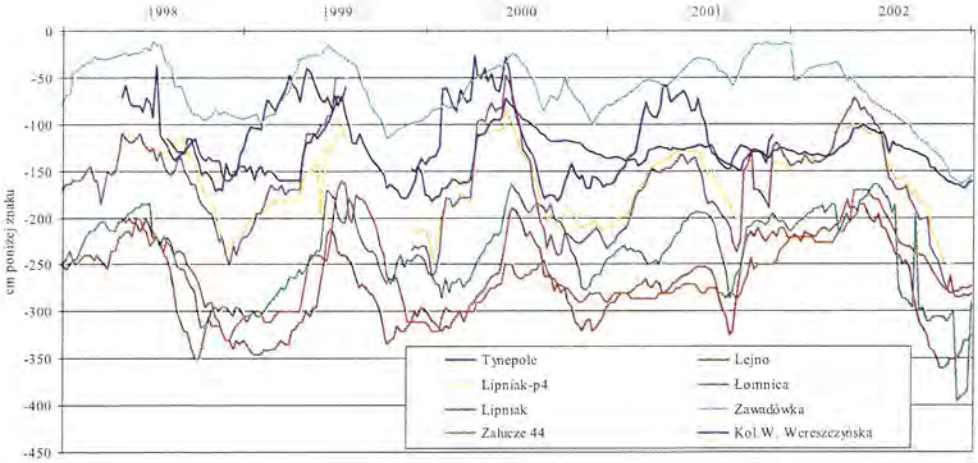
Dość długa i jednorodna seria pomiarów stanów wód podziemnych Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka, lata 1978-2002, umożliwia analizę dynamiki zwierciadła wody w okresie ostatniego dwudziestolecia. Pomiary stanów wód wykonywane są w systemie wiosna jesień, czyli najczęściej dwa razy w roku. Na wspomnianych rysunkach zwraca uwagę okres wysokich stanów wód w latach 1980-1982, podniesienie stanów wody w latach 1989-1991 oraz duża dynamika stanów w rytmie wiosna-jesień w okresie lat 1992-2000, a także bardzo niskie stany pod koniec lat hydrologicznych 1993-1999. W okresie wiosny 1999 roku



Rys. 19. Stany wód podziemnych w rejonie obszaru górniczego, liczone jako średnie wartości w terminach pomiarowych Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka"
Fig. 19. Underground-water levels in the mining area, calculated as mean values at measurement dates of the Bogdanka coal-mine

stany wód podziemnych były bardzo wysokie, ale nie przekroczyły wartości z lat 1980-1981, w ostatnich dwu latach stany wody były zbliżone do wartości średnich z wielolecia. Większość studni za cały okres pomiarów wykazuje lekką spadkową tendencję stanów wody. Wynika to głównie z bardzo wysokich stanów wody w początkowym okresie obserwacji.

Sezonowe zmiany zwierciadła wód podziemnych są rejestrowane poprzez pomiary wykonywane przez pracowników Poleskiego Parku Narodowego. Dokonują oni od 1991 roku w sieci monitoringu, zweryfikowanej i rozszerzonej w 1998 roku, cotygodniowych odczytów stanów wody w wybranych studniach kopanych, piezometrach – dokumentujących ciśnienie piezometryczne głębszych warstw wodonośnych i na jeziorach. Tworzą ją w zdecydowanie przeważającej większości studnie kopane oraz kilka płytkich piezometrów, ujmujących wody drugiej warstwy wodonośnej. Tygodniowe stany zwierciadła wody w wybranych studniach Parku, wraz z wartością średnich stanów z 48 punktów pomiarowych, zamieszczono na Rys. 20 i 16. Z przedstawionych materiałów wynika, że po

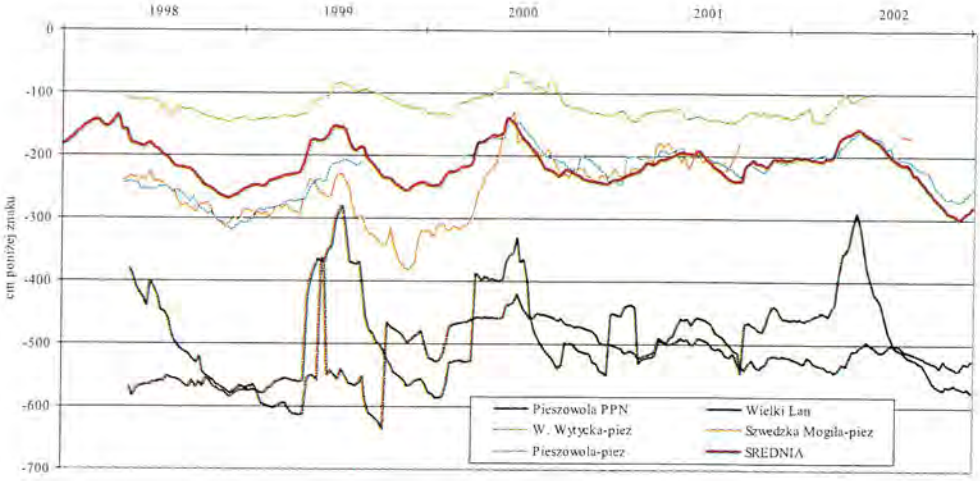


Rys. 20. Tygodniowe stany wód podziemnych w wybranych studniach kopanych Poleskiego Parku Narodowego
Fig. 20. Weekly underground-water levels in selected dug wells in the Polesie National Park

okresie wiosennego maksimum stanów następuje stosunkowo szybki ich spadek do minimalnych wartości występujących w okresie wczesnej jesieni. W następnych miesiącach następuje systematyczne podnoszenie się stanów wody, co wskazuje na uzupełnianie zasobów wód podziemnych. Stany wody w półroczu letnim są znacznie niższe niż w zimowym, co jednoznacznie rzutuje na sezonowe zmiany zasobności wodnej. Rytm ten niemal we wszystkich punktach pomiarowych jest podobny, co wskazuje na nadrzędną rolę zasilania atmosferycznego w kształtowaniu reżimu wód podziemnych [6,42,159,161].

4.4. Związek wahań stanów wód podziemnych z powierzchniowymi

Zebrane bogate materiały obserwacyjne jednoznacznie wskazują na silne powiązanie dynamiki wód podziemnych z powierzchniowymi oraz z zasilaniem atmosferycznym [42,83,161]. Rytmy wahań zwierciadła wody podziemnej i zmian stanów wody w jeziorach potwierdzają zdecydowaną rolę opadów w uzupełnianiu

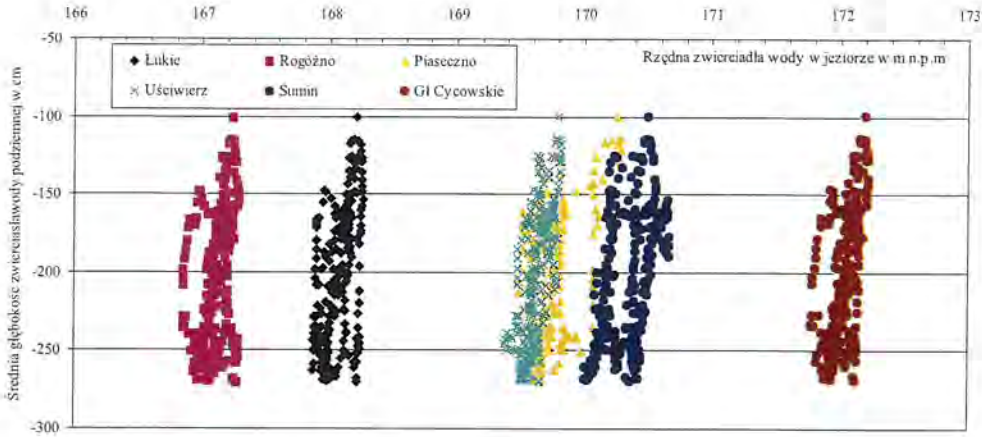


Rys. 21. Tygodniowe stany wód podziemnych w studniach i piezometrach Poleskiego Parku Narodowego

Fig. 21. Weekly underground-water levels in the wells and in the piezometres of the Polesie National Park

zasobów podziemnych i powierzchniowych. Dużą współzależność zmian stanów wód podziemnych i powierzchniowych udokumentowano na Rys. 22, na którym zestawiono średnie tygodniowe stany wody podziemnej mierzone w rejonie Poleskiego Parku Narodowego w latach 1998-2002 i tygodniowe stany wód w 6 jeziorach położonych między Kopalnią Węgla Kamiennego Bogdanka i Poleskim Parkiem Narodowym. Obraz ten, mimo pewnego rozrzutu punktów, wskazuje na istotne związki zachodzące między wodami podziemnymi i powierzchniowymi regionu. Widoczne pewne smugi punktów wynikają zapewne z nieco innej, przesuniętej w czasie, reakcji jezior oraz płytkich i głębokich wód podziemnych na zasilanie.

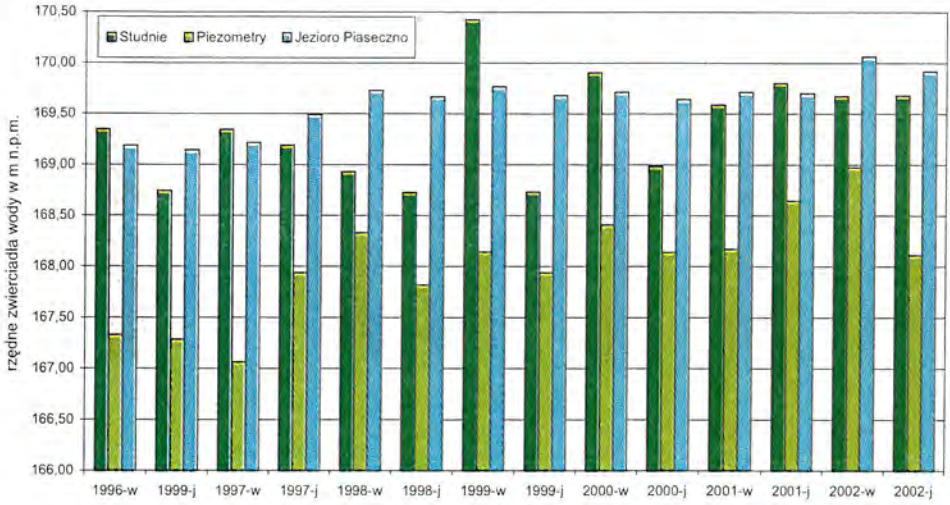
Również dobrze zauważalne związki między wodami podziemnymi i powierzchniowymi stwierdzane są przy porównaniu przebiegu stanów wód podziemnych z położeniem zwierciadła wody w jeziorach istniejących na terenie Poleskiego Parku Narodowego. Stosunkowo niewielki rozrzut punktów wskazuje



Rys. 22. Związek między głębokością występowania zwierciadła wody podziemnej w stacjach pomiarowych Poleskiego Parku Narodowego a rzędnymi zwierciadła wody w jeziorach
Fig. 22. Correlation between the depth of the underground water-table in measurement stations of the PNP and the ordinates of the water-table in lakes

na dużą zgodność korelacyjną rytmu wahań zwierciadła wody podziemnej i powierzchniowej.

Od wielu lat dyskutowany jest problem związków płytkich wód podziemnych z głębokimi oraz wpływ eksploatacji węgla na stany wody w jeziorze Piaseczno. Wcześniejsze opracowania Michalczyka [42,159,162] wskazywały na podobny rytm rocznych wahań stanów wody w jeziorze Piaseczno do zmian odpływu gruntowego i zasobności wodnej piętra kredowego. W celu sprawdzenia wskazywanych związków zestawiono stany zwierciadła wody podziemnej z poszczególnych serii pomiarowych Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka oraz stany wody jeziora Piaseczno w latach 1996-2002. Stany wody zestawiono w układzie pomiarowym wiosna-jesień, jako wielkości średnie z pomiarów studni kopanych w rejonie obszaru górniczego, ujmujących płytkie wody piętra czwartorzędowego oraz jako wartości średnie z 3 piezometrów dokumentujących stany głębszych wód piętra górnokredowego (Rys. 23) mierzonych w rejonie



Rys. 23. Stany wody w studniach kopanych i w piezometrach oraz w jeziorze Piaseczno w terminach pomiarowych kopalni (w – wiosna, j – jesień)
Fig. 23. Water levels in dug wells and in piezometres, and in Piaseczno Lake at measurement dates of the mine (w – spring, j – autumn)

obszaru górniczego (dane udostępnione z Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka). Ujęta do obserwacji strefa dopływu wód, krążących w skałach górnej kredy, znajduje się na głębokości około 100 m. Mimo stosunkowo krótkiego okresu obserwacji, bardzo wyraźnie zaznacza się zgodność rytmu wahań wód jeziornych oraz płytkich i głębokich wód poziomu użytkowego (Rys. 23). W ostatnich latach stwierdza się podnoszenie stanów wody zarówno w piezometrach jak i w jeziorze. Zaobserwowane zgodności rytmu wahań, wynikające z decydującej roli opadu w zasilaniu wód podziemnych i powierzchniowych, wskazują także na więź hydrauliczną wód piętra kredowego i czwartorzędowego. Przy zestawianiu szczegółowych wielkości stanów wody podziemnej i jeziornej zauważa się pewne opóźnienie stanów wody powierzchniowej względem podziemnej.

Uzyskane wyniki potwierdzają wcześniejsze informacje dotyczące wahań zwierciadła wody podziemnej pierwszego poziomu [161], stwierdzające synchroniczność zmian stanów wody, mimo zmiennej miąższości strefy aeracji i dużego zróżnicowania litologicznego warstw wodonośnych. Wskazuje to łączność hydrauliczną warstw wodonośnych pierwszego użytkowego poziomu wody, a także ich związki ze stanami wody w jeziorach i rzekach. W latach 1951-2002 bardzo wyraźnie zaznaczyły się okresy wysokich stanów wód podziemnych w latach 1997-2002, 1979-80, 1974-75, 1967 oraz w 1958 roku. Występowanie stanów minimalnych było bardziej zróżnicowane w czasie. Najwięcej przypadków notowania minimalnych stanów z całych serii obserwacyjnych stwierdzono w latach 1964-65 i 1959-60 oraz 1983, 1989-92 i 1996. W latach 1993-95 średnie stany wody były zbliżone do wartości przeciętnych z okresu wielolecia, mimo to stwierdzano w krótkich okresach bardzo niskie położenie zwierciadła wody.

5. EKOSYSTEMY WODNE

5. 1. Stan fizyko-chemiczny różnych typów zbiorników wodnych

5.1.1. Emisja gazów z powierzchni zbiorników depresyjnych i jezior

W strefie pobrzeża 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 wahało się od 8,28 ppm jesienią do 267 ppm w okresie wiosennym, a na pobrzeżu zbiornika Nadrybie od 29,3 ppm jesienią do 106,4 ppm wiosną. Na pobrzeżach jezior metan wykazywał najwyższe stężenia w okresie letnim i zawierały się one: na pobrzeżu dystroficznego jeziorza Moszne od 14,25 ppm wiosną do 175 ppm latem i na pobrzeżu mezotroficznego jeziora Piaseczno od 2,82 ppm wiosną do 14,16 ppm w okresie lata (Tabela 7).

Prawie we wszystkich badanych zbiornikach wodnych obserwowano wzrost stężenia metanu w strefie pobrzeży. Świadczyć to mogło o postępującej tu emisji metanu, której tempo przeważało nad fotochemicznymi reakcjami rozkładu i utlenianiu metanu (Tabela 8). Jedynym przypadkiem, gdzie stężenie metanu malało w odpowiednich odstępach czasu w próbach było pobrzeże zbiornika Nadrybie. Być może pobieranie prób w upalny letni dzień z komór ustawionych w nasłonecznionym miejscu i nie zabezpieczonych od promieniowania słonecznego i wzrostu temperatury miało wpływ na spadek emisji metanu w czasie.

Tabela 7. Stężenie metanu (w ppm) w próbach pobranych z kloszy stojących na glebie na pobrzeżu zbiorników i jezior w różnych porach roku, po upływie 30, 60 i 90 minut
Table 7. Methane concentration (in ppm) in samples taken from plastic covers from the soil surface on the shore of reservoirs in different year seasons after 30, 60 and 90 minutes exposition

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

Stężenie metanu w sposób bezpośredni uzależnione było od pór roku wykazując latem wartości najwyższe a zdecydowanie niższe wiosną i jesienią (Tabela 7). Wzrost temperatury w okresie wegetacyjnym wpływał na szybki rozwój amfifitów w strefie pobrzeża i sprawiał, że dobrze wykształcony system korzeniowy wpływał znacząco na "przewietrzanie" 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 zmianą wilgotności i warunków tlenowych gleby powodując, że wyznaczona emisja w tym okresie była zdecydowanie najniższa.

W strefie pobrzeża mezotroficznego jeziora Piaseczno stężenie metanu było wyraźnie niższe niż w jeziorze Moszne, wynosiło ono 2,82 ppm w okresie wiosennym i 2,93 ppm jesienią. Najwyższe wartości stężenia metanu w tym jeziorze notowano w okresie letnim i wynosiło ono 33,45 ppm. Uzyskane zaś wyniki emisji metanu na pobrzeżach eutroficznych jezior Uściwierz i Rotcze

stanowiły odpowiednio ok. 50% i 25% stężeń metanu w gazach gromadzonych przy jeziorze Moszne.

Sezonowe zróżnicowanie stężeń metanu w poszczególnych jeziorach wynikało przede wszystkim z różnego charakteru podłoża. W przypadku dystroficznego jeziora Moszne podłożem była spleja, w której panują typowe warunki anaerobowe. W przypadku Piaseczna prawie cały teren pobrzeża przylegający do jeziora stanowi piaszczysta, dobrze natleniona plaża.

Analizowany skład gazów występujących w strefie pobrzeża zbiorników Szczecin i Nadrybie wskazuje na szczególnie intensywne zapotrzebowanie na tlen. Wskazuje na to spadek stężenia O_2 do 5,89-15,8% po upływie 30 min. w okresie letnim i wiosennym, powodując równocześnie wzmożone oddychanie w tej strefie i wzrost do 1,21-8,04% CO_2 (Tabela 8).

Uzyskane wyniki badań z pobrzeża zbiorników depresyjnych i jezior znamiennie wskazują na szczególnie dużą emisję metanu w strefie pobrzeża zbiorników depresyjnych. W okresie lata w strefie tej przewyższa ona wielokrotnie emisję z otoczenia jezior Rotcze i Piaseczno, zbliżona jest zaś do emisji metanu w strefie pobrzeża jezior Moszne i Uściwierz (Tabela 9).

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, którgo stężenie w czasie mierzonym po upływie 30 i 60 min. sięgało nawet kilkadziesiąt % zawartości wszystkich gazów (Tabela 10). Wyniki składu gazów emitowanych z jezior i zbiorników zapadliskowych zamieszczono na Rys. 24. W badanych zbiornikach i jeziorach obserwuje się także wyraźne strefowe zróżnicowanie gazów w transekcie od litoralu do pelagialu. Najwyższe stężenie metanu notowano także w strefie litoralu, które osiągało w zbiorniku Szczecin 67,24%, oraz w zbiorniku Nadrybie 64,09%. Najniższe stężenia metanu notowano wiosną w Nadrybiu i kształtowało się ono na poziomie 3,55%, a w zbiorniku Szczecin także wiosną gdzie wynosiło ono 6,6%. W głębokim jeziorze Piaseczno stężenie metanu wiosną było nieco wyższe w sublitoralu, zaś latem wyższe wartości osiągało ono w strefie litoralu.

Gazy emitowane ze zbiorników zapadliskowych oraz jezior znacznie różniły się składem ilościowym. Dominujący udział wykazywał azot, którego stężenie zmieniało się w zakresie od 40 do 80% w znacznie mniejszym zakresie występował tlen 6-28%. Obecność dwutlenku węgla pozostawała na poziomie 0-4%, natomiast w sposób niezwykle dynamiczny zmieniała się zawartość metanu, który przekraczał nawet 60% objętościowych w składzie emitowanych

Tabela 8. Procentowy skład gazów z powierzchni wybranych jezior i zbiorników
Table 8. Gas composition (%) from the surface of selected lakes and reservoirs

Nazwa	CO_2			O_2			N_2			CH_4	
	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato
Moszne											
kl.stojący*	0,06	0,09	0,06	20,9	20,7	20,8	79,1	79,3	79,2	0	0
brzeg	1,22	7,36	0	6,78	0,71	0	33,6	27,6	0	59,9	67,6
litoral	0,68	0	0,18	17,8	0	20,3	67,1	0	79,7	15,8	0
środek	0	1,4	0	0	8,36	0	0	46,7	0	0	46,5
Rotcze											
kl.stojący	0,05	0,09	0,06	20,9	20,7	20,5	79,1	79,3	79,5	0	0
brzeg	0,02	0	0	20,9	0	0	79,1	0	0	10324	0
litoral	0	0	0,13	0	0	19,9	0	0	79	0	0
środek	0	0	0,06	0	0	20,4	0	0	79,5	0	0
Uściwierz											
kl.stojący	0,05	0,13	0,05	20,9	20,4	20,5	79,1	79,6	79,5	0	0
brzeg	1	0	0	10,3	0	0	55,2	0	0	36,25	0
litoral	0	0,61	0	18,1	0	0	77,3	0	0	5,02	0
środek	0	3,25	0	14,3	0	0	78,9	0	0	7,69	0
Piaseczno											
kl.stojący	0,05	0,09	0,05	20,9	20,7	20,5	79,1	79,3	79,5	0	0
brzeg	0,2	0	0	18,8	0	0	78,2	0	0	2,82	0
środek	0	0	0,22	0	0	19,8	0	0	80,2	0	0
Szczecin											
kl.stojący	0,09	0,1	0,07	20,8	20,4	20,5	79,2	79,6	79,5	0	0
brzeg	0,45	8,04	0	5,89	1,02	0	46,1	28	0	35,55	67,2
litoral	1,21	0,24	0	14	15,7	0	51,3	62,9	0	49,08	23,1
środek	0,3	4,02	0	21	4,12	0	73,3	93,1	0	6,61	4,79
Nadrybie											
kl.stojący	0,08	0,11	0,06	20,8	20,4	20,5	79,2	79,7	79,5	0	0
brzeg	1,03	1,31	0	15,8	4,44	0	82,8	31,3	0	1,78	64,3
litoral	0,58	0,96	0	19,2	20,3	0	46,4	59,4	0	35,73	11,3
środek	0	0,15	0	0	28,1	0		60,7	0	0	20,4

* kl. – klosz

Tabela 9. Emisja metanu z gleby ($t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) przy brzegu zbiorników i jezior w różnych porach roku, dane z kloszy stojących
Table 9. Methane emission from soil ($t \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}$) at the shore of lakes and reservoirs in different year seasons, data from standing covers

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

gazów. Zjawisko to występowało we wszystkich zbiornikach wodnych a szczególnie w strefie litoralowej zbiornika zapadliskowego Szczecin oraz w dystroficznym jeziorze Moszne. W miarę oddalania się od brzegu jezior i zbiorników malała w składzie gazów zarówno zawartość metanu jak i dwutlenku węgla, a wzrastała zawartość tlenu i azotu. Wyjątek stanowi 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 nie przekraczającym 2% stężeniu CO_2 i CH_4.

W badanych zbiornikach zapadliskowych bardzo różnie zaznaczała się strefowość emitowanych gazów. W zbiorniku Szczecin kształtuje 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.

Przeprowadzone badania wykazały wyraźną zmienność sezonową w składzie emitowanych gazów. Szczególnie znaczną emisją metanu charakteryzowały się zbiorniki Szczecin i Nadrybie, powstałe w obrębie działania kopalni "Bogdanka" oraz dystroficzne jezioro Moszne (Tabela 11).

Emisja metanu ze zbiorników zapadliskowych Szczecin i Nadrybie była szczególnie wysoka i dość wyraźnie zróżnicowana – zwłaszcza w Nadrybiu. Świadczyć to może o wczesnym stadium sukcesji ekologicznej w tych zbiornikach i braku homeostazy.

W poszczególnych zaś jeziorach najwyższe stężenie metanu i dwutlenku węgla wystąpiło w strefie litoralu jeziora Moszne, których średnie wartości wyliczone dla wszystkich okresów pomiarowych wynosiły odpowiednio 52 i 4%.

Tabela 10. 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].

Table 10. Methane concentration (%) in samples taken from floating covers in: littoral, sublittoral and pelagic zone in different year seasons after 30, 60, 90 and 120 minutes exposition and the volume of emmited gases [dm^3]

a) Szczecin

Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
Styk woda/ląd 30	35,55	0,04	67,24	0,03	-	0
Litoral 30	49,08	0,06	23,1	0,02	-	0
Litoral 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

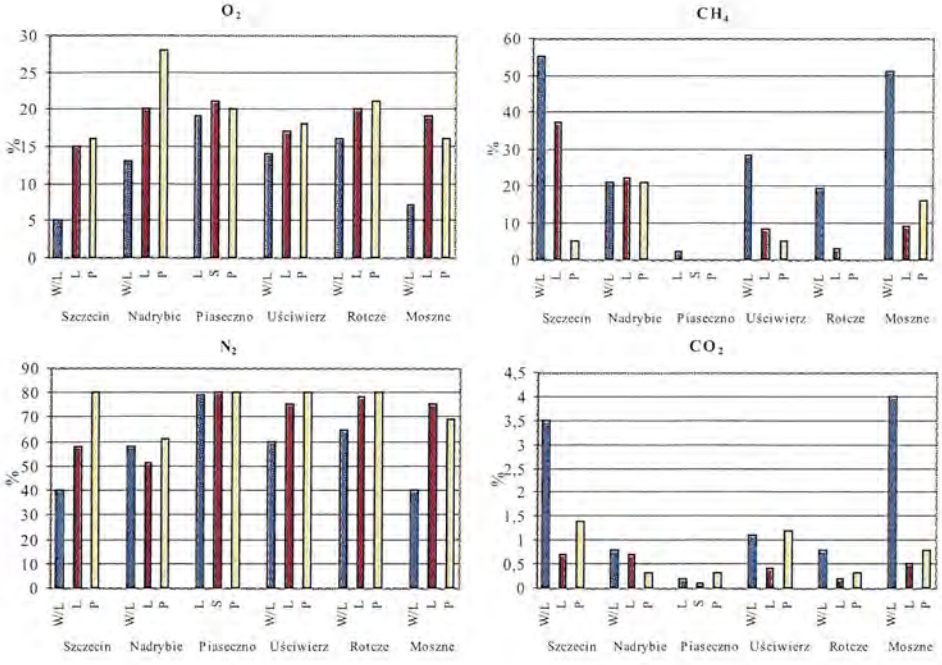
Strefa i czas w minutach	Wiosna		Lato		Jesień	
	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]	stężenie [%]	objętość [dm^3]
Styk woda/ląd 30	3,55	0,06	64,09	0,07	-	0
Styk woda/ląd 120	32,2	0,04	-	0	-	0
Litoral 30	35,73	0,02	11,56	0,0035	-	0
Litoral 60	24,94	0,04	-	0	-	0
Litoral 120	22,2	0,02	-	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]
Styk woda/ląd 30	59,9	0,020	67,63	0,027	0	0
Styk woda/ląd 60	0	0	37,73	0,010	0	0
Styk woda/ląd 90	49,09	0,060	0	0	0	0
Litoral 60	15,8	0,010	0	0	0,3	0,001
Litoral 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



Rys. 24. Skład gazów emitowanych ze zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz jezior Piaseczno, Uściwierz, Mach, Rotcze i Moszne (lata 2000-2002) w strefie W/L – styk woda/ląd, L-litoral, S-sublitoral, P-pelagial

Fig. 24. Gases composition emmited from reservoirs Szczecin and Nadrybie and lakes: Piaseczno, Uściwierz, Mach, Rotcze and Moszne (years 2000-2002) in zone W/L – land/water interface, L-litoral, S-sublitoral, P-pelagic zone

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 przekraczała nawet 15%. We wszystkich jeziorach procentowa zawartość azotu i tlenu w emitowanych gazach wzrastała wraz z przybliżaniem się do strefy pelagialu (Tabela 8).

W poszczególnych jeziorach zapotrzebowanie na tlen było bardzo różne. Duże zapotrzebowanie w tlen kształtowało się w jeziorze Moszne, gdzie już po upływie 30 min od zanurzenia komory, stężenie tlenu w strefie woda/ląd spadło do 0,74%.

W tym samym czasie, stężenie tlenu osiągnęło 17,78% w litoralu, a w pelagialu 8,36%.

Znacznie mniejsze zapotrzebowanie na tlen posiadało jezioro Uściwierz, w którym w okresie letnim w strefie pobrzeża i śródjezierzu stężenie tlenu spadało po 30 min. do 10,29 i 14,3%. W pozostałych jeziorach Rotcze i Piaseczno zapotrzebowanie na tlen było zdecydowanie najmniejsze, gdyż jego stężenie po 30 min. ekspozycji pozostawało na poziomie 19,29 i 20,69%.

Obecność dwutlenku węgla w badanych jeziorach korespondowała z ubytkiem tlenu i była najwyższa w jeziorze Moszne, gdyż po 30 min. 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 było zdecydowanie najniższe, gdyż nie przekroczyło 1%.

Badane jeziora charakteryzowały się bardzo zróżnicowaną emisją metanu. Generalnie emisja tego gazu z powierzchni jezior Piaseczno i Rotcze była zdecydowanie niższa niż z jezior Uściwierz i Moszne. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno najwyższa jej wartość wynosiła 1,233 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, co odpowiadało najniższym wartościom otrzymanym w jeziorze Moszne.

Największą emisję z powierzchni jezior obserwowano w okresie letnim, 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. Najmniejszą zaś emisję notowano w okresie jesiennym dochodzącą do 0,79 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ w strefie litoralu zbiornika Nadrybie.

W jeziorze Moszne największe stężenie metanu notowano w okresie letnim, w litoralu, po upływie 30 min. osiągało 67,63%, a po 60 min. jego wartość spadła już do 37,73%. W gazach uwalnianych w strefie pelagialu tego jeziora po 30 min. pojawiło się 46,5% metanu, a po 90 min. jego stężenie spadło do 20,17%.

Wiosną stężenie metanu w próbach pobranych z jeziora Moszne było niższe, lecz największą wartość osiągnęło podobnie jak w lecie w litoralu po 30 min. (59,9%). Wraz ze wzrostem odległości od brzegu stężenie metanu w próbach malało. Najniższe stężenie metanu w próbach pobranych z jezior Moszne i Uściwierz notowane jesienią nie przekraczało 0,3%.

W próbach pobranych z jeziora Piaseczno i Rotcze również najniższą wartość metanu otrzymano w okresie jesiennym poniżej 0,0015%. Latem stężenie metanu w tych zbiornikach było wyższe i dochodziło do 0,3%, a wiosną osiągnęło najwyższą wartość równą 2,82% (Tabela 10).

Emisja metanu obliczona na jednostkę powierzchni badanych jezior była bardzo zróżnicowana. Wyniki z jeziora Moszne mieściły się w przedziale od

0,0033 do 39,921 [t·ha^{-1}·rok^{-1}], podczas gdy z jeziora Piaseczno od 0,00005 do 1,233 [t·ha^{-1}·rok^{-1}]. Emisja z powierzchni jezior Uściwierz i Rotcze pozostawała na poziomie około 25 i 50% wyznaczonych dla jeziora Moszne (Tabela 11).

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, woda jest czysta a natlenienie wszystkich warstw termicznych dobre i równomierne.

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 litoralu, lecz najwyższe jego wartości otrzymano nie w lecie lecz wiosną w strefie stykowej woda/ląd.

Emisja metanu obliczona z powierzchni jezior i zbiorników podkreśla jej zróżnicowanie, gdyż zawiera się ona w szerokim przedziale od 0,27 t·rok^{-1} z jeziora Piaseczno, poprzez 26 t·rok^{-1} z jeziora Rotcze, do 573 t·rok^{-1} ze zbiornika Nadrybie i 1351 t·rok^{-1} ze zbiornika Szczecin. Największe ilości metanu

Tabela 11. Emisja metanu z powierzchni jezior i zbiorników w różnych porach roku [t·ha^{-1}·rok^{-1}], dane z kloszy pływających

Table 11. Methane emission from reservoirs lakes and reservoirs surface in different year season [t·ha^{-1}·year^{-1}], data from floating covers

Zbiornik	Strefa	Wiosna	Lato	Jesień
Nadrybie	styk woda/ląd	4,66	91,07	0,79
	litoral	15,62	0,88	0,065
	pelagial	-	4,65	-
Szczecin	styk woda/ląd	31,08	29,4	-
	litoral	64,37	10,1	0,1
	pelagial	2,83	1,04	0,08
Moszne	styk woda/ląd	26,191	39,921	0
	litoral	1,727	0,539	0,0033
	pelagial	0,901	34,564	0
Uściwierz	styk woda/ląd	15,253	22,718	0,0023
	litoral	1,116	1,975	0,0015
	pelagial	0,544	26,212	0
Rotcze	styk woda/ląd	0,974	0,868	0,0008
	litoral	0,573	0,570	0
	pelagial	0,413	0,252	0
Piaseczno	styk woda/ląd	1,233	0,0032	0
	litoral	0,0	0,003	0
	pelagial	0,0	0,001	0,00005

wprowadza do atmosfery emisja z jeziora Uściwierz, gdyż wynosi ona 4349 $t \cdot rok^{-1}$ (Tabela 12).

Tabela 12. Roczna emisja metanu z całych powierzchni zbiorników i jezior ($t \cdot rok^{-1}$)
Table 12. Yearly methane emmission from whole surfaces of reservoirs and lakes ($t \cdot year^{-1}$)

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

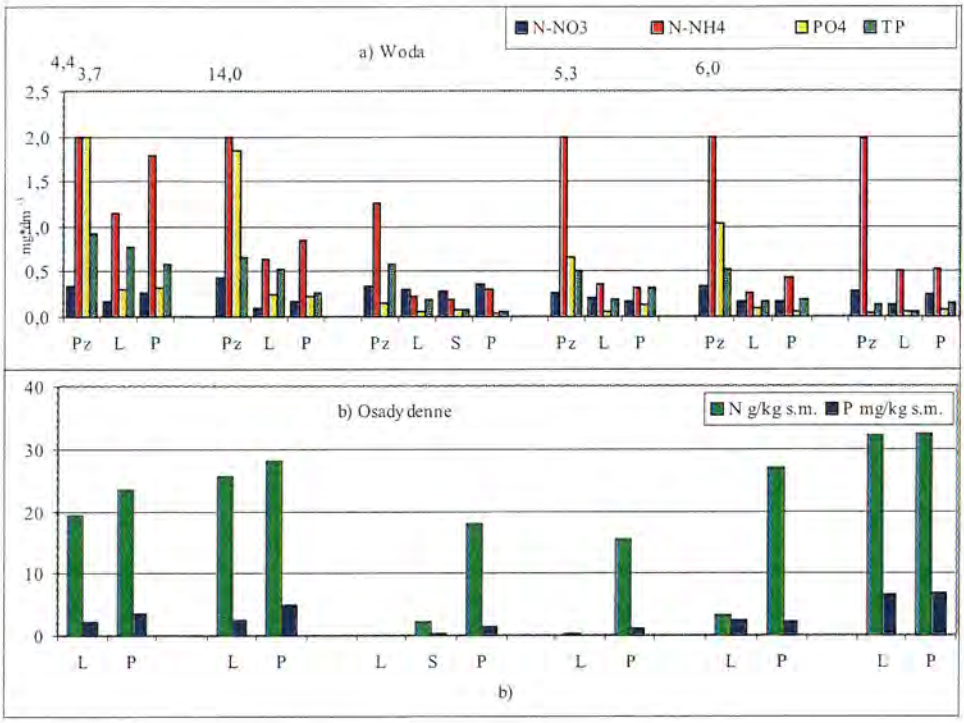
5.1.2. Poziom biogenów w wodzie i osadach dennych

Badane zbiorniki można pogrupować zarówno pod względem ich statusu troficznego jak i wywieranej na nie presji przez przemysł, rolnictwo i masową turystykę. Zbiorniki 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 jest masowa turystyka i rolnictwo. Jezioro Moszne, położone w Poleskim Parku Narodowym, jest w minimalnym stopniu narażone na antropopresję [41].

Najbardziej zasobne w biogeny były wody i osady denne zbiorników antropogenicznych Szczecin i Nadrybie. Najwyższe stężenia biogenów występowały na ogół w wodach piezometrycznych przy tych zbiornikach. Azot amonowy osiągał bardzo wysokie stężenia: w Szczecinie około 4,5 mg $N \cdot dm^{-3}$, a w Nadrybiu aż 14 mg $N \cdot dm^{-3}$, natomiast stężenia azotanów w wodzie 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 blisko 4 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$ w Szczecinie i 2 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$ w Nadrybiu, a fosfor ogólny odpowiednio 0,9 i 0,7 mg $P \cdot dm^{-3}$. W wodach otwartych obydwu zbiorników stężenia biogenów były znacznie niższe (Rys. 25a). Na ich poziom miała wpływ wysoka produkcja pierwotna, której skutkiem były duże wartości zawiesiny ogólnej, wysoki poziom węgla organicznego TOC oraz pH wody. Różnice odczynu między wodami piezometrycznymi i powierzchniowymi były znaczne. W zbiorniku Szczecin pH między tymi strefami zmieniało się od 6,7 do 7,7, natomiast w Nadrybiu od 6,9 aż do 9,2. Tak wysokie pH wód otwartych spowodowane było pobieraniem przez glony CO_2 i hydrolizą powstającego węglanu

wapnia. Obfite zakwity glonów w obydwu zbiornikach antropogenicznych wskazują na bardzo silną ich eutrofizację [45].

W osadach dennych zbiorników Szczecin i Nadrybie zawartość obydwu pierwiastków biogennych – azotu i fosforu – była wysoka. W zbiorniku Szczecin poziom stężenia azotu wahał się od 19 do 23 g kg^{-1} s.m., a udział fosforu 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.. Wyższe stężenia pierwiastków biogennych występowały w osadach dennych strefy pelagialu obydwu zbiorników (Rys. 25b).



Rys. 25. Stężenie biogenów w wodzie i osadach dennych badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (Pz – piezometry, L – litoral, S – sublitoral, P – pelagial /profundal)
Fig. 25. Biogens concentration in water and bottom sediments in investigated lakes and reservoirs of Łęczna-Włodawa Lakeland (Pz – piezometer, L – littoral, S – sublittoral, P – pelagic zone)

Stężenia biogenów w wodach piezometrycznych 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, w których azot występuje w formach zredukowanych, co potwierdza niska zawartość azotanów. Stężenia fosforanów – podobnie jak biogenów azotowych – były nieco wyższe w wodach piezometrycznych jeziora Rotcze, w których wynosiły około 1 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$, gdy w wodach piezometrycznych jeziora Uściwierz wynosiły około 0,5 mg $PO_4 \cdot dm^{-3}$. Poziom fosforu ogólnego w wodach piezometrycznych 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 niższych stężeniach niż w wodach piezometrycznych. Można przypuszczać, że niższe stężenia azotanów i fosforanów mają związek z produkcją pierwotną zachodzącą w strefie otwartej wody, co wpływa na obniżenie poziomu biogenów oraz podwyższenie natlenienia i pH wód jeziornych w stosunku do piezometrycznych (Rys. 25b).

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 litoralowej 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 $N \cdot kg^{-1}$ 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 $P \cdot kg^{-1}$ s.m. w litoralu do około 1 mg $P \cdot kg^{-1}$ s.m. w profundalu, gdy w jeziorze Rotcze udział fosforu w osadach tych stref był niemal wyrównany na poziomie około 2 mg $P \cdot kg^{-1}$ s.m. (Rys. 25 b).

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 wyższe w wodach piezometrycznych niż w toni wodnej. Najwyższe stężenia przyjmował azot amonowy, osiągający ponad 1 $mg \cdot N \cdot dm^{-3}$, co było skutkiem niedotlenienia wód podziemnych i przewagi warunków redukcyjnych w tej strefie. Stosunkowo wysokie stężenia – około 0,6 $mg \cdot P \cdot dm^{-3}$ – przyjmował również fosfor ogólny. Azotany i fosforany osiągały w wodzie piezometrycznej niższe stężenia. W toni wodnej jeziora Piaseczno stężenia związków biogennych wyraźnie spadały i osiągały wartości

poniżej 0,3 mg P·N·dm^{-3} dla biogenów azotowych oraz poniżej 0,1 mg·dm^{-3} w przypadku biogenów fosforowych. W osadach dennych jeziora Piaseczno stężenia pierwiastków biogennych wykazywały wyraźne zróżnicowanie strefowe. Zarówno azot jak i fosfor osiągały wzrastające stężenia od litoralu do profundalu. Stężenia azotu zmieniały 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 (Rys. 25a,b).

Podsumowując można stwierdzić, że niektóre czynniki chemiczne wskazują na dość niski stopień eutrofizacji wód jeziora Piaseczno [118]. Do takich czynników należą fosforany, osiągające w wodzie tego jeziora najniższe stężenia spośród badanych obiektów, a także niskie wskaźniki tlenowe (ChZT, BZT) oraz poziom TOC. Stosunkowo niski poziom związków biogennych w wodach piezometrycznych wskazuje na ograniczony ich dopływ do jeziora drogą zasilania podziemnego. Jedynie dopływ fosforu ogólnego tą drogą może wpływać na pewien wzrost zasobności wód jeziora w ten pierwiastek. Można przypuszczać, że fosfor w wodach podziemnych zlewni jeziora Piaseczno pochodzi ze źródeł antropogenicznych, takich jak rekreacja i masowe, sezonowe przyjazdy turystów [127].

W wodach jeziora Moszne, zarówno w piezometrycznych jak i powierzchniowych, najwyższe stężenia osiągał azot amonowy. W wodach piezometru wartość średniego stężenia wynosiła 2 mg N·dm^{-3}, natomiast w toni jeziornej – 0,5 mg N·dm^{-3}. Zawartość azotanów była nieco wyższa w wodach piezometrycznych w stosunku do wód jeziornych, natomiast fosforany dominowały 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 ogólnego w wodach piezometrycznych i toni jeziornej wahały się od 0 do 0,2 mg dm^{-3} (Rys. 25a).

W osadach dennych tego jeziora, o charakterze organicznym, poziom biogenów w litoralu i pelagialu był prawie wyrównany. Udział azotu ogólnego wynosił w obydwu strefach około 33 g N·kg^{-1} s.m., natomiast fosforu – 7 mg P·kg^{-1} s.m (Rys. 25b).

5.1.3. Składniki mineralne w wodzie i osadach dennych

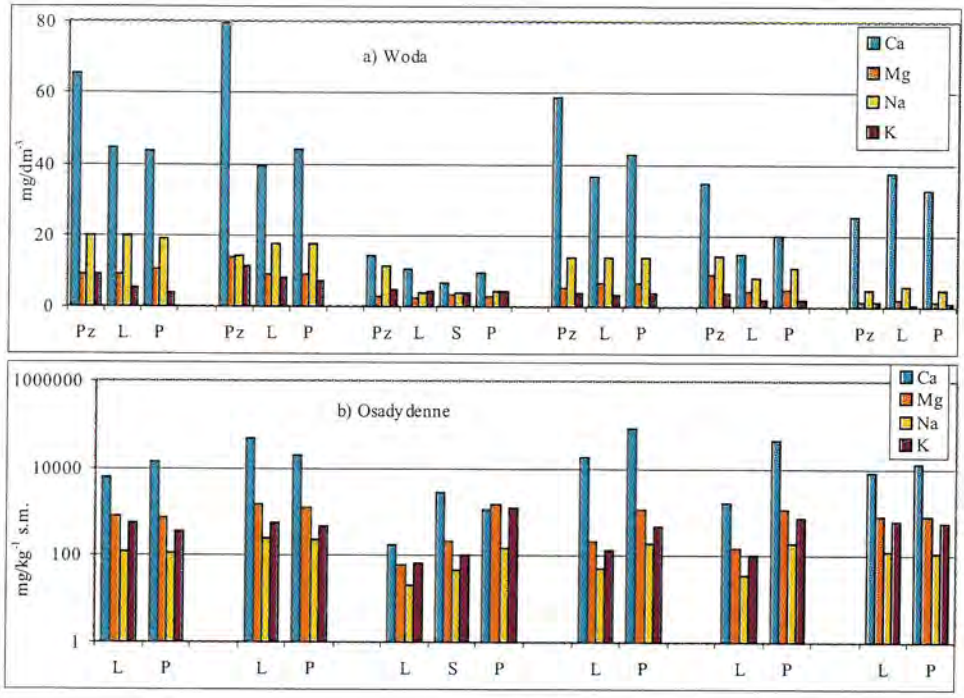
Skład mineralny wód zależy od rodzaju skał i gleb w zlewni, a także od dopływu zmineralizowanych ścieków. Wody podziemne wykazywały zazwyczaj wyższą mineralizację niż wody otwarte badanych zbiorników. Jedynie w jeziorze Moszne wody piezometryczne cechowała niższa mineralizacja w stosunku do wód

jeziornych. Jest to zgodne z ogólną zasadą mówiącą, iż wody podziemne w zlewniach o przewadze gleb mineralnych cechuje wyższa mineralizacja w porównaniu z wodami powierzchniowymi.

Ogólna mineralizacja wód wyrażona przewodnictwem elektrolitycznym była szczególnie wysoka w wodzie zasilającej zbiornik Nadrybie, gdyż osiągała wartość 950 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Było to najwyższe przewodnictwo stwierdzone w badanych zbiornikach i jeziorach. W toni wodnej zbiornika Nadrybie przewodnictwo elektrolityczne było ponad dwukrotnie niższe i wynosiło około 450 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Można przypuszczać, że na jego poziom w wodach podziemnych miała wpływ skała płonna użyta do umocnienia grobli i obwałowania zbiornika, gdyż w zbiorniku Szczecin przewodnictwo elektrolityczne było znacznie niższe i dość wyrównane w wodach piezometrycznych i powierzchniowych, gdzie zmieniało się w zakresie od 400 do 350 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Stwierdzone przewodnictwo elektrolityczne było w obydwu zbiornikach znacznie niższe, niż w zbiornikach zapadliskowych powstałych w pobliżu Kopalni Węgla Kamiennego Murcki na Śląsku [89]. Makroskładniki wody: Ca, Mg, Na, K oraz twardość ogólna wykazywały podobne tendencje zmian co przewodnictwo elektrolityczne. W wodach piezometrycznych zbiornika Nadrybie znacznie wyższe były stężenia wapnia, magnezu i potasu niż w otwartych wodach zbiornika. Podobnie poziom twardości ogólnej w wodach piezometrycznych był znacznie wyższy, gdyż osiągał 5,1 $mval \cdot dm^{-3}$, a różnica twardości między wodami podziemnymi i powierzchniowymi w Nadrybiu wynosiła aż 2 $mval \cdot dm^{-3}$. W zbiorniku Szczecin różnice stężeń pierwiastków alkalicznych między wodami piezometrycznymi i otwartymi były niższe niż w Nadrybiu i dotyczyły tylko wapnia i potasu, natomiast stężenia magnezu i sodu były prawie wyrównane. Twardość ogólna wód piezometrycznych zbiornika Szczecin osiągała 4,0 $mval\ dm^{-3}$ i była wyższa o około 1 $mval \cdot dm^{-3}$ w stosunku do wód powierzchniowych (Rys. 26a).

W osadach dennych zbiornika Nadrybie – podobnie jak w wodach – poziom stężeń pierwiastków alkalicznych był wyższy niż w zbiorniku Szczecin. Zawartość tych pierwiastków była w obydwu zbiornikach zróżnicowana między osadami strefy litoralowej i pelagicznej. W Nadrybiu różnice te były znaczne, zwłaszcza wapnia, którego stężenie w osadach litoralu było ponad dwukrotnie wyższe niż w pelagialu. Stężenia pozostałych pierwiastków alkalicznych zmieniały się w tych strefach zbiornika w wąskim zakresie.

W osadach zbiornika Szczecin udział wapnia kształtował się odwrotnie niż w Nadrybiu, gdyż był niższy w osadach litoralu około dwukrotnie w stosunku



Rys. 26. Stężenie pierwiastków alkalicznych w wodzie i osadach dennych badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (Pz – piezometr, L – litoral, S – sublitoral, P – pelagial/profundal)

Fig. 26. Alkaline elements concentrations in water and bottom sediments of studied lakes and reservoirs of Łęczna-Włodawa Lakeland (Pz – piezometer, L – littoral, S – sublittoral, P – pelagic

do pelagialu. Poziom magnezu, sodu i potasu był nieco wyższy w litoralu niż w pelagialu, zbliżony jednak w obydwu strefach (Rys. 26b).

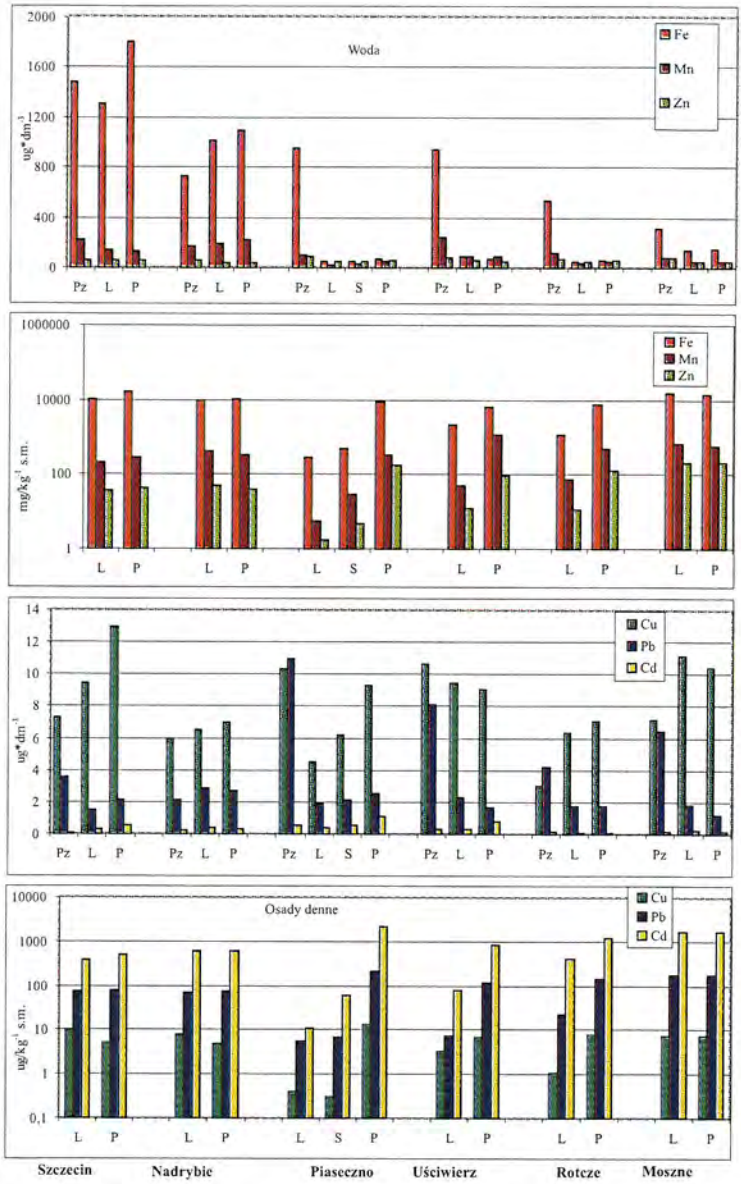
Metale ciężkie osiągały znacznie mniejsze zróżnicowania stężeń w wodach powierzchniowych i gruntowych. Najwyższe stężenia osiągało żelazo. Zawartość tego pierwiastka w wodach otwartych i w piezometrycznych zbiornika Szczecin utrzymywała się w granicach 1300-1800 $\mu g \cdot dm^{-3}$ i była zdecydowanie wyższa niż w odpowiadających im wodach Nadrybia, przy czym nie wystąpiły różnice stężeń między wodami piezometrycznymi i otwartymi. W Nadrybiu stężenie

żelaza w wodach gruntowych było niższe niż w wodach otwartych zbiornika, gdzie przekraczało 1000 $\mu g \cdot dm^{-3}$. Podobne tendencje wykazywał w Nadrybiu mangan, osiągający w wodach piezometru niższe stężenia niż w wodach powierzchniowych. Odmiennie układały się stężenia manganu w zbiorniku Szczecin, w którym wyraźnie wyższe wartości – powyżej 220 $\mu g \cdot dm^{-3}$ – utrzymywały się w wodach podziemnych, gdy w wodach otwartych zbiornika jego stężenie osiągało 140 $\mu g \cdot dm^{-3}$ (Rys. 27).

Zawartości miedzi i cynku były ogólnie niskie, zarówno w wodach piezometrów jak i otwartych zbiorników, przy czym nieco wyższe stężenia znajdowano w wodach Szczecina. W przypadku miedzi wahały się one w zakresie od 7,5 $\mu g \cdot dm^{-3}$ w wodach piezometru do 13 $\mu g \cdot dm^{-3}$ w pelagialu zbiornika Szczecin, natomiast stężenia cynku utrzymywały się w obydwu strefach na poziomie około 60 $\mu g \cdot dm^{-3}$. Ołów i kadm występowały w niskich stężeniach. Wartości ołowiu wahały się w wodach obydwu zbiorników w zakresie od 1,5 do 3,5 $\mu g \cdot dm^{-3}$. Kadm osiągał wyjątkowo niskie stężenia – 0,05 $\mu g \cdot dm^{-3}$ – w wodach gruntowych przy zbiorniku Szczecin, gdy w wodach otwartych było około 10-krotnie wyższe. W wodach zbiornika Nadrybie poziom stężeń ołowiu był zbliżony do poziomu w wodach podziemnych i w wodach powierzchniowych w zakresie 2,2-2,8 $\mu g\ dm^{-3}$. Udział metali ciężkich w wodach obydwu badanych zbiorników był znacznie niższy, niż w zbiornikach o podobnej genezie powstałych na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego [32,135].

W osadach dennych obydwu zbiorników zawartości miedzi, cynku i ołowiu były podobne, nie zaznaczyły się też powiązania wielkości stężeń ze strefami zbiorników. Miedź przyjmowała stężenia w granicach od 5 do 10 $mg\ kg^{-1}$ s.m., cynk od 38 do 52 $mg \cdot kg^{-1}$ s.m., a ołów od 69 do 80 $mg \cdot kg^{-1}$ s.m. Natomiast kadm w osadach strefy litoralowej obydwu zbiorników osiągał nieco wyższe stężenia, wynoszące 73 i 69 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m., gdy w pelagialu wynosiły one odpowiednio 81 i 75 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m (Rys. 27).

Wody z piezometrów zlokalizowanych przy jeziorach Uściwierz i Rotcze były silniej zmineralizowane niż wody jeziorne, a przewodnictwo elektrolityczne było w nich około dwukrotnie wyższe niż w otwartej toni. Wartości te w jeziorze Uściwierz zmieniały się od ponad 700 $\mu S \cdot cm^{-1}$ w piezometrze do około 300 $\mu S\ cm^{-1}$ w wodach otwartych, a w jeziorze Rotcze od około 550 do 220 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Stężenia pierwiastków alkalicznych, a zwłaszcza wapnia, osiągały wyższe stężenia w jeziorze Uściwierz w stosunku do jeziora Rotcze. Wapń w wodach piezometrycznych i w otwartej toni jeziora Uściwierz osiągał wartości w granicach 35-58 $mg \cdot dm^{-3}$, bliskie stężeniom notowanym w wysoko



Rys. 27. Stężenie metali ciężkich w wodzie i osadach dennych badanych jezior i zbiorników zapadliskowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego Pz – piezometr, L – litoral, S – sublitoral, P – pelagial /profundal)

Fig. 27. Heavy metals concentrations in water and bottom sediments in investigated lakes and reservoirs of Łęczna-Włodawa Lakeland (Pz – piezometer, L – littoral, S – sublittoral, P – pelagic zone)

zmineralizowanych wodach zbiorników antropogenicznych. Stężenia sodu, magnezu i potasu były nieco niższe od występujących w zbiornikach antropogenicznych, lecz niemal wyrównane w strefie wód podziemnych i otwartych tego jeziora (Rys. 27).

W wodach piezometrycznych jeziora Rotcze stężenia wszystkich pierwiastków alkalicznych osiągały wyższe wartości niż w wodach powierzchniowych. Zaznaczyło się w wodach tego jeziora zróżnicowanie stężeń między litoralem i pelagialem: w wodach litoralu pierwiastki alkaliczne – Ca, Mg, Na i K – osiągały na ogół niższe stężenia niż w wodach śródjezierza (Rys. 27).

Opisane różnice w poziomie stężeń pierwiasków alkalicznych w obydwu jeziorach są prawdopodobnie spowodowane budową geologiczną ich zlewni, czego pewnym potwierdzeniem jest zróżnicowana zawartość wapnia w osadach dennych omawianych jezior. Ponieważ wapń i magnez w skałach, glebach i wodach towarzyszą sobie w określonych proporcjach, przyczyny wzajemnego ich stosunku w badanych obiektach były podobne.

Większość składników mineralnych osadów dennych: Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn i Cu występowała w osadach jeziora Uściwierz w większych ilościach niż w jeziorze Rotcze. Natomiast poziom cynku i kadmu był wyższy w osadach jeziora Rotcze.

Wapń w osadach dennych strefy litoralu występował w około 10-krotnie większych ilościach w jeziorze Uściwierz niż w jeziorze Rotcze. W przypadku osadów profundalowych różnica ta nie była tak duża. W obydwu jeziorach wszystkie składniki metaliczne – także wapń – występowały obficiej w osadach głęboczka, co ma zapewne związek ze zwiększonym udziałem materii organicznej w osadach tej strefy i ich większymi zdolnościami sorpcyjnymi.

Wody z piezometru przy jeziorze Piaseczno zawierały na ogół więcej pierwiastków alkalicznych niż wody jeziorne, które cechowała najniższa mineralizacja wśród wszystkich badanych wód. Różnica przewodnictwa elektrolitycznego była bardzo wysoka, gdyż wahała się od około 470 $\mu S \cdot cm^{-1}$ w wodach piezometru do 90 $\mu S \cdot cm^{-1}$ w wodach pelagialu. Zróżnicowanie stężeń wapnia i sodu między wodami podziemnymi i otwartymi było znaczne, od 14 do 7 $mg \cdot dm^{-3}$ Ca i od 11 do 4 $mg \cdot dm^{-3}$ Na, natomiast magnezu i potasu niewielkie. W toni jeziornej najwyższe stężenia pierwiastków alkalicznych występowały na ogół w wodach głęboczka, przy czym różnice stężeń nie były wysokie. Bardzo duże były natomiast różnice w stężeniach żelaza i manganu pomiędzy wodami lizymetrycznymi i z głęboczka a wodami pozostałych stref jeziora Piaseczno. Stężenia te zmieniały się od około 950 do 50 $\mu g \cdot dm^{-3}$ Fe oraz

od 100 do ponad 20 $\mu g \cdot dm^{-3}$ Mn (Rys. 27). Może to wskazywać, że głównym źródłem zasilania jeziora w te dwa pierwiastki jest dopływ gruntowy ze zlewni. Nie stwierdzono sezonowych zmian stężeń żelaza i manganu w toni jeziornej, co wskazuje na niewielki lub całkowity brak wpływu produkcji pierwotnej na poziom ich występowania. Stężenia miedzi i cynku w wodach piezometru i głęboczka były nieco wyższe niż w wodach pozostałych stref jeziora. Zawartość ołowiu i kadmu w wodach piezometrycznych przy jeziorze Piaseczno była najwyższa ze wszystkich badanych prób. Także w wodach głęboczka stężenia tych pierwiastków były dość wysokie. W przypadku ołowiu można było stwierdzić najniższe stężenia w okresie letnim, zarówno w wodach podziemnych jak i otwartych. Taka zależność może wskazywać na jego aktywność biologiczną, czego dotychczas nie stwierdzano.

W jeziorze Piaseczno stężenia wszystkich składników mineralnych w osadach dennych wzrastały od litoralu poprzez sublitoral do profundalu. Wiązało się to niewątpliwie z charakterem osadów: litoralowe składały się przede wszystkim z piasku, natomiast profundalowe były osadami organicznymi, o dużych właściwościach sorpcyjnych. W przypadku takich pierwiastków jak potas, miedź i ołów, ich stężenia w profundalu były najwyższe spośród wszystkich badanych prób osadów.

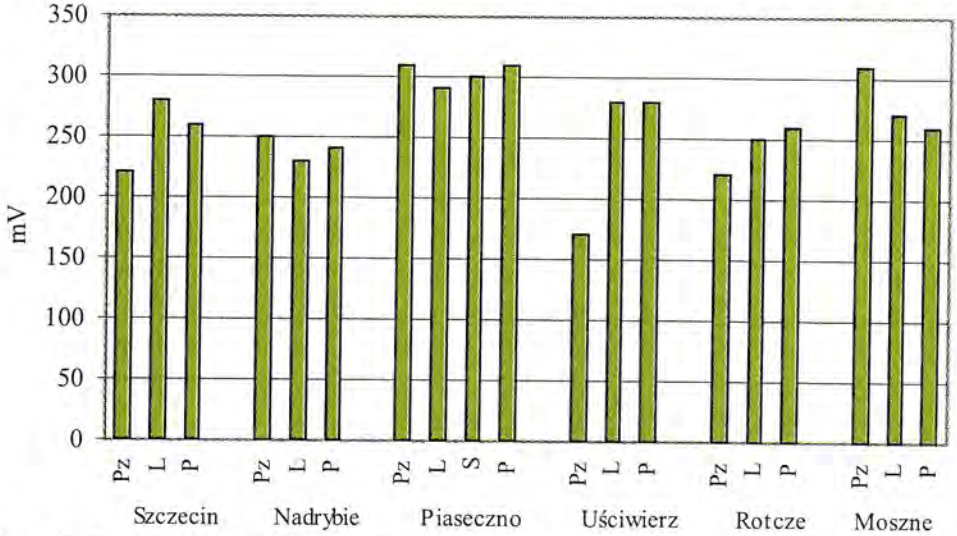
Mineralizacja wód jeziora Moszne wyrażona przewodnictwem elektrolitycznym była około dwukrotnie wyższa w wodach otwartych niż w wodach podziemnych, gdyż zmieniała się od około 100 $\mu S \cdot cm^{-1}$ w piezometrze do ponad 200 $\mu S \cdot cm^{-1}$ w toni jeziornej. Podobny kierunek zmian stężeń wykazywały wapń, magnez, twardość ogólna, sód i kadm. Wyższe ich stężenia w wodach otwartych wskazują na inny niż spływy podziemne ze zlewni sposób zasilania wód w te pierwiastki. W wodach piezometrycznych wyższe stężenia przyjmowały żelazo, mangan i cynk. Żelazo i mangan są kumulowane w torfach, których udział w zlewni jeziora Moszne jest dominujący. Rozpuszczalność tych pierwiastków zmienia się w zależności od warunków oksydoredukcyjnych: w środowisku redukcyjnym są one łatwiej rozpuszczalne i migrują do wód.

W osadach dennych jeziora Moszne wapń i magnez występowały obficiej w osadach centralnej części jeziora. Poziom stężeń tych pierwiastków był dość niski, zbliżony do notowanego w osadach zbiornika antropogenicznego Szczecin. Sód, potas, żelazo, mangan i ołów dominowały w osadach przybrzeżnej, litoralowej strefy jeziora Moszne i były bardzo wysokie, przewyższające niejednokrotnie stężenia w osadach zbiorników antropogenicznych. Poziom stężeń miedzi i cynku był wyrównany w osadach strefy przybrzeżnej i centralnej

jeziora. Za wyjątkowo wysokie należy uznać stężenia cynku, ołowiu i kadmu w osadach tego jeziora, gdyż cynk przyjmował wartości powyżej 200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m., ołów około 175 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m., a kadm ponad 1600 $\mu g \cdot kg^{-1}$ s.m. – najwyższe wśród badanych obiektów.

5.1.4. Stan oksydoredukcyjny zbiorników depresyjnych i jezior

Stan oksydoredukcyjny w strefie przybrzeżnej zbiorników antropogenicznych pozostawał w zakresie wartości ujemnych (Tabela 13). Natomiast w badanych wodach tych zbiorników generalnie można stwierdzić, że E_h notowane w okresie wyjściowym (jesień 2000 roku) było porównywalne w obu zbiornikach antropogenicznych i pozostawało na poziomie 200 mV, natomiast w zbiorniku Szczecin było niższe, szczególnie w okresie lata i jesieni 2001 roku, dochodząc do wartości 100 mV. Wartości średnie wyznaczone dla całego okresu pomiarowego pozostawały w zakresie 220-270 mV w zbiorniku Szczecin, natomiast zbiornik Nadrybie charakteryzował się wyższym E_h w strefie przybrzeżnej, pozostając jednakże poniżej 200 mV. Wśród badanych jezior Piaseczno odznaczało się szczególnie wysokimi wartościami E_h we wszystkich



Rys. 28. Potencjał oksydoredukcyjny (E_h) w zbiornikach antropogenicznych Szczecin i Nadrybie oraz jeziorach Piaseczno, Uściwierz, Rotcze i Moszne (Pz – piezometr, L – litoral, S – sublitoral, P – pelagial)

Fig. 28. E_h values in reservoirs Szczecin and Nadrybie and Lakes: Piaseczno, Uściwierz, Rotcze and Moszne (Pz – piezometer, L – littoral, S – sublittoral, P – pelagic zone)

Tabela 13. Wartości E_h mierzone przy kloszach stojących na glebie przy brzegu zbiorników
Table 13. E_h value from covers standing on the soil at the shore of reservoirs

Powtórzenia	Szczecin	Nadrybie
1	-167,5 mV	-42,8 mV
2	-73,4 mV	-149,4 mV
3	-47,8 mV	-80,1 mV
4	-50,3 mV	-106,2 mV
5	+3,9 mV	-172,3 mV
6	-99,8 mV	-166,6 mV
Wartość średnia	-72,5 mV	-119,6 mV

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 red-oks jest cząsteczkowy tlen (Rys. 28).

Rozkład E_h w strefach jeziora Uściwierz przypomina zbiornik Szczecin, przy czym w piezometrach, zainstalowanych w pobliżu jeziora Uściwierz, umieszczone elektrody platynowe wykazały nawet niższe E_h niż w pobliżu zbiornika Szczecin. Jezioro Rotcze we wszystkich badanych strefach pozostaje w zakresie słabego zredukowania, wykazując E_h<300 mV. Podobnie jak jezioro Moszne, przy którym jedynie w piezometrach wartość średnia E_h przekroczyła 300 mV. Wartości E_h, mierzone przy kloszu stojącym na głębokości zaledwie 1 cm były ujemne, co świadczy o korzystnych warunkach do przebiegu metanogenezy w badanych zbiornikach.

5.2. Zmiany w składzie fizyczno-chemicznym zbiorników wodnych w zależności od rodzaju antropopresji

Powstałe w wyniku osiadania gruntów zbiorniki zapadliskowe Szczecin i Nadrybie zasilane są wodami opadowymi poprzez spływy powierzchniowe i podziemne. Właściwości fizyczne i chemiczne ich wód zależą od wielkości opadów oraz zasobów składników mineralnych (w tym biogenów) i organicznych, zmagazynowanych w glebach obszaru zlewni oraz stanowiących dna i groble zbiorników, wcześniej wykorzystywane jako łąki i pola uprawne. Znaczne zapasy biogenów zawarte w glebach i szczątkach roślin są obecnie wprowadzane do obiegu na skutek ich mineralizacji i resuspensji osadów. W przypadku zbiornika Nadrybie należy również uwzględnić wpływ skały płonej zastosowanej do wzmocnienia brzegów i grobli zbiornika. Uwalniane z gleb otaczających zbiorniki

składniki mineralne takie jak Ca, Mg, Fe, N-NH_4, PO_4 i TP osiągały w wodach najwyższe stężenia wśród badanych obiektów. Stężenia jonów w wodach były bardzo zmienne w okresie badań, co wskazuje na nieustabilizowany skład chemiczny ich wód. Silne zakwity wody, powodujące wysokie przesycenie wody tlenem (w Nadrybiu dochodzące do 180%) oraz wysokie wartości stężeń biogenów i mineralizacji wskazują na silną trofię.

Jeziora Piaseczno, Uściwierz i Rotcze nie wykazują cech antropopresji o charakterze przemysłowym.

Zlewnia jeziora Piaseczno jest – chyba nadmiernie – wykorzystywana rekreacyjnie, na co wielokrotnie zwracano uwagę [127]. Mineralizacja oraz stężenie biogenów w wodzie znacznie wzrosły w ciągu ostatnich 15 lat [120]. W osadach dennych strefy profundalu tego jeziora stwierdzono znaczne zawartości ołowiu, kadmu i cynku. Jeśli przyjmuje się, że podwyższone stężenia metali ciężkich są wskaźnikiem antropopresji, to presja ta musiała mieć miejsce w okresie wcześniejszym, gdyż zanieczyszczone osady zdążyły spłynąć do profundalu jeziora. W strefach płytszych nie obserwuje się ich podwyższonej zawartości. Presja rekreacyjna natomiast będzie się przejawiać wzrostem trofii jeziora, co można było stwierdzić porównując poziom stężeń azotanów zbliżony w Piasecznie i jeziorach uznanych za eutroficzne – Uściwierz i Rotcze.

Jezioro Moszne, położone wśród torfowisk na terenie Poleskiego Parku Narodowego, jest pozornie odizolowane od presji przemysłowej i rolniczej. Do niedawna wykazywało wyraźne cechy zbiornika dystroficznego. Obecnie zaskakuje alkaliczny odczyn wód jeziornych, stosunkowo wysokie przewodnictwo elektrolityczne (> 200 $\mu S\ cm^{-1}$) oraz stężenia wapnia i potasu w wodzie jeziornej, podczas gdy w wodach piezometrycznych wartości tych czynników są znacznie niższe. Podobnie zróżnicowane wartości stężeń składników chemicznych wód piezometrycznych i jeziornych otrzymali Misztal i współautorzy [88]. Zawartość cynku, ołowiu i kadmu w organicznych osadach dennych tego jeziora była najwyższa wśród badanych zbiorników i jezior. Zmiany te mogą wskazywać na zasilanie tego jeziora obcymi wodami alkalicznymi, wnoszącymi również metale ciężkie.

5.3. Kształtowanie się struktury jakościowej biocenoz wodnych

5.3.1. Różnorodność gatunkowa fito- i zoocenoz

Fitocenozy (fitoplankton, makrofity)

W badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego stwierdzono występowanie 118 gatunków glonów planktonowych. W ich skład wchodziło 73 gatunki zielenic (*Chlorophyta*), 23 gatunki cyanobakterii (*Cyanobacteria*), a pozostałe gromady były reprezentowane przez mniej niż 10 gatunków.

W zbiornikach depresyjnych różnorodność fitoplanktonu kształtowała się w granicach 30 gatunków.

W zespole jezior uściwierskich najwięcej, bo 53 gatunki występowało w eutroficznym jeziorze Rotcze, nieco mniej, bo 48 gatunków w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i najmniej – 45 gatunków w jeziorze Uściwierz. W dystroficznym jeziorze Moszne występowało około 30 gatunków glonów (Tabela 14).

W fitoplanktonie jezior i zbiornikach zapadliskowych nie stwierdzono występowania rzadkich gatunków glonów.

Wśród gatunków wskaźnikowych najwięcej było gatunków uważanych za wskaźniki eutrofii i występowały one w we wszystkich jeziorach niezależnie od ich klasyfikacji troficznej i w obu zbiornikach zapadliskowych. W każdym z badanych jezior występował jeden lub co najwyżej dwa gatunki oceniane jako wskaźniki trofii. W jeziorze Piaseczno, oprócz gatunków wskaźnikowych dla eutrofii, okresowo dość licznie występował cyanoprokariotyczny gatunek *Snowella lacustris*, typowany przez Tifonovą [51] jako wskaźnik w jeziorach mezotroficznych (Tabela 15).

W strukturze jakościowej fitoplanktonu zdecydowaną przewagę miały zielenice i *Cyanoprokaryota* (sinice) oraz okresowo okrzemki. W depresyjnym zbiorniku Nadrybie zielenice stanowiły w fitoplanktonie ok. 90%, a w Szczecinie 30%. W obu zbiornikach zielenice cechowała mała różnorodność gatunkowa – występowało około 20 gatunków. Mała różnorodność gatunkowa oraz dominacja jednego lub dwóch gatunków (najbardziej wyraźna w zbiorniku Nadrybie) wskazywała na żyzność tych zbiorników [53]. W zespole jezior uściwierskich zielenice w fitoplanktonie stanowiły od 20 do 40%, a *Cyanoprokaryota* zawsze więcej niż 50%. Liczba gatunków zielenic we wszystkich trzech jeziorach była podobna; występowało ich od 50 do 53. *Cyanoprokaryota* w jeziorze Rotcze były

Tabela 14. Różnorodność gatunkowa flory i fauny wodnej w badanych zbiornikach depresyjnych i jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Table 14. Species diversity of flora and fauna in investigated reservoirs and lakes of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Obiekt	Zbiornik		Jezioro			
	Szczecin	Nadrybie	Piaseczno	Uściwierz	Rotcze	Moszne
	liczba gatunków					
Fitoplankton			**∑ 145**			
	11	30	31	42	47	31
Makrofity			**∑ 28**			
	7	9	10	14	17	7
helofity	4	5	4	6	6	3
elodeidy	2	4	4	5	8	4
ramienice	1	0	2	3	3	0
Zooplankton			**∑ 96**			
Cladocera			**∑ 36**			
	13	7	18	15	23	13
Copepoda			**∑ 17**			
	8	7	7	7	10	4
Rotatoria			**∑ 43**			
	25	16	25	22	29	20
Zoobentos			**∑ 77**			
	32	15	44	26	30	11

reprezentowane przez ok. 20 gatunków, a niewiele powyżej 10 gatunków sinic było w jeziorze Piaseczno i Uściwierz. W zbiorniku Szczecin i jeziorze Moszne liczne były też okrzemki, które w fitoplanktonie stanowiły ok. 40%, ale liczba ich gatunków wahała się zaledwie od 6-10. Wśród oznaczonych okrzemek były też gatunki tychoplanktonowe występujące na makrofitach wodnych i okresowo w wyniku falowania wymywane do fitoplanktonu.

W niektórych badanych ekosystemach stwierdzono niewielkie zróżnicowanie jakościowe fitoplanktonu pomiędzy strefami biotycznymi. W zbiornikach depresyjnych liczba gatunków glonów była podobna w litoralu i pelagialu (Rys. 29), a we wszystkich trzech jeziorach uściwierskich najbogatszy w gatunki był pelagial najuboższy zaś litoral. Natomiast w dystroficznym jeziorze Moszne ok. 15 gatunków więcej występowało w strefie litoralu, czego przyczyną były głównie

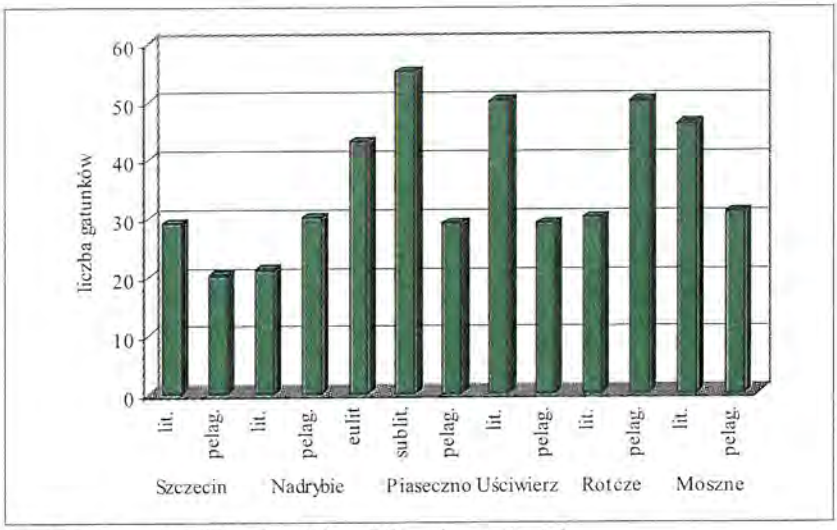
Tabela 15. Gatunki wskaźnikowe w fito- i zoocenozach badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Table 15. Species indicator in phyto- and zoocenosis in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

zbiornik/jezioro	Szczecin	Nadrybie	Piaseczno	Uściwierz	Rotcze	Moszne
Mezotrofia						
Fitoplankton						
Sonowella lacustris			*			
Cyclotella sp.						*
∑	0	0	1	0	0	1
Zooplankton						
Crustacea						
Alonopsis elongata			*			
Bosmina coregoni			*	*	*	*
Rhynchotalona falcata			*			
Daphnia cucullata	*		*	*	*	*
Mesocyclops leuckarti	*	*	*	*	*	*
∑	2	1	5	3	3	3
Bentos						
Chironomus salinarius					*	
Sergentia coracina			*			
∑	0	0	1	0	1	0
Eutrofia						
Fitoplankton						
Cryptomonas sp.			*			
Closterium spp.					*	
Scenedesmus spp.	*					*
Tetraëdron minimum						*
Golenkiniopsis radiata		*				
Aphanotecte spp.			*	*		
∑	1	1	2	1	1	2
Zooplankton						
Rotatoria						
Anuraeopsis fissa	*			*		
Brachionus angularis	*	*			*	*
Brachionus diversicornis	*	*		*	*	
Filinia longiseta	*	*	*	*		*
∑	4	3	1	3	2	2

Tabela 15. c.d.
Table 15. continuated

zbiornik/jezioro	Szczecin	Nadrybie	Piaseczno	Uściwierz	Rotcze	Moszne
Crustacea						
Bosmina longirostris			*	*	*	*
Diaphanosoma brachyurum			*	*	*	*
Sida crystallina				*		*
Mesocyclops oithonoides			*			
Polyphemus pediculus			*		*	
∑	0	0	4	3	3	3
Bentos						
Chaoborus flavicans	*	*	*	*	*	*
Chironomus f. l. *plumosus*	*	*	*	*	*	
Einfeldia carbonaria	*	*		*	*	*
Einfeldia pagana	*				*	*
Pseudochironomus prasinatus				*	*	
∑	4	3	2	4	5	3
Dystrofia						
Zooplankton						
Rotatoria						
Gastropus stylifer			*		*	
Trichocerca similis			*	*	*	*
Kellicotia longispina			*	*	*	*
∑	0	0	3	2	3	2
∑mezotrofia	2	1	7	3	4	4
∑eutrofia	9	7	9	11	11	10
∑dystrofia	0	0	3	2	3	2
∑rzadkie	0	0	0	0	1	0

wymywane do wody peryfitonowe okrzemki. Niewielkie zróżnicowanie jakościowe fitoplanktonu pomiędzy pelagialem a litoralem potwierdzał też udział procentowy grup taksonomicznych w całym fitoplanktonie. W niektórych grupach taksonomicznych, np. w kryptofitach lub okrzemkach stwierdzano co najwyżej zróżnicowanie w ilości jednego lub kilku gatunków, a niewielkie lub żadne w różnorodności. Wzrost ilości *Cryptomonas* sp. w pelagialu jeziora Piaseczno powodował, że grupa kryptofitów miała większy udział procentowy w pelagialu niż w litoralu. Nie wynikało to jednak z większego bogactwa gatunkowego w litoralu niż w pelagialu. Brak zróżnicowania jakościowego pomiędzy litoralem a pelagialem w niewielkich jeziorach potwierdzają też inni autorzy [36].



lit - litoral, eulit-eulitoral, sublit-sublitoral, p-pelagial

Rys. 29. Liczba gatunków fitoplanktonu w poszczególnych strefach badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002

Fig. 29. Number of phytoplankton species in some zones in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

W badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych liczba gatunków fitoplanktonu wyraźniej zmieniała się w poszczególnych sezonach. Największą różnorodnością cechował się fitoplankton w okresie wiosenno-letnim, a najmniej taksonów występowało jesienią. Na przykład w jeziorach Rotcze i Piaseczno w okresie wiosenno-letnim występowało od 50 do 60 gatunków, a jesienią ich liczba spadała do około 30.

W badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych występowało 28 gatunków makrofitów: 9 gatunków helofitów, 13 gatunków elodeidów i 7 gatunków ramienic. Największa liczba gatunków makrofitów występowała w jeziorach uściwierskich: Piaseczno, Uściwierz i Rotcze, wahając się od 10 do 17 gatunków. Najmniej gatunków – 7 występowało w dystroficznym jeziorze Moszne. W zbiornikach depresyjnych rozwijało się od 7 do 9 gatunków. Największa liczba gatunków helofitów występowała w jeziorach uściwierskich: Uściwierz i Rotcze, gdzie wykształciło się po 6 gatunków. Najmniej, zaledwie 3 gatunki helofitów występowały w dystroficznym jeziorze Moszne. Wśród makrofitów zanurzonych największe ich zróżnicowanie występowało w eutroficznych jeziorach Uściwierz i Rotcze, wahało się ono od 5 do 8 gatunków. W pozostałych jeziorach występowały zaledwie po 4 gatunki, w zbiorniku Szczecin występowały tylko 3 gatunki elodeidów. Isoetidy występowały w 3 jeziorach uściwierskich:

mezotroficznym jeziorze Piaseczno 2 gatunki, po 3 gatunki w jeziorach eutroficznych Uściwierz i Rotcze oraz jeden gatunek w zbiorniku depresyjnym Szczecin (Tabela 14).

Ogółem w badanych jeziorach występowały 33 zespoły roślinne. Największe ich zróżnicowanie występowało w jeziorach uściwierskich: od 11 do 19. Wśród jezior najmniejsze zróżnicowanie fitocenotyczne występowało w dystroficznym jeziorze Moszne, gdzie rozwijało się 9 zespołów makrofitów. W zbiornikach depresyjnych występowała bardzo mała liczba zespołów, wahająca się od 5 do 6. Najlepiej wykształcone zespoły makrofitów wynurzonych występowały w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz, najsłabiej zaś w zbiornikach depresyjnych i mezotroficznym jeziorze Piaseczno. Natomiast zespoły należące do elodeidów najlepiej rozwinięte były w jeziorach uściwierskich, gdzie występowało od 5 do 8 zespołów, a najsłabiej w dystroficznym jeziorze Moszne i zbiornikach depresyjnych, w których liczba ich wahała się od 2 do 4 (Tabele 16-18).

Wśród makrofitów występujących w badanych jeziorach największą grupę stanowiły gatunki i zespoły charakterystyczne dla wód eutroficznych, m. in. *Ceratophyllum demersum, Typha latifolia, Thelypteridi-Phragmitetum, Nupharo-Nymphaeetum albae* [61,150]. Kilka z nich to gatunki charakterystyczne dla wód mezotroficznych np *Myriophyllum alternifolium, Nitella flexilis, Chara tomentosa, Carex rostrata, Nymphaea candida, Potamogeton natans* [6,145] Spotkać je można w jeziorach uściwierskich: lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz, mezotroficznym jeziorze Piaseczno i eutroficznym jeziorze Rotcze.

We wszystkich badanych ekosystemach wodnych różnorodność gatunkowa makrofitów osiągała większe zróżnicowanie latem, mniejsze zaś wiosną i jesienią.

Zoocenozy (zooplankton, zoobentos)

W badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego stwierdzono występowanie 96 gatunków zooplanktonu: 43 gatunki wrotków (*Rotatoria*), 36 gatunków wioślarek (*Cladocera*) i 17 gatunków widłonogów (*Copepoda*).

Bogactwo gatunkowe zooplanktonu w poszczególnych zbiornikach i ich strefach biotycznych kształtowało się bardzo zmiennie.

W zbiornikach depresyjnych różnorodność gatunkowa zooplanktonu kształtowała się w granicach od 46 gatunków w zbiorniku Szczecin do zaledwie 30 gatunków w zbiorniku Nadrybie (Tabela 14).

Tabele 16-18. Zespoły makrofitów występujące w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (lata 2001-2002)
Tables 16-18. Plant communities in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Zespół/ Jezioro	Szczecin	Nadrybie	Piaseczno	Uściwierz	Rotcze	Moszne
Helofity						
Scirpetum lacustris				+		+
Equisetum fluviatile				+		
Typhetum angustifoliae	+			+	+	
Typhetum latifoliae						+
Phragmitetum australis		+	+	+	+	+
Sparganium erecti		+				
Thelypteridi-Phragmitetum				+	+	+
Eleocharitetum palustris			+	+	+	
Caricetum rostratae		+		+	+	
Zb. Z Juncus articulatus			+			
Caricetum lasiocarpae						+
Phalaris arundinaceae	+					
Razem helofitów	**2**	**3**	**3**	**7**	**5**	**5**
Elodeidy						
Hydrocharitetum morsus-ranae				+		+
Utricularia vulgaris			+			
Lemno-Spirodelletum	+					
Potametum natantis	+			+		
Polygonetum natantis		+				
Nymphaeetum candidae				+	+	+
Nupharo Nymphaeetum albae				+	+	+
Ceratophylletum demersi	+		+	+	+	
Potametum pectinati				+	+	
Potametum lucentis			+	+		
Elodeetum canadensis			+		+	
Ranunculetum circinati				+		
Myriophylletum spicati		+				+
Potametum acutifolii					+	
Razem elodeidów	**3**	**2**	**4**	**8**	**6**	**4**
Ramienice						
Myriophyllo-Litorelletum			+			
Charetum fragilis			+	+	+	
Charetum aculeolatae				+	+	
Charetum rudis				+		
Charetum tomentosae				+	+	
Zb. z Chara delicatula			+		+	
Nitelletum flexilis			+			
Razem ramienice	**0**	**0**	**4**	**4**	**4**	**0**
Łącznie zespołów	5	5	11	19	15	9

W zespole jezior uściwierskich najwięcej, bo 62 gatunki występowały w eutroficznym jeziorze Rotcze, nieco mniej, bowiem 50 gatunków w mezotroficznym jeziorze Piaseczno, zaś najmniejsza liczba gatunków występowała w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz, gdyż 44 gatunki. W dystroficznym jeziorze Moszne położonych na terenie Poleskiego Parku Narodowego pojawiało się 37 gatunków zooplanktonu. Podobną liczbę gatunków notowano w różnych typach troficznych jezior amerykańskich [8], zaś nieco mniejszą w jeziorach niemieckich [137].

W zooplanktonie wszystkich badanych jezior i zbiorników zapadliskowych nie stwierdzono występowania gatunków rzadkich. Wyraźny spadek liczby gatunków rzadkich, szczególnie w jeziorach mezotroficznych zaznaczył się już w latach 90-tych [117]. Proces ten ciągle się utrzymuje.

Wśród gatunków wskaźnikowych największą grupę stanowiły wskaźniki eutrofii. W zbiornikach depresyjnych występowało od 4 do 5 gatunków wskaźników eutrofii. Liczba gatunków wskaźników mezotrofii była niewielka i wahała się od zaledwie 1 do 2 gatunków, zaś gatunki wskaźnikowe dystrofii nie występowały w ogóle. W grupie jezior uściwierskich gatunki wskźnikowe eutrofii najliczniej pojawiały się w eutroficznych jeziorach Uściwierz i Rotcze, obejmując od 6 do 7 gatunków. Wskaźniki mezotrofii obecne były we wszystkich badanych jeziorach, przy czym aż 5 pojawiało się w mezotroficznym jeziorze Piaseczno, zaś w pozostałych jeziorach występowały po 3 gatunki. Gatunki wskaźnikowe dystrofii w zespole tych jezior kształtowały się na poziomie 2-3 gatunków. Również w dystroficznym jeziorze Moszne najliczniej występowały wskaźniki eutrofii, reprezentowane przez 7 gatunków, wskaźniki mezotrofii obejmowały znacznie mniej, bo 3 gatunki, zaś wskaźniki dystrofii stanowiły tylko 2 gatunki (Tabela 15).

W strukturze jakościowej zooplanktonu wszystkich badanych zbiorników zdecydowaną przewagę miały wrotki. W zbiornikach depresyjnych różnorodność gatunkowa wrotków była zróżnicowana i wynosiła odpowiednio: 25 gatunków w zbiorniku Szczecin i znacznie mniej, gdyż 16 gatunków w zbiorniku Nadrybie. W silnie przeżyźnionych zbiornikach często występuje ograniczona liczba gatunków wrotków, lecz o bardzo dużej ich liczebności. Zależność ta bardzo wyraźnie występuje w zbiorniku Nadrybie. W zespole jezior uściwierskich, bezkręgowce te największe bogactwo gatunkowe osiągały w eutroficznym jeziorze Rotcze, gdyż wynosiło ono 29 gatunków, nieznacznie mniejsza liczba gatunków występowała w mezotroficznym jeziorze Piaseczno, bowiem 25, zaś w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz występowały 23 gatunki. W objętym

ochroną ścisłą dystroficznym jeziorze Moszne występowało 22 gatunki *Rotatoria* (Tabela 14).

Liczba gatunków wioślarek w zbiornikach depresyjnych wahała się od 13 w zbiorniku Szczecin do zaledwie 7 w zbiorniku Nadrybie. W jeziorach uściwierskich różnorodność gatunkowa *Cladocera* była stosunkowo wysoka i wahała się od 23 w eutroficznym jeziorze Rotcze i 18 w mezotroficznym jeziorze Piaseczno do zaledwie 13 w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz. Natomiast w dystroficznym jeziorze Moszne występowało również niewiele, bowiem 13 gatunków tych skorupiaków (Tabela 14).

Widłonogi wykazywały znaczne ubóstwo gatunkowe we wszystkich badanych zbiornikach wodnych (jeziorach i zbiornikach zapadliskowych).

W zbiornikach zapadliskowych Szczecin i Nadrybie występowało odpowiednio: 8 i 7 gatunków widłonogów. Natomiast w mezotroficznym jeziorze Piaseczno występowało więcej, gdyż 10 gatunków tych skorupiaków, zaś w pozostałych jeziorach liczba gatunków nie przekraczała 7. W dystroficznym jeziorze Moszne, występowały zaledwie 4 gatunki *Copepoda* (Tabela 14).

W poszczególnych strefach biotycznych jezior i zbiorników zapadliskowych zaznaczało się dość wyraźne zróżnicowanie jakościowe zooplanktonu.

W zbiornikach zapadliskowych liczba gatunków zooplanktonu była najwyższa w pelagialu. W należącym do zespołu jezior uściwierskich mezotroficznym jeziorze Piaseczno najbogatszy w gatunki okazał się sublitoral, zaś w eutroficznych jeziorach Uściwierz i Rotcze, a także w dystroficznym jeziorze Moszne – litoral. Podobne prawidłowości występowały w większości – badanych jezior w latach 90-tych [65,114]. Wzrost bogactwa gatunkowego zooplanktonu często obserwowany jest właśnie w strefie litoralowej [43]. Także udział poszczególnych grup taksonomicznych w badanych strefach biotycznych wykazywał mniejsze lub większe zróżnicowanie. Jednak z reguły wszystkie grupy taksonomiczne zooplanktonu największe bogactwo gatunkowe osiągały w litoralu lub sublitoralu, zaś najmniejsze w pelagialu. Jedynie w zbiorniku Szczecin, nieznacznie więcej gatunków *Rotatoria* występowało w pelagialu niż w litoralu (Rys. 30).

Niemalże we wszystkich badanych zbiornikach wodnych liczba gatunków zooplanktonu kształtowała się zmiennie w poszczególnych sezonach, przy czym najwyższa liczba gatunków występowała z reguły latem lub jesienią. W eutroficznym jeziorze Rotcze natomiast wyraźny wzrost różnorodności gatunkowej zooplanktonu pojawił się wiosną (Rys. 31).

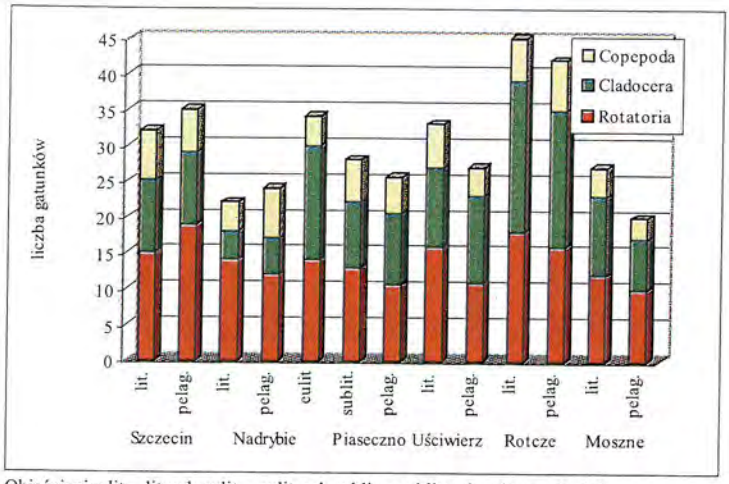
W poddanych badaniom jeziorach i zbiornikach zapadliskowych stwierdzono występowanie 77 taksonów zoobentosu: 49 gatunków *Chironomidae*, 14 taksonów *Insecta* excl. *Chironomidae*, 6 taksonów *Mollusca*, 2 taksony *Oligochaeta* oraz inne (*Hirudinea, Crustacea, Hydrachnidia*) (Tabela 14).

Bogactwo gatunkowe zoobentosu w poszczególnych zbiornikach i ich strefach biotycznych kształtowało się zmiennie. W zbiornikach depresyjnych liczba taksonów wynosiła 32 w Szczecinie i 15 w Nadrybiu. W jeziorach uściwierskich występowało łącznie 56 taksonów. W poszczególnych jeziorach zaznaczyło się wyraźne zróżnicowanie jakościowe: w mezotroficznym jeziorze Piaseczno występowało najwięcej – 44 taksony, w eutroficznym jeziorze Rotcze – 30 taksonów i w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz – 26 taksonów. Najmniej natomiast taksonów, bo zaledwie 11, stwierdzono w dystroficznym, leżącym na obszarze Poleskiego Parku Narodowego jeziorze Moszne (Tabela 14).

Bogactwo gatunkowe zoobentosu w poszczególnych zbiornikach i ich strefach biotycznych kształtowało się zmiennie. W zbiornikach depresyjnych liczba taksonów wynosiła 32 w Szczecinie i 15 w Nadrybiu. W jeziorach uściwierskich występowało łącznie 56 taksonów. W poszczególnych jeziorach zaznaczyło się wyraźne zróżnicowanie jakościowe: w mezotroficznym jeziorze Piaseczno występowało najwięcej – 44 taksony, w eutroficznym jeziorze Rotcze - 30 taksonów i w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz – 26 taksonów. Najmniej natomiast taksonów, bo zaledwie 11, stwierdzono w dystroficznym, leżącym na obszarze Poleskiego Parku Narodowego jeziorze Moszne (Tabela 14).

Wśród gatunków wskaźnikowych trofii największą grupę stanowiły wskaźniki eutrofii. Najliczniej występowały one w jeziorach eutroficznych: Rotcze i Uściwierz oraz w zbiorniku Szczecin, gdyż zawierały się w przedziale 4-5 gatunków. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno oraz w eutroficznym jeziorze Rotcze występowało natomiast po jednym wskaźniku mezotrofii (Tabela 15). Gatunków wskaźnikowych dystrofii w zoobentosie nie stwierdzono.

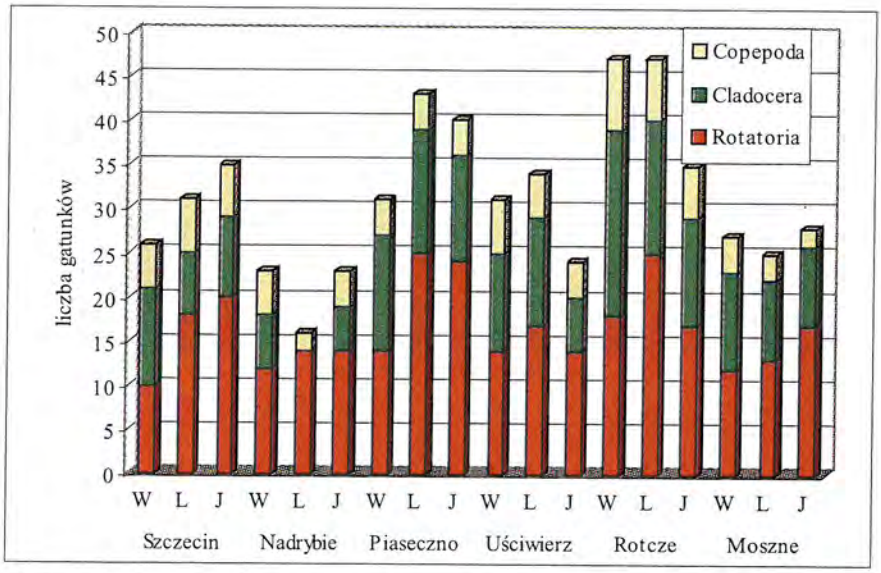
W strukturze jakościowej bentosu zasiedlającego wybrane ekosystemy wodne zdecydowaną przewagę miały *Chironomidae*. W zbiornikach depresyjnych liczba taksonów wynosiła 9 w Nadrybiu i 13 w Szczecinie. Największą liczbę gatunków osiągały w jeziorze Piaseczno – 33 taksony, w pozostałych jeziorach występowało od 8 – w jeziorze Moszne do 23 taksonów – w jeziorze Rotcze. Różnorodność gatunkowa pozostałych grup taksonomicznych bentosu w wybranych jeziorach była znacznie niższa i wahała się od 3 taksonów w jeziorze Moszne do 11 w jeziorze Piaseczno. Natomiast w zbiornikach depresyjnych było 6 taksonów w Nadrybiu i 19 taksonów w Szczecinie. Najwięcej taksonów w tej grupie miały



Objaśnienia: lit. - litoral, eulit. - eulitoral, sublit. - sublitoral, pelag.- pelagial

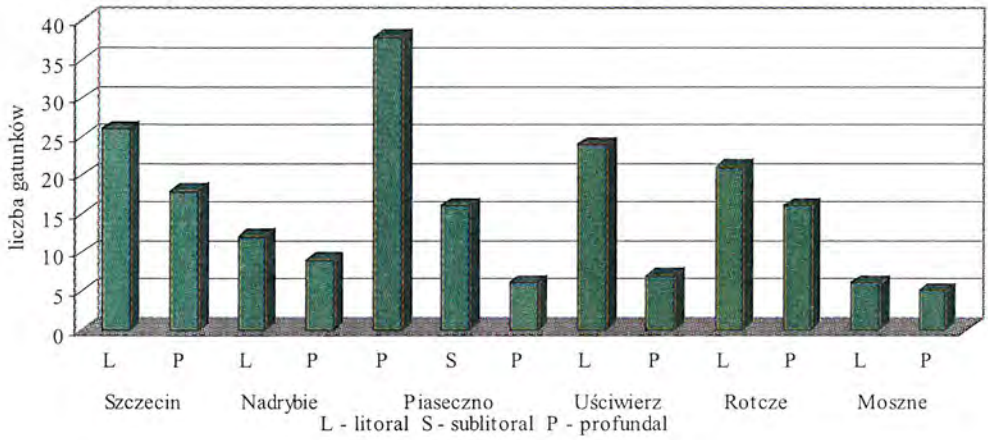
Rys. 30. Liczba gatunków zooplanktonu w poszczególnych strefach badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 30. Number of zooplankton species in some zones in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

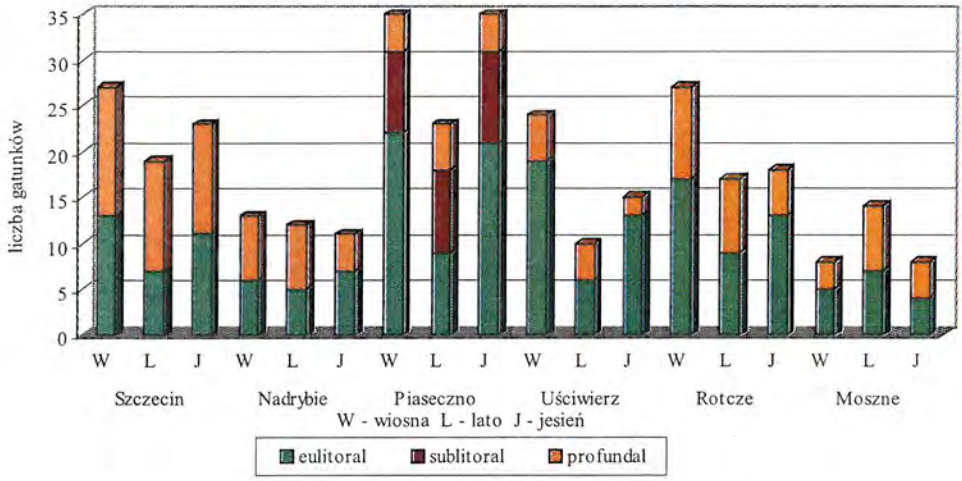


Rys. 31. Kształtowanie się bogactwa gatunkowego zooplanktonu w poszczególnych sezonach w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 31. Seasonal variety number of zooplankton species in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 32. Liczba gatunków zoobentosu w badanych strefach jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 32. Number of zoobentos species in investigated zones on lakes and reservoirs of the Łęczna Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 33. Zmienność sezonowa liczby gatunków zoobentosu w badanych strefach jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 33. Seasonal variety number of zoobenthos species in investigated zones of lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Insecta excl. *Chironomidae*. W poszczególnych strefach zaznaczło się wyraźne zróżnicowanie jakościowe zoobentosu. Najbogatsza i najbardziej zróżnicowana jakościowo okazała się strefa litoralu. W strefie tej liczba taksonów wahała się od 6 w jeziorze Moszne do 38 w jeziorze Piaseczno. Profundal charakteryzował się znacznie niższą rożnorodnością, gdyż liczba taksonów wahała się od 5 taksonów w jeziorze Moszne do 18 taksonów w zbiorniku Szczecin (Rys. 32). Podobne zależności stwierdzono także w badanych jeziorach w latach 90-tych [124].

W poszczególnych strefach zaznaczało się wyraźne zróżnicowanie jakościowe zoobentosu. Najbogatsza i najbardziej zróżnicowana jakościowo okazała się strefa litoralu. W strefie tej liczba taksonów wahała się od 6 w jeziorze Moszne do 38 w jeziorze Piaseczno. Profundal charakteryzował się znacznie niższą różnorodnością, gdyż liczba taksonów wahała się od 5 taksonów w jeziorze Moszne do 18 taksonów w zbiorniku Szczecin (Rys. 32) Podobne zależności stwierdzono także w badanych jeziorach w latach 90-tych [124].

We wszystkich badanych jeziorach i zbiornikach zapadliskowych różnorodność gatunkowa zoobentosu osiągała największe zróżnicowanie zwykle wiosną i jesienią. Najwyraźniej zjawisko to zaznaczyło się w jeziorach Piaseczno i Rotcze. Jedynie w jeziorze Moszne wyraźny wzrost bogactwa gatunkowego nastąpił w lecie. Największe sezonowe zmiany w liczbie gatunków zoobentosu zachodziły w litoralu, znacznie mniejsze były w profundalu (Rys. 33).

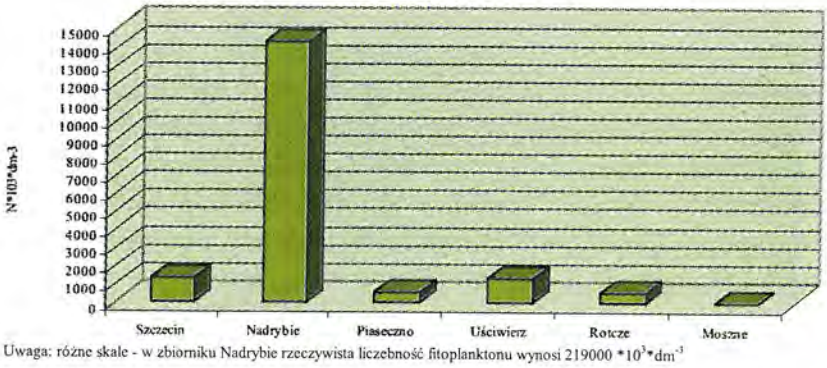
5.4. Kształtowanie się struktury ilościowej biocenoz wodnych

5.4.1. Liczebność i dominacja fito- i zoocenoz

Fitocenozy (fitoplankton, makrofity)

Liczebność fitoplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych była różna. W zbiorniku Nadrybie liczebność fitoplanktonu wynosiła ok. 200 mln osobn.·dm^{-3}, a w zbiorniku Szczecin tylko 1 mln osobn.·dm^{-3} (Rys. 34). Tak olbrzymia dysproporcja w ilości wynikała z faktu, że w obu latach badań w zbiorniku Nadrybie występował w okresie wiosenno-letnim zakwit zielenic zmieniający nawet kolor wody na zielony.

Wśród jezior uściwierskich najwyższe liczebności fitoplanktonu występowały w jeziorze Uściwierz kształtując się na poziomie 2 mln osobn.·dm^{-3}. Najmniejsza liczebność glonów planktonowych występowała w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i eutroficznym jeziorze Rotcze i kształtowała się na podobnym



Uwaga: różne skale - w zbiorniku Nadrybie rzeczywista liczebność fitoplanktonu wynosi 219000 $*10^3*dm^{-3}$

Rys. 34. Średnia liczebność fitoplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 34. Average annual abundance of the phytoplankton in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

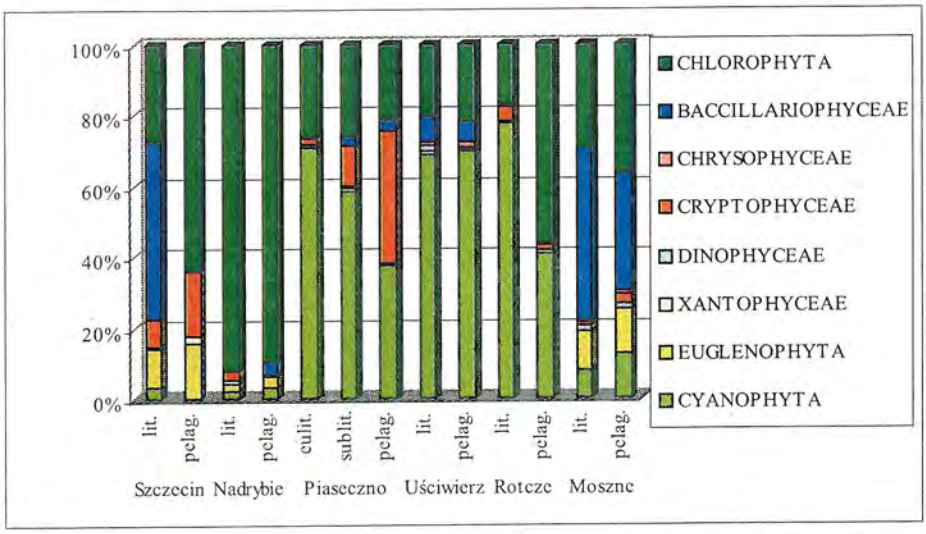
poziomie ok. 500 tys. osobn.·dm^{-3}. W dystroficznym jeziorze Moszne liczebność fitoplanktonu wynosiła 1 mln osobn.·dm^{-3} (Rys. 34).

Wartości liczebności fitoplanktonu były podobne do jego liczebności podawanej przez innych autorów z tego typu jezior [49].

Średnie wartości liczebności fitoplanktonu w poszczególnych strefach biotycznych większości badanych ekosystemów nie wskazywały na duże zróżnicowanie ilościowe pomiędzy pelagialem a litoralem. W zbiorniku Szczecin liczebność fitoplanktonu była ok. 2 razy większa w litoralu niż w pelagialu, ale w zbiorniku Nadrybie zakwit zielenic występował na całej jego powierzchni i wartości liczebności fitoplanktonu w obu strefach były takie same (Rys. 35 i 36).

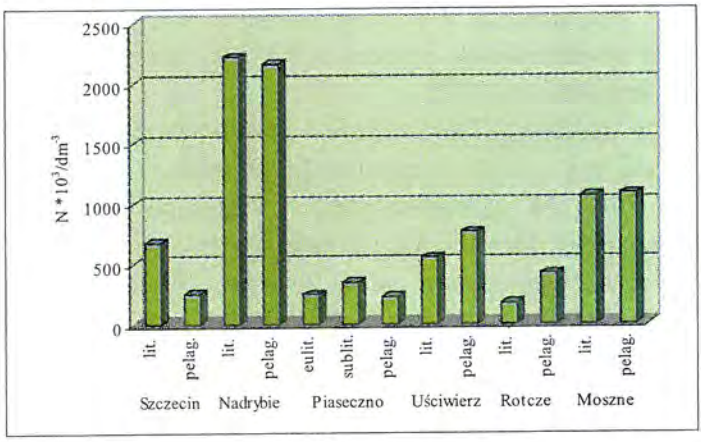
Brak zróżnicowania w ilości fitoplanktonu pomiędzy litoralem a pelagialem występował też w dystroficznym jeziorze Moszne, w którym liczebność w obu strefach kształtowała się na poziomie 1 mln osobn.·dm^{-3} wody. W jeziorach Rotcze i Uściwierz ilość fitoplanktonu była większa w pelagialu niż w litoralu. W jeziorze Rotcze liczebność w pelagialu kształtowała się w zakresie 400 tys. osobn.·dm^{-3}, a w litoralu 160 tys. osobn.·dm^{-3}. W jeziorze Uściwierz wartości liczebności w pelagialu wynosiły ok. 750 tys. osobn.·dm^{-3}, a w litoralu 500 tys. osobn.·dm^{-3} (Rys. 36).

Wyraźne natomiast zróżnicowanie w liczebności glonów występowało w większości badanych ekosystemów w poszczególnych sezonach. Z reguły fitoplankton był najliczniejszy w okresie wiosenno-letnim, a najmniej liczny jesienią (Rys. 37). Wyjątek stanowił zbiornik Szczecin, w którym liczebność fitoplanktonu jesienią była 5 razy większa niż w okresie wiosenno-letnim (Rys. 37), a spowodował to liczny rozwój zielenic i okrzemek w 2001 roku. Sezonowa



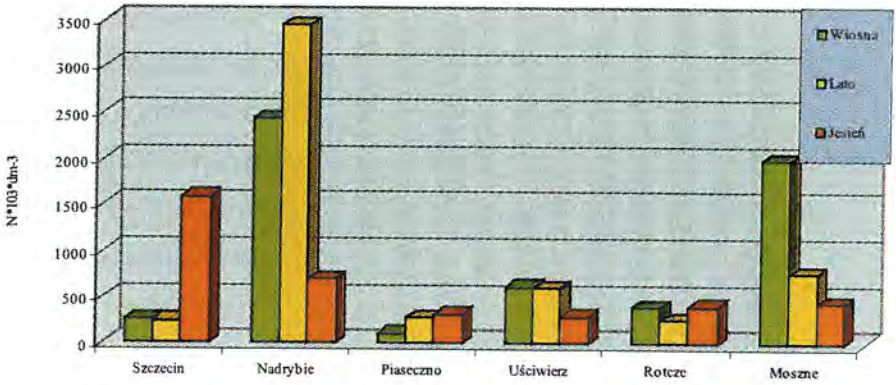
Rys. 35. Udział procentowy poszczególnych grup taksonomicznych w ogólnej liczebności fitoplanktonu w poszczególnych strefach w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 35. Percentage of phytoplankton taxa in the total density of plankton in some zones of investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 36. Liczebność fitoplanktonu w poszczególnych strefach badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002). Uwaga: różne skale – w zbiorniku Nadrybie rzeczywiste liczebności fitoplanktonu w litoralu i pelagialu wynoszą odpowiednio: 221932.47 i 216200.9 osobn.·dm^{-3} (lit. – litoral, eulit. – eulitoral, sublit. – sublitoral, pelag. – pelagial)

Fig. 36. Abundance of phytoplanktorn in some zones of investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002) (att. – in Nadrybie reservoir true number of phytoplankton in litoral and pellagial is 221932.47 and 216200.9 ind. dm^{-3} respectively) (lit. – littoral, eulit. – eulittoral, sublit. – sublittoral, pelag. – pelagial)

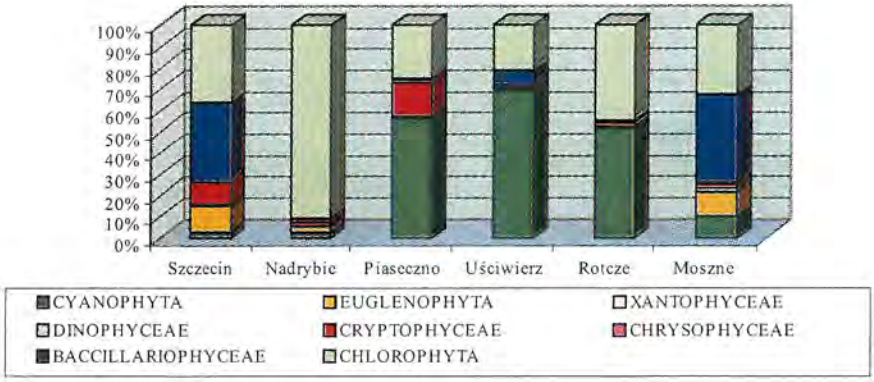


Rys. 37. Sezonowa zmienność średniej liczebności fitoplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002). Uwaga: różne skale – w zbiorniku Nadrybie rzeczywiste liczebności fitoplanktonu w litoralu i pelagialu wynoszą odpowiednio: 221932.47 i 216200.9 ind. dm^{-3} osobn.·dm^{-3} (lit. – litoral, eulit. – eulitoral, sublit. – sublitoral, pelag. – pelagial)

Fig. 37. Seasonal variety average abundance of phytoplankton in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002) (att. – in Nadrybie reservoir true number of phytoplankton in litoral and pellagial is 221932.47 and 216200.9 ind. dm^{-3} respectively (lit. – littoral, eulit. – eulittoral, sublit. – sublittoral, pelag. – pelagial)

dynamika ilości fitoplanktonu większości badanych ekosystemów była typowa dla jezior strefy umiarkowanej, w której najobfitszy rozwój glonów występuje w okresie wiosenno-letnim [129].

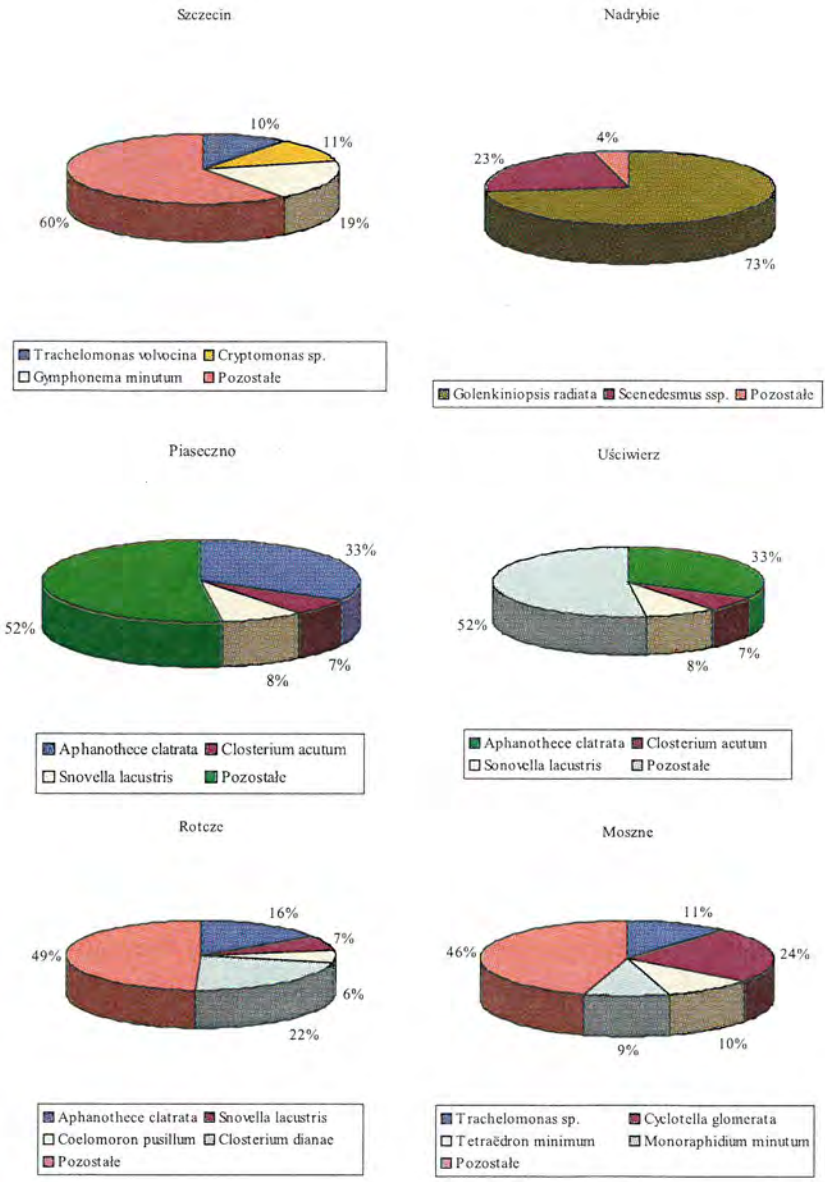
W strukturze ilościowej fitoplanktonu w jeziorach uściwierskich przewagę miały sinice, których udział w ogólnej liczebności w niektórych jeziorach dochodził do 70%. W pelagialu jeziora Piaseczno 30% w liczebności fitoplanktonu stanowiły dodatkowo krytpofity, a w pelagialu jeziora Rotcze 60% w liczebności wszystkich glonów miały zielenice. W dystroficznym jeziorze Moszne w liczebności fitoplanktonu udział na poziomie 40-50 % miały okrzemki, 30-40 % zielenice oraz 10-15 % eugleniny (Rys. 38). Ilościowy udział glonów w jeziorze Moszne nie był całkowicie charakterystyczny dla jezior dystroficznych, w których często występują zielenice, i te były w tym jeziorze, ale brak było glonów wiciowych z grupy kryptofitów równie częstych w zbiornikach dystroficznych [32]. W przeżyźnionym zbiorniku Nadrybie o liczebności fitoplanktonu stanowiły praktycznie tylko zielenice występujące w zbiornikach żyznych, często płytkich, o charakterze stawowym [49]. Żyzność zbiorników depresyjnych, a zwłaszcza zbiornika Nadrybie, potwierdzały gatunki dominujące. Zielenica *Golenkiniopsis radiata* w ogólnej liczebności fitoplanktonu stanowiła



Rys. 38. Udział procentowy poszczególnych grup taksonomicznych w ogólnej liczebności fitoplanktonu w jeziorach i zbiornikach depresyjnych Polesia Lubelskiego (lata 2001-2002)
Fig. 38. Percentage of phytoplankton taxa in the total density of phytoplankton density in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

73% i towarzyszyły jej różne gatunki z rodzaju *Scenedesmus* (23%) (Rys. 39). *Golenkiniopsis radiata* najczęściej obficie występuje w kałużach i innych bardzo płytkich wodach, bogatych w związki biogenne, zaś gatunki z rodzaju *Scenedesmus* są eurytopowe i bardzo licznie występują w większości żyznych zbiorników wodnych [47,141].

W jeziorach uściwierskich, a przede wszystkim w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i umiarkowanie eutroficznym jeziorze Uściwierz, gatunkiem dominującym o udziale od 24-33 % była sinica *Aphanothece clathrata*. Gatunek ten często występuje w jeziorach, a na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim w większych lub mniejszych ilościach występuje w fitoplanktonie od początku lat 70-tych i częsty jest raczej w jeziorach umiarkowanie żyznych [54]. W obu jeziorach mniej liczne, ale o udziale w liczebności ok. 10%, były gatunki *Snowella lacustris, Closterium acutum* i *Crytpomonas* sp. uważane za gatunki występujące zarówno w jeziorach mezotroficznych jak i słabo eutroficznych. Nieco odmiennie kształtowała się dominacja gatunkowa w eutroficznym jeziorze Rotcze, w którym w obu latach badań, głównie w strefie pelagialu dominowała zielenica, *Closterium dianae*. W dystroficznym jeziorze Moszne żaden z gatunków glonów nie był dominującym, ale znaczny udział w liczebności (powyżej 10%) osiągnęły 4 gatunki: *Trachelomonas volvocina, Cyclotella glomerata, Tetraëdron minimum i Monoraphidium minutum*. W jeziorze Moszne stosunek ilościowy okrzemek planktonowych do okrzemek peryfitonowych z przewagą peryfitonowych wskazywał na występowanie wahań poziomu wody [69].



Rys. 39. Struktura dominacji fitoplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

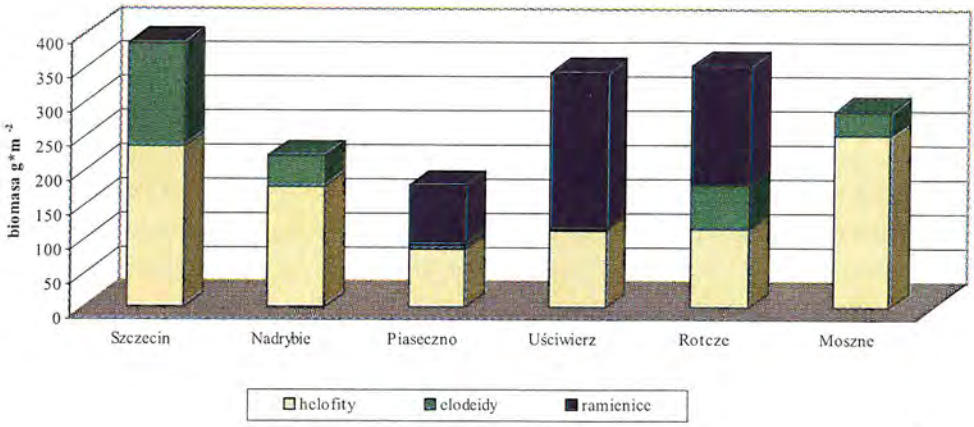
Fig. 39. Structure of dominance of phytoplankton in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Biomasa makrofitów w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych wykazywała bardzo wyraźne zróżnicowanie. Największą biomasę wynoszącą 387 $g \cdot m^{-2}$, makrofity osiągały w zbiorniku depresyjnym Szczecin. Prawie równie wysoką biomasę osiągały makrofity w jeziorach eutroficznych Uściwierz i Rotcze, wahając się od 344 do 354 $g \cdot m^{-2}$. Najmniejszą natomiast biomasę miały makrofity w mezotroficznym jeziorze Piaseczno, w którym osiągała ona 178 $g \cdot m^{-2}$.

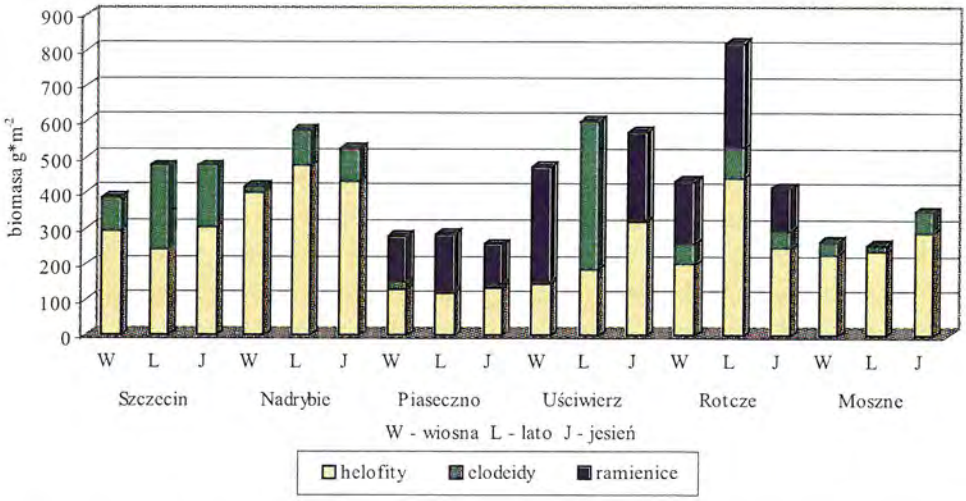
Biomasa poszczególnych formacji makrofitów wykazywała także wyraźne zróżnicowanie w badanych ekosystemach wodnych. Największa biomasa helofitów kształtowała się w dystroficznym jeziorze Moszne oraz zbiorniku depresyjnym Szczecin, osiągając 235 i 251 $g \cdot m^{-2}$. Najmniejsza biomasa helofitów, 85 $g \cdot m^{-2}$ występowała w mezotroficznym jeziorze Piaseczno. Najlepiej wykształcona biomasa elodeidów była w zbiorniku depresyjnym Szczecin, wynosząc 151 $g \cdot m^{-2}$, najsłabiej natomiast w jeziorze Uściwierz, osiągając zaledwie 3 $g \cdot m^{-2}$. Natomiast biomasa ramienic była najwyższa w jeziorach eutroficznych Uściwierz i Rotcze, wynosząc od 176 $g \cdot m^{-2}$ do 28 $g \cdot m^{-2}$, a najniższa w zbiorniku depresyjnym Szczecin tylko 1 $g \cdot m^{-2}$. W zbiorniku depresyjnym Nadrybie i dystroficznym jeziorze Moszne ramienice nie wykształciły się (Rys. 40).

Biomasa makrofitów wykazywała także wyraźne zróżnicowanie sezonowe. W większości badanych jezior najwyższe wartości biomasa makrofitów osiągała w sezonie letnim, nieco niższe w sezonie jesiennym, a najniższe w sezonie wiosennym. Tylko w dystroficznym jeziorze Piaseczno najwyższa biomasa kształtowała się w sezonie jesiennym, a najniższa w letnim. Z reguły w badanych jeziorach i zbiornikach najwyższą biomasę we wszystkich sezonach posiadały helofity. Natomiast w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz, w sezonie letnim najwyższą biomasę posiadały elodeidy. W pozostałych jeziorach uściwierskich: Piaseczno, Rotcze, a także Uściwierz w sezonach wiosennym i jesiennym najwyższą biomasę osiągały ramienice (Rys. 41).

Wśród makrofitów wynurzonych gatunkiem o największym udziale procentowym w biomasie, wahającym się od 34% w dystroficznym jeziorze Moszne i eutroficznym jeziorze Rotcze do 52% w zbiorniku depresyjnym Nadrybie był *Phragmites australis*. Jedynie w zbiorniku Szczecin wśród helofitów największy udział miała *Typha angustifolia*, osiągając 28% ogólnej biomasy (Rys. 42). Natomiast udział w biomasie wśród makrofitów zanurzonych w badanych jeziorach kształtował się bardzo różnie. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno były to *Myriophyllum alternifolium* i *Nitella flexilis*, których udział wynosił odpowiednio 23 i 27% w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz i eutroficznym jeziorze Rotcze; *Chara fragilis*, *Ch. tomentosa* i *Ch. aculeolata*, osiągając od 9 do 29%. W zbiornikach depresyjnych gatunkami o największym udziale w



Rys. 40. Biomasa makrofitów w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 40. Biomass of the macrophytes in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 41. Zmienność sezonowa biomasy makrofitów w badanych strefach jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 41. Seasonal variety of biomass of the macrophytes in investigated zones of the lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

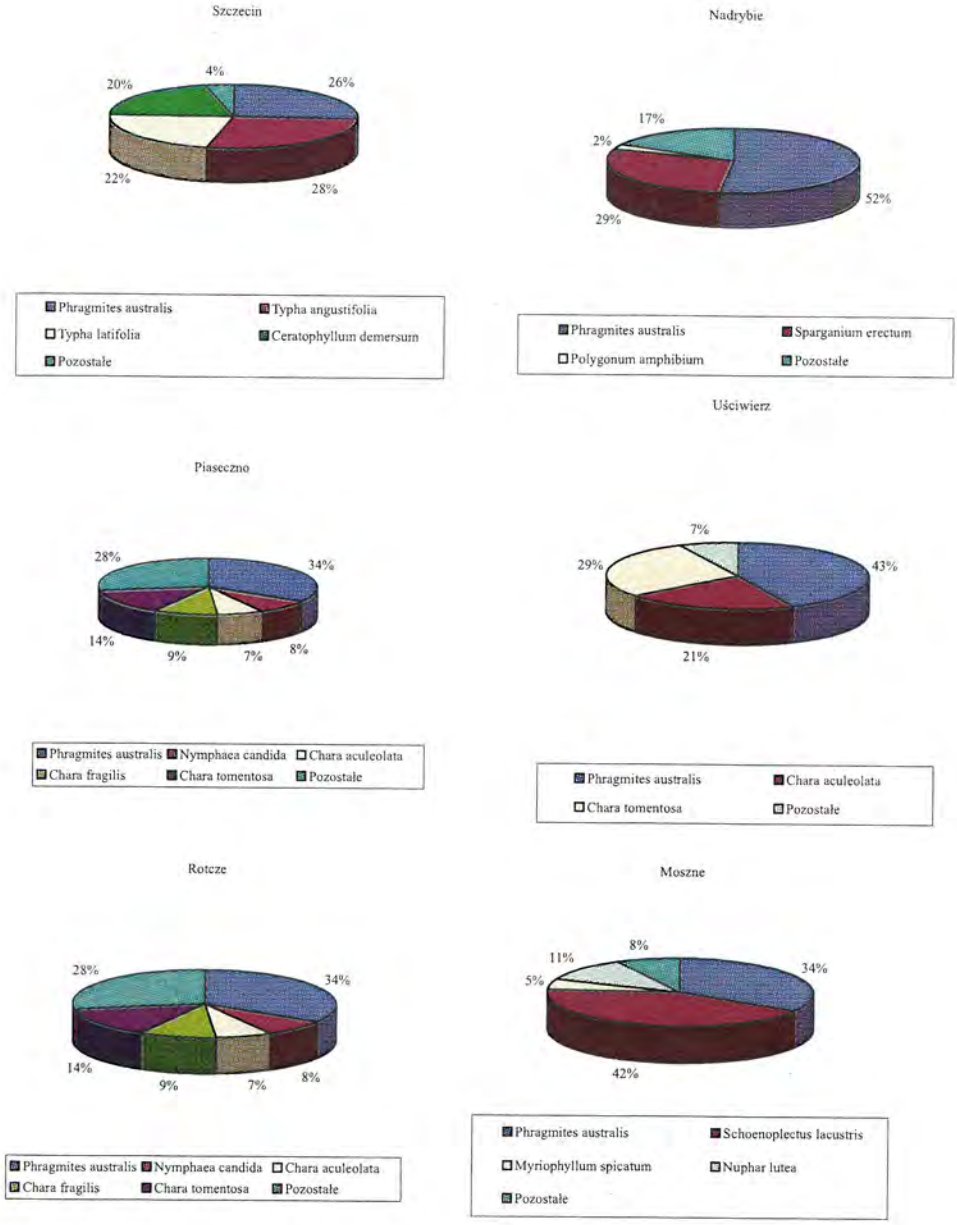
biomasie były: *Polygonum amphibium* i *Ceratophyllum demersum*, osiągające 6 i 20%. W dystroficznym jeziorze Moszne *Myriophyllum spicatum i Nuphar lutea* osiągały od 6 do 10% ogólnej biomasy makrofitów (Rys. 42).

Zoocenozy (zooplankton, zoobentos)

Liczebność zooplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych kształtowała się na zróżnicowanym poziomie.

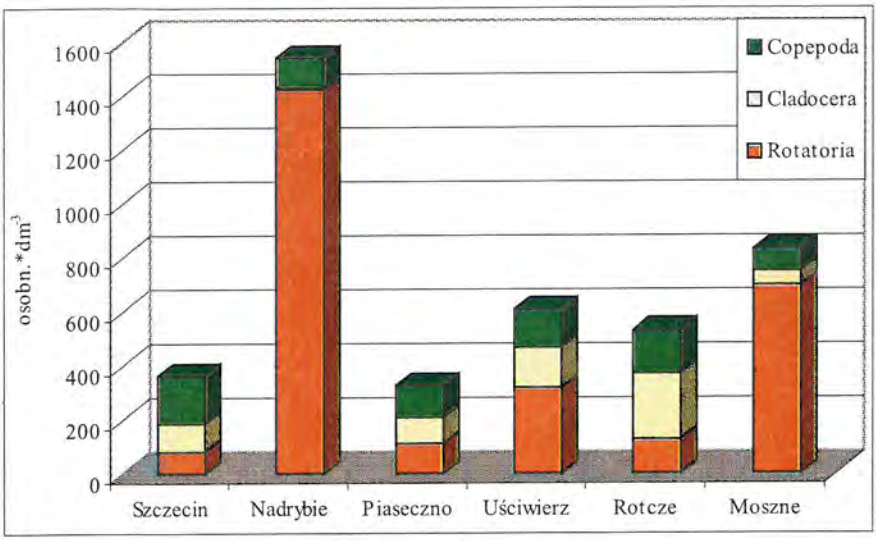
W zbiorniku depresyjnym Nadrybie liczebność zooplanktonu była stosunkowo wysoka i wynosiła ponad 1500 osobn.·dm^{-3}, zaś w zbiorniku Szczecin znacznie niższa, gdyż nie przekraczała 400 osobn.·dm^{-3}. Wśród jezior uściwierskich najwyższe liczebności zooplanktonu występowały w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz, kształtując się na poziomie 600 osobn.·dm^{-3}. Najniższe liczebności zooplanktonu występowały w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i eutroficznym jeziorze Rotcze, obejmując od 245 osobn.·dm^{-3} do 430 osobn.·dm^{-3}. W dystroficznym jeziorze Moszne liczebność zooplanktonu była znaczna, bowiem wynosiła 800 osobn.·dm^{-3} (Rys. 43). Niniejsze badania stanowią z reguły potwierdzenie badań innych autorów, którzy stwierdzają wzrost liczebności zooplanktonu wraz ze wzrostem trofii [48,59]. W poszczególnych strefach biotycznych zooplankton wykazywał także duże zróżnicowanie ilościowe.

W zapadliskowym zbiorniku Szczecin najwyższe liczebności zooplanktonu występowały w pelagialu, osiągając 453 osobn.·dm^{-3}, zaś w zbiorniku Nadrybie najwyższa liczebność zooplanktonu występowała w litoralu, wynosiła bowiem 1800 osobn.·dm^{-3}. W eutroficznym jeziorze Rotcze najwyższe liczebności zooplanktonu występowały w litoralu, kształtując się w na poziomie 800 osobn.·dm^{-3}, zaś w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz w pelagialu, osiągając odpowiednio: 450 osobn.·dm^{-3} i znacznie więcej, gdyż 800 osobn.·dm^{-3}. Natomiast w położonym w Poleskim Parku Narodowym dystroficznym jeziorze Moszne najwyższe liczebności zooplanktonu występowały w litoralu, osiągając 900 osobn.·dm^{-3} (Rys. 44). Wysokie liczebności zooplanktonu w litoralu mogą wynikać z faktu, że strefa ta stanowi miejsce schronienia, szczególnie dla dużych gatunków planktonu pelagicznego, głównie wioślarek z rodzaju *Daphnia* [9,70]. Rolę makrofitów jako refugium dla zooplanktonu potwierdzają również badania jezior finlandzkich [90]. W jeziorach amerykańskich wrotki osiągały znacznie wyższe liczebności w pelagialu niż w litoralu [104].

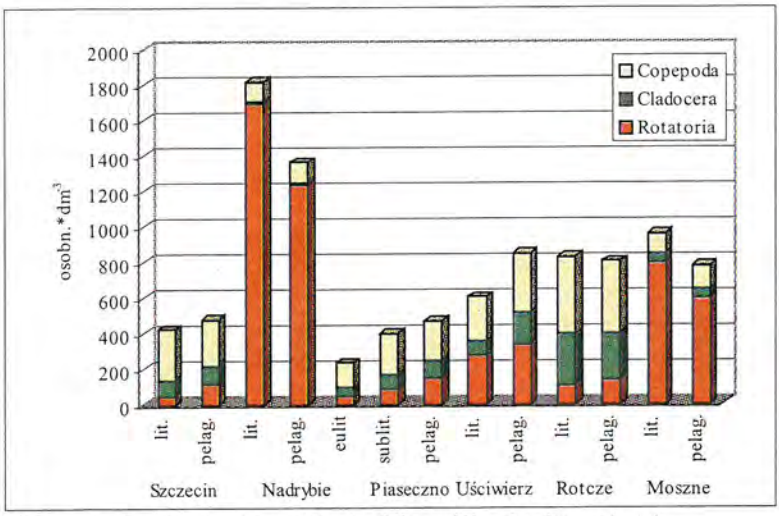


Rys. 42. Struktura dominacji makrofitów w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 42. Structure of dominance of macrophytes in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



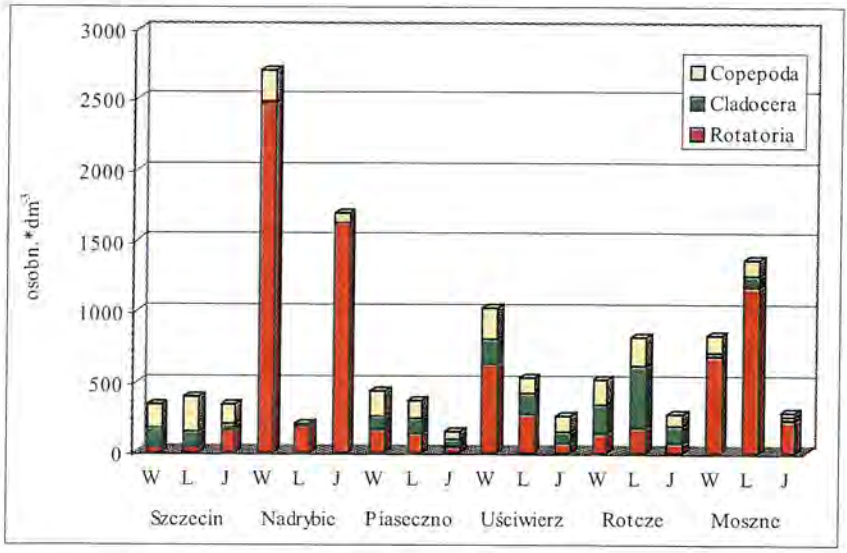
Rys. 43. Średnia liczebność zooplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 43. Average annual abundance of the zooplankton in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Objaśnienia: lit. - litoral, eulit. - eulitoral, sublit. - sublitoral, pelag.- pelagial

Rys. 44. Liczebność zooplanktonu w poszczególnych strefach badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 44. Abundance of zooplankton in some zones in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Liczebność zooplanktonu wykazywała wyraźne zróżnicowanie w poszczególnych sezonach, przy czym najwyższe liczebności występowały z reguły wiosną lub latem, zaś w zbiorniku Nadrybie występował także wyraźny szczyt liczebności jesienią (Rys. 45). Szczególnie wyraźny wzrost liczebności skorupiaków w okresie letnim obserwowany był również w jeziorach amerykańskich [24]. Natomiast latem wyraźny wzrost liczebności wrotków notowano m. in. w polimiktycznym jeziorze Budzyńskim [67]. W jeziorach Polesia Lubelskiego jesienią występował z reguły wzrost liczebności tych bezkręgowców [114].

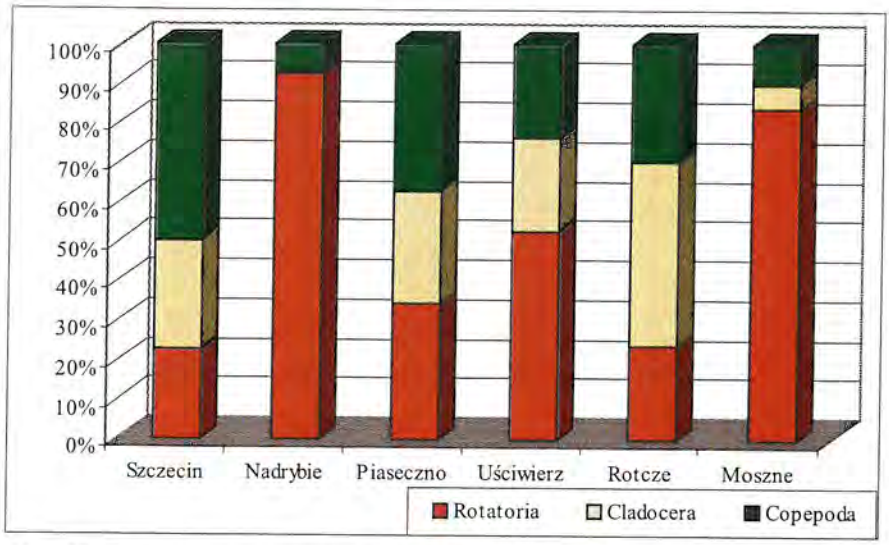


Rys. 45. Kształtowanie się liczebności zooplanktonu w poszczególnych sezonach w jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)(W – wiosna, L – lato, J – jesień)

Fig. 45. Seasonal variety abundance of the zooplankton in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)(W – spring, L – summer, J – autumn)

W strukturze ilościowej zooplanktonu w większości badanych jezior wrotki stanowiły ponad 50% udziału w ogólnej liczebności.

W przeżyźnionym zbiorniku Nadrybie zdecydowaną przewagę miały wrotki (*Rotatoria*), dochodząc do 90% ogólnej liczebności, zaś w zbiorniku Szczecin widłonogi (*Copepoda*), które przekraczały 50% ogólnej liczebności zooplanktonu (Rys. 46). W zespole jezior uściwierskich udział procentowy poszczególnych grup taksonomicznych zooplanktonu był wyraźnie zróżnicowany. W mezotroficznym

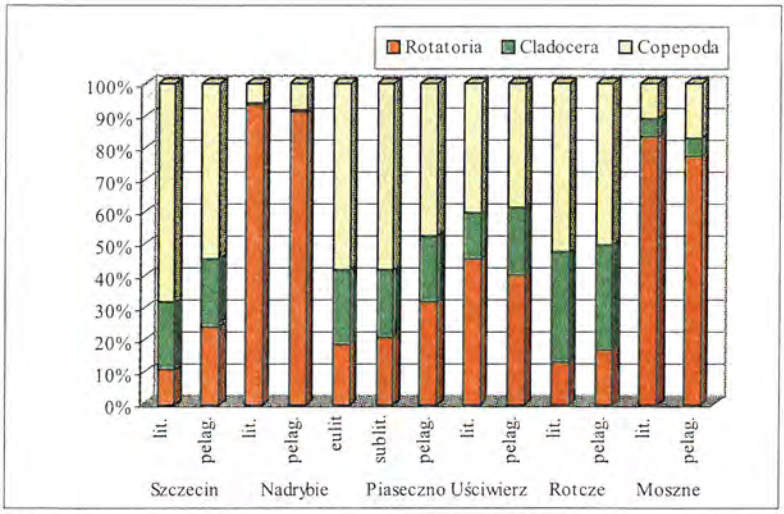


Rys. 46. Udział procentowy poszczególnych grup zooplanktonu (*Rotatoria, Cladocera, Copepoda*) w ogólnej ich liczebności w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 46. Percentage of zooplankton taxa (*Rotatoria, Cladocera, Copepoda*) in the total density in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

jeziorze Piaseczno występowała niewielka przewaga widłonogów przekraczających 40% ogólnej liczebności zooplanktonu, w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz dominowały wrotki, stanowiąc 45%, zaś w eutroficznym jeziorze Rotcze największy udział w ogólnej liczebności osiągały wioślarki, stanowiąc ponad 50%. Natomiast w dystroficznym jeziorze Moszne, zdecydowaną dominację przejmowały wrotki, osiągając aż 70% udział w ogólnej liczebności zooplanktonu. Również badania przeprowadzone w jeziorach amerykańskich potwierdzają wzrost liczebności wrotków wraz ze wzrostem żyzności wód [25]. W jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wrotki najwyższe liczebności osiągały z reguły w strefie pelagialu. Skorupiaki planktonowe natomiast wyraźnie zwiększały swoją liczebność w litoralu. Jedynie w dystroficznym jeziorze Moszne wzrost ich liczebność występował w pelagialu (Rys. 47).

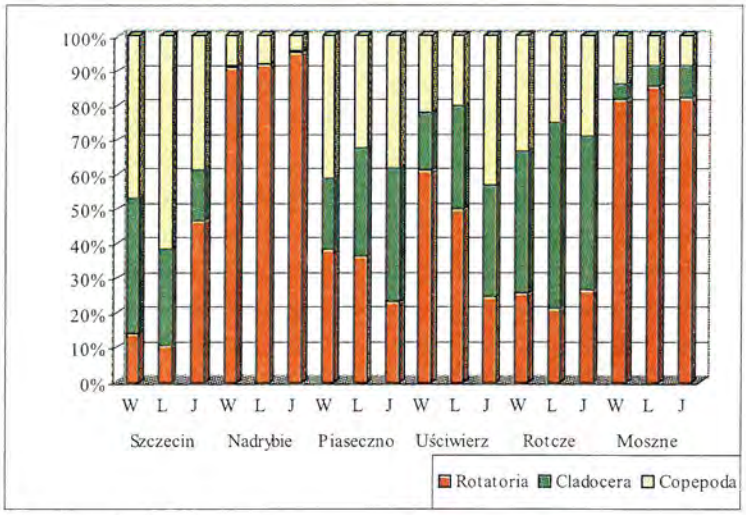
Udział poszczególnych grup taksonomicznych w zooplanktonie zbiorników wodnych wykazywał także mniejsze lub większe zmiany sezonowe. W jeziorach wrotki najwyższą liczebność osiągały w okresie wiosny, zaś w zbiornikach zapadliskowych jesienią. Skorupiaki planktonowe, zwłaszcza wioślarki, najwyższe liczebności osiągały latem (Rys. 48). Letni szczyt liczebności



Objaśnienia: lit. - litoral, eulit. - eulitoral, sublit. - sublitoral, pelag.- pelagial

Rys. 47. Udział procentowy poszczególnych grup taksonomicznych zooplanktonu w ogólnej ich liczebności w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 47. Percentage of zooplankton taxa in the total density in some zones in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



W - wiosna, L - lato, J - jesień

Rys. 48. Kształtowanie się udziału procentowego poszczególnych grup taksonomicznych zooplanktonu w poszczególnych sezonach w jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002) (W – wiosna, L – lato, J – jesień)

Fig. 48. Seasonal variety percentage of zooplankton taxa in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002) (W – spring, L – summer, J – autumn)

skorupiaków planktonowych mógł być spowodowany korzystnymi warunkami pokarmowymi, jak również wzrostem temperatury wody [72,130].

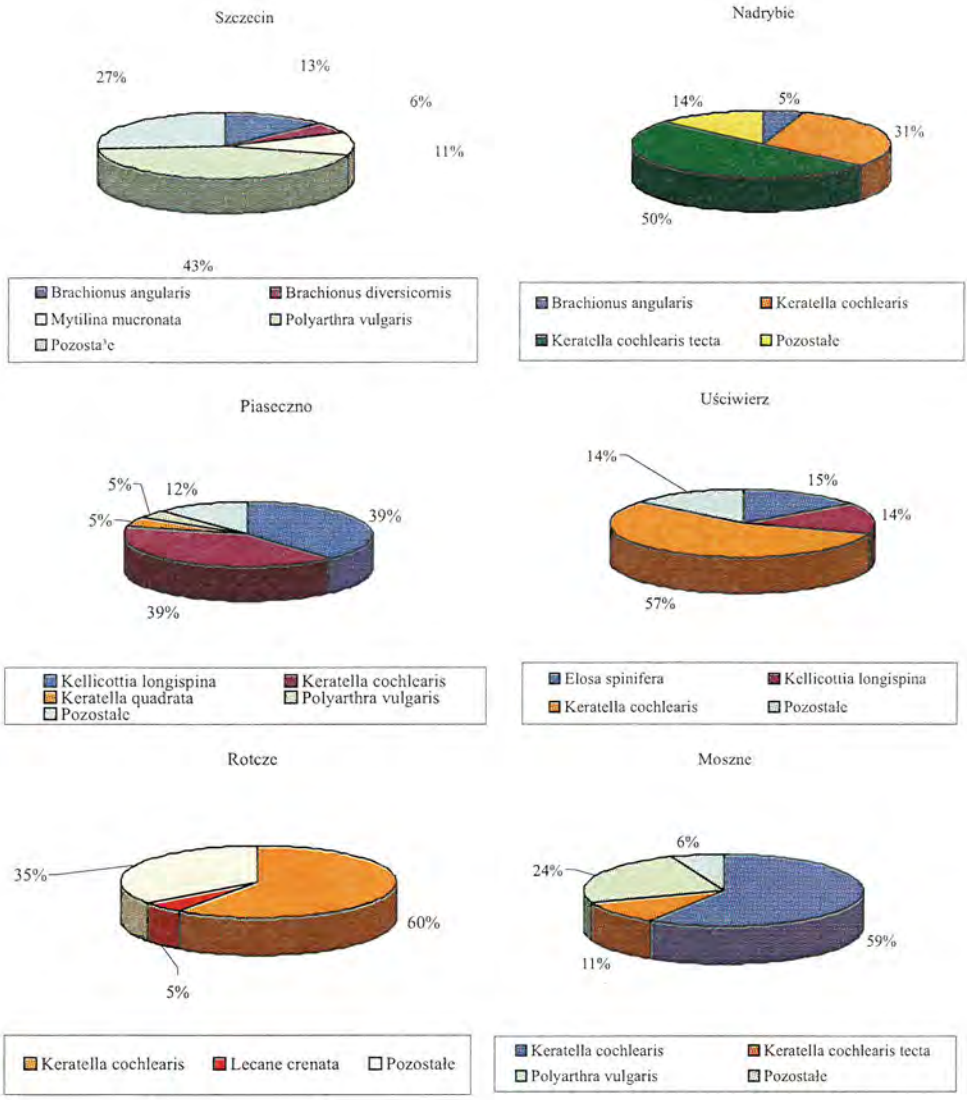
Struktura dominacji zooplanktonu była bardzo wyraźnie zróżnicowana zarówno w poszczególnych typach troficznych jezior, jak i w zbiornikach zapadliskowych. Wśród wrotków grupę dominantów tworzyło 9 gatunków (Rys. 49).

W zbiorniku zapadliskowym Szczecin zdecydowanym eudominantem były: *Polyarthra vulgaris*, osiągająca aż 43% udziału w ogólnej liczebności. Licznie występowały także *Brachionus angularis, Brachionus diversicornis* i *Mytilina mucronata*, stanowiące od 6 do 13% ogólnej liczebności. Ponadto w grupie subdominantów występowały 3 gatunki, zaś w grupie recedentów, najwięcej gdyż 15 gatunków a ich udział kształtował się na poziomie 27% ogólnej liczebności. W zbiorniku Nadrybie natomiast grupę eudominantów tworzyły dwa podgatunki: *Keratella cochlearis cochlearis* i *Keratella cochlearis tecta* typowe dla wód żyznych, zaś do grupy dominantów zaliczono *Brachionus angularis*, obejmujący ponad 5% ogólnej liczebności. Dwa gatunki należały do subdominantów, zaś 8 do recedentów a ich udział w ogólnej liczebności wynosił 14% (Rys. 49).

W należącym do zespołu jezior uściwierskich mezotroficznym jeziorze Piaseczno zdecydowanymi eudominantami były *Keratella cochlearis* i *Kellicottia longispina*, osiągające 39% ogólnej liczebności, zaś dominantami dwa gatunki: *Keratella quadrata* i *Polyarthra vulgaris*, których udział w ogólnej liczebności wynosił 5%. Grupy subdominantów i recedentów tworzyło odpowiednio: 8 i 12 gatunków, które osiągały 12% ogólnej liczebności. W lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz i eutroficznym jeziorze Rotcze grupę eudominantów tworzyło od 2 do 3 gatunków. W jeziorze Uściwierz były to eurytopowe: *Keratella cochlearis, Kellicottia longispina* i *Elosa spinifera*, zaś w jeziorze Rotcze: *Keratella cochlearis* i *Lecane crenata*, osiągające do 60% udziału w ogólnej liczebności. Grupy subdominantów i recedentów obejmowały od 12 do 14 gatunków, osiągających od 15 do 35% ogólnej liczebności. Natomiast w dystroficznym jeziorze Moszne grupę eudominantów reprezentowały trzy gatunki: *Keratella cochlearis cochlearis, Keratella cochlearis tecta* i *Polyarthra vulgaris*, osiągające od 11 do 59% ogólnej liczebności. Grupę subdominantów i recedentów tworzyło odpowiednio 4 i 14 gatunków o 6% udziale w ogólnej liczebności (Rys. 49).

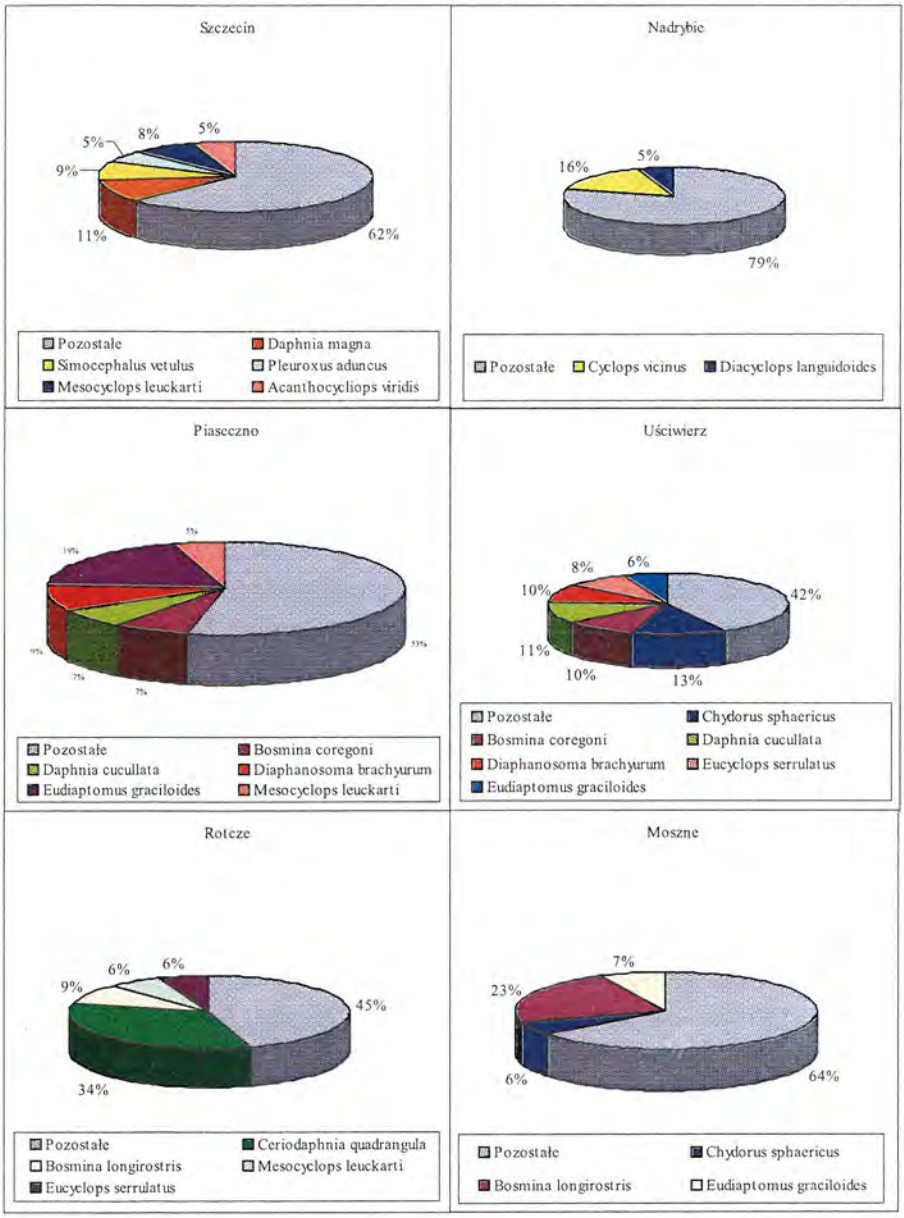
W zespole skorupiaków planktonowych wszystkich badanych jezior i zbiorników zapadliskowych występowało 10 gatunków dominujących (Rys. 50).

W zbiorniku Szczecin *Daphnia magna* była eudominantem, osiągając 11% ogólnej liczebności. Cztery inne gatunki: *Simocephalus vetulus, Mesocyclops leuckarti, Pleuroxus aduncus* i *Acanthocyclops viridis* tworzyły grupę



Rys. 49. Struktura dominacji wrotków (*Rotatoria*) w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 49. Structure of dominance of *Rotatoria* in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



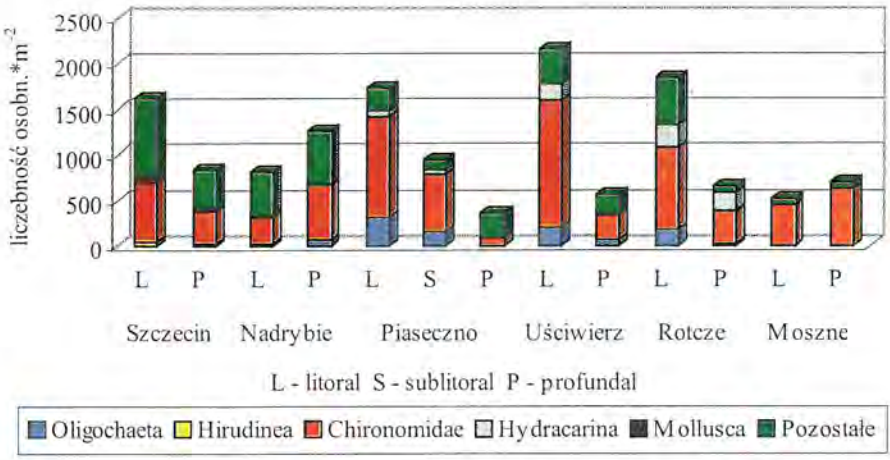
Rys. 50. Struktura dominacji skorupiaków planktonowych w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 50. Structure of dominance of crustaceans plankton in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

dominantów, posiadających od 5 do 9% ogólnej liczebności. Do subdominantów należały 2 gatunki, zaś do recedentów 14 gatunków wioślarek i widłonogów, obejmujących 62% ogólnej liczebności. W zbiorniku Nadrybie *Cyclops vicinus* był eudominantem o 16% udziale w ogólnej liczebności, zaś *Diacyclops* languidoides dominantem, stanowiąc ponad 5% liczebności. Ponadto 2 gatunki należały do subdominantów i 10 do recedentów, osiągając aż 79% ogólnej liczebności (Rys. 50). Wyraźny wzrost udziału skorupiaków z rzędu *Cyclopoida*, głównie gatunków z rodzaju *Mesocyclops* wraz ze wzrostem trofii wód potwierdzają również badania innych autorów [77,138].

Struktura dominacji skorupiaków planktonowych była również wyraźnie zróżnicowana w zespole jezior uściwierskich. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno w grupie eudominantów znalazł się *Eudiaptomus graciloides*, gatunek eulimnetyczny, którego udział w ogólnej liczebności wynosił 19%. W strukturze dominacji coraz częściej pojawiały się gatunki typowe dla wód żyznych. Cztery gatunki należały do grupy dominantów. Były to: *Diaphanosoma brachyurum, Bosmina coregoni, Daphnia cucullata* i *Mesocyclops leuckarti*, stanowiące od 5,1 do 9% w liczebności skorupiaków planktonowych. Do subdominantów zaliczono 4 gatunki, zaś do recedentów aż 16 gatunków, stanowiących 53% liczebności. W lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz cztery gatunki należały do eudominantów. Były to *Chydorus sphaericus, Bosmina coregoni, Daphnia cucullata* i *Diaphanosoma brachyurum*, obejmujące od 10,1 do 13% udziału w liczebności. Dwa gatunki: *Eucyclops serrulatus* i *Eudiaptomus graciloides* należały do dominantów, stanowiąc od 6 do 8% liczebności. Grupę subdominantów tworzyły 3 gatunki, zaś recedentów 13 gatunków, dochodząc do 42% ogólnej liczebności. Natomiast w eutroficznym jeziorze Rotcze zdecydowanym eudominantem była *Ceriodaphnia quadrangula*, stanowiąc 34% liczebności. Grupę dominantów tworzyły trzy gatunki: *Bosmina longirostris, Mesocyclops leuckarti* i *Bosmina longirostris*, osiągające od 6 do 9% liczebności. Ponadto dwa gatunki należały do subdominantów i najwięcej, bowiem 27 gatunków do recedentów, osiągających aż 45% w ogólnej liczebności skorupiaków. W położonym na terenie Poleskiego Praku Narodowego dystroficznym jeziorze Moszne, tylko jeden gatunek Bosmina longirostris była eudominantem, stanowiąc 23% ogólnej liczebności, dwa gatunki: *Eudiaptomus graciloides* i *Chydorus sphaericus* były dominantami, osiągając do 7% liczebności skorupiaków. Także dwa gatunki należały do subdominantów, zaś 12 do recedentów, osiągając 64% ogólnej liczebności (Rys. 50).

Liczebność zoobentosu w badanych jeziorach i zbiornikach zapadliskowych kształtowała się na bardzo różnych poziomach. W zbiornikach depresyjnych liczebność bentosu była stosunkowo wysoka, gdyż wynosiła 1028 osobn.·m^{-2} w

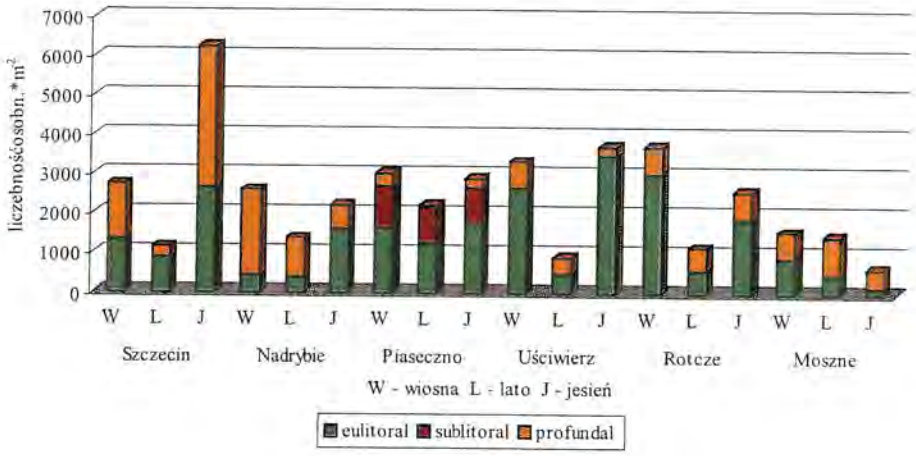


Rys. 51. Średnia liczebność głównych grup systematycznych zoobentosu w badanych strefach w jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 51. Average annual abundance of the zoobenthos in study zones of lakes and reservoirs in the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Nadrybiu i 1191 osobn.·m^{-2} w Szczecinie. W jeziorach najwyższe liczebności wystąpiły w Uściwierzu – 1318 osobn.·m^{-2} i Rotczu – 1252 osobn.·m^{-2} a najniższe zaś w jeziorze Moszne i wynosiły 605 osobn.·m^{-2} (Rys. 51).

W poszczególnych strefach badanych zbiorników wodnych bentos wykazywał bardzo wyraźne zróżnicowanie ilościowe. We wszystkich badanych jeziorach oraz w zbiorniku depresyjnym Szczecin zdecydowanie najwyższe liczebności pojawiły w litoralu, gdzie kształtowały się na poziomie 2202 osobn.·m^{-2} w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz. W ich profundalu natomiast liczebności bentosu były zdecydowanie mniejsze i wynosiły 217 osobn.·m^{-2} w mezotroficznym jeziorze Piaseczno i 434 osobn.·m^{-2} w lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz. W zbiorniku depresyjnym Nadrybie struktura liczebności kształtowała się odwrotnie i w litoralu liczebność jego była znacznie niższa niż w profundalu i wynosiła 805 osobn.·m^{-2} oraz 1251 osobn.·m^{-2} (Rys. 51).

Liczebność bentosu wykazywała także wyraźne zróżnicowanie sezonowe. W sezonie wiosennym i jesiennym osiągała ona zwykle wysokie i podobne wartości, jedynie w zbiorniku Szczecin wyraźny szczyt liczebności wystąpił jesienią.

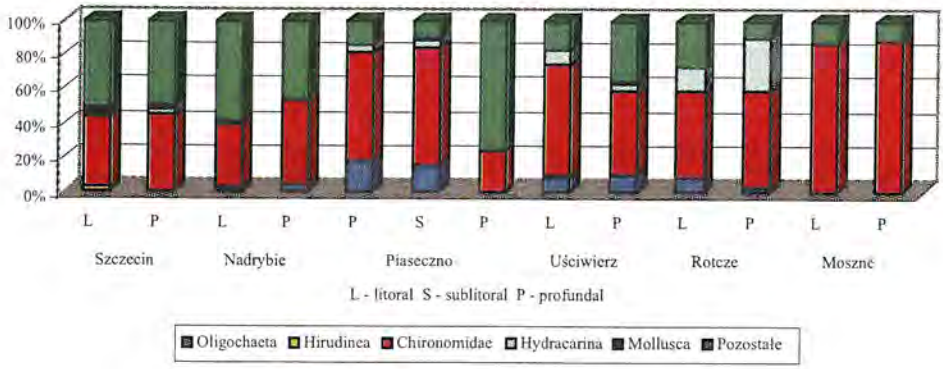


Rys. 52. Zmienność sezonowa średniej liczebności bentosu w poszczególnych strefach w jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 52. Seasonal variety average abundance of the zoobenthos in some zones of lakes and reservoirs in the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

Natomiast najniższe liczebności występowały zwykle latem, a jedynie w jeziorze Moszne minimum liczebnościowe wystąpiło jesienią (Rys. 52).

W strukturze ilościowej zoobentosu w większości badanych jezior *Chironomidae* stanowiły ponad 50%, a ponad 80% w jeziorze Moszne w ogólnej liczebności zoobentosu. Podobne proporcje udziału *Chironomidae* w bentosie jeziornym notowano w jeziorach mazurskich [13]. W zbiornikach depresyjnych dominującą grupę stanowiły *Insecta* excl. *Chironomidae* osiągające ponad 50% udziału. W jeziorach: Piaseczno, Uściwierz, Rotcze duży udział w liczebności bentosu miały także *Oligochaeta* oraz *Hydrachnidia*, dochodzące do około 20%. Ponadto we wszystkich jeziorach *Insecta* excl. *Chironomidae* tworzyły także 20% liczebności (Rys. 53). Podobne strukturę ilościową stwierdzono w badanych jeziorach także w latach 80-tych i 90-tych [124].

Struktura dominacji w zoobentosie była bardzo wyraźnie zróżnicowana zarówno w poszczególnych jeziorach jak i zbiornikach depresyjnych. W zbiorniku Szczecin grupę dominantów tworzyły dwa taksony: *Caenis* sp. 14%, oraz *Chironomus* f. l. *plumosus* – 11% w ogólnej liczebności bentosu. W zbiorniku Nadrybie dominantami okazały się trzy taksony: *Chaoborus flavicans* stanowiąc 32%, *Heleidae* – 24%, *Chironomus* f. l. *plumosus* – 19%. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno do dominantów należał *Stictochironomus psammophilus*, który stanowił 23%. Ponadto *Oligochaeta* oraz *Polypedilum* gr. *breviantennatum*



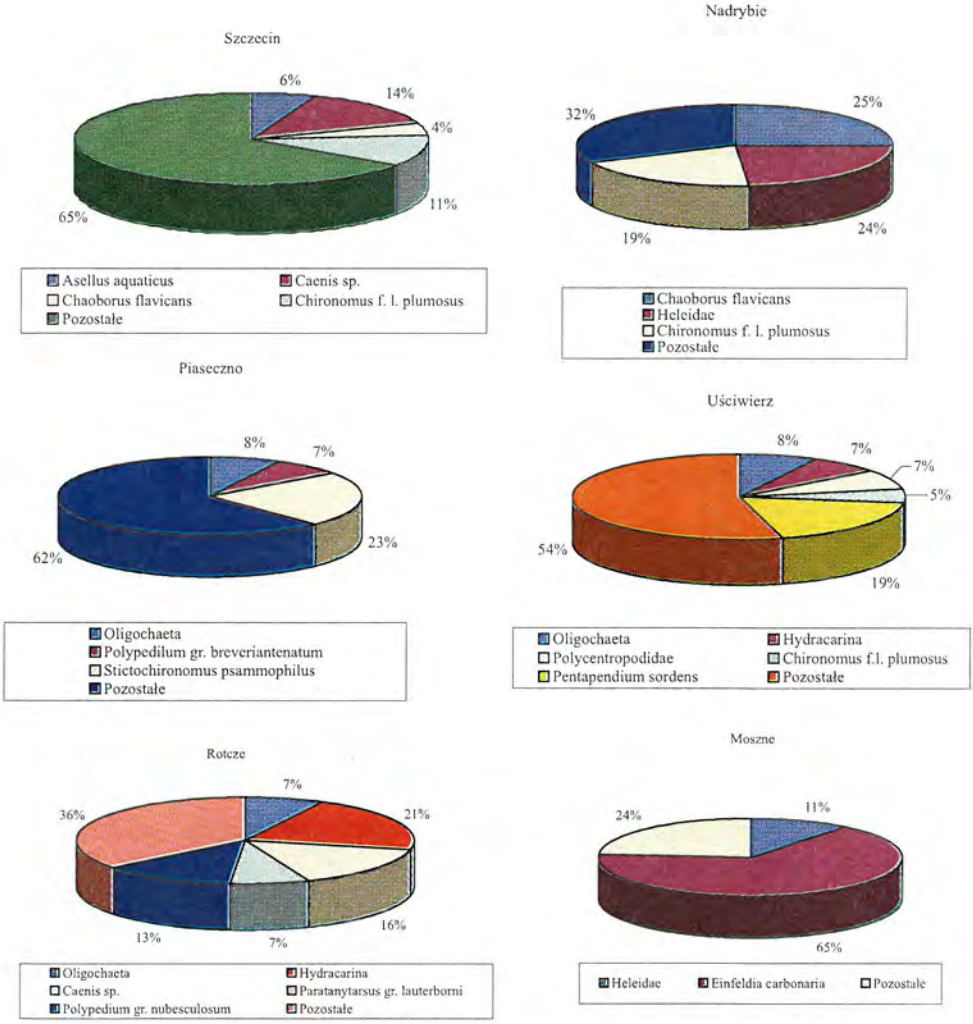
Rys. 53. Udział procentowy poszczególnych grup taksonomicznych bentosu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 53. Structure of dominance of zoobentos in some zones of lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

znalazły się w grupie influentów stanowiąc 7-8% liczebności bentosu w tym jeziorze. W eutroficznym jeziorze Uściwierz dominantem okazał się *Pentapedilum sordens* stanowiący 19%, a influentami 3 taksony: *Oligochaeta, Polycentropodidae* oraz *Hydrachnidia*, stanowiące 7-8% liczebności bentosu. W jeziorze Rotcze grupę dominantów stanowiło 3 różnej rangi taksony: *Hydrachnidia, Caenis* sp., *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, mające od 13 do 21% ogólnej liczebności bentosu. Grupę influentów tworzyły: *Oligochaeta, Paratanytarsus* gr. *lauterborni*, stanowiąc 7% liczebności bentosu w tym jeziorze. W dystroficznym jeziorze Moszne zdecydowanymi dominantami okazały się: *Einfeldia carbonaria* oraz *Heleidae*, stanowiące od 24 aż do 65% ogólnej liczebności bentosu w tym jeziorze (Rys. 54).

5.5. Zmiany w strukturze jakościowej i ilościowej biocenoz w zależności od rodzaju antropogenicznego wpływu na zbiornik wodny

Fitoplankton

W powstałym w wyniku działalności kopalni "Bogdanka" zbiorniku zapadliskowym Nadrybie różnorodność gatunkowa fitoplanktonu wyraźnie odbiegała od różnorodności w pozostałych ekosystemach ze względu na



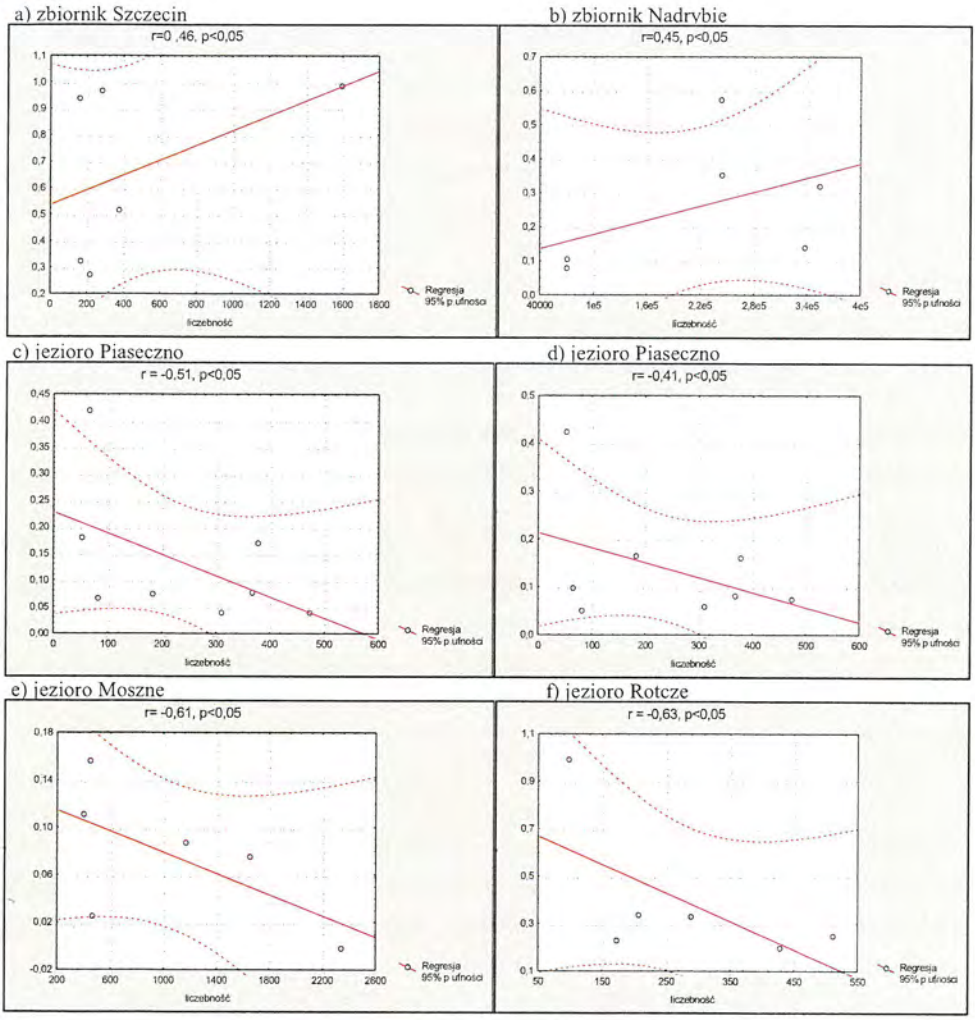
Rys. 54. Struktura dominacji bentosu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 54. Structure of dominance of zoobentos in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

utrzymujący się w tym zbiorniku zakwit zielenic. Natomiast występowanie w zbiorniku Szczecin kryptofitów i euglenin wskazywało na dużą zawartość w wodzie materii organicznej, gdyż są to organizmy miksotroficzne, mogące korzystać z gotowej materii organicznej [53,57].

W zespole jezior uściwierskich, a zwłaszcza w jeziorze Piaseczno, różnorodność gatunkowa fitoplanktonu w stosunku do początku lat 70-tych zmniejszyła się o ok. 20-30%. Zmniejszyła się przede wszystkim liczba gatunków zielenic z rzędu sprzężnicowe, które w latach 1971-72 reprezentowane były w tym jeziorze przez 25-30 gatunków. Ubożenie gatunkowe fitoplanktonu może być następstwem antropopresji wynikającej głównie z rozwoju turystyki. Małą różnorodnością gatunkową charakteryzował się również fitoplankton w jeziorze Moszne położonym na terenie Poleskiego Parku Narodowego. Skład fitoplanktonu w tym jeziorze nie potwierdzał całkowicie jego dystroficznego charakteru. We wszystkich badanych zbiornikach nie stwierdzono występowania rzadkich gatunków glonów. Jest to również potwierdzeniem ubożenia gatunkowego w tych jeziorach wynikającego z antropopresji – wszystkie trzy jeziora uściwierskie znajdują się w obszarze ciągle rozwijającej się turystyki. Nie stwierdzono w jeziorach żadnej prostej zależności potwierdzonej wartościami współczynników korelacji pomiędzy wzrostem ilości fitoplanktonu (liczebności) a chemicznymi właściwościami wody. Zależność między koncentracją fosforu ogólnego a wzrostem liczebności fitoplanktonu, co potwierdza niski współczynnik korelacji (r= 0,46), stwierdzono tylko w antropogenicznych zbiornikach zapadliskowych (Rys. 55).

Zbiorniki zapadliskowe Nadrybie i Szczecin znajdują się w bardzo bliskim sąsiedztwie Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka. Skład gatunkowy i ilościowy makrofitów świadczy o wczesnym stadium sukcesyjnym tych zbiorników. Są to zbiorniki bardzo płytkie, stąd brak w nich wykształconego typowego dla jezior strefowego rozmieszczenia makrofitów. Dominującą formą są rośliny ziemnowodne i wynurzone, brak jest strefy roślin o liściach pływających, bardzo nieliczne są rośliny zanurzone (Tabela 14). Istniejącą sytuację tłumaczyć może fakt, iż zbiorniki są stosunkowo młode, zasiedlanie ich następuje niemalże od "punktu zerowego". Świadczy o tym duża liczba gatunków pionierskich, takich jak: żabieniec babka wodna, pałka szerokolistna, turzyce i sity. Uzupełniają je gatunki typowe szuwarów: trzcina pospolita i oczeret jeziorny. Dalsze eutrofizowanie zbiorników powoduje pojawianie się kolejnych gatunków szuwarowych, takich jak: kosaciec żółty, jeżogłówka gałęzista. Proces przebudowy roślin w tych zbiorowiskach ulega sukcesywnemu przyspieszaniu,



Rys. 55. Zależność (korelacja – r) pomiędzy liczebnością fitoplanktonu a właściwościami fizyczno-chemicznymi wody badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 55. Relationship between phytoplankton numbers and physical and chemical parameters in lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

wywoływanym sposobem użytkowania w ich zlewniach – dominują łąki i pola uprawne. Ponadto występujące w obydwu zbiornikach wypłycenia porośnięte są pałką wąsko- i szerokolistną, trzciną pospolitą oraz wierzbą.

Roślinność zanurzona tych zbiorników charakteryzuje się ubogim składem gatunkowym, powodowanym prawdopodobnie obecnością w ich wodach dużej ilości glonów nitkowatych ograniczających przenikanie światła. Duży wpływ mają również znaczne wahania poziomu wody.

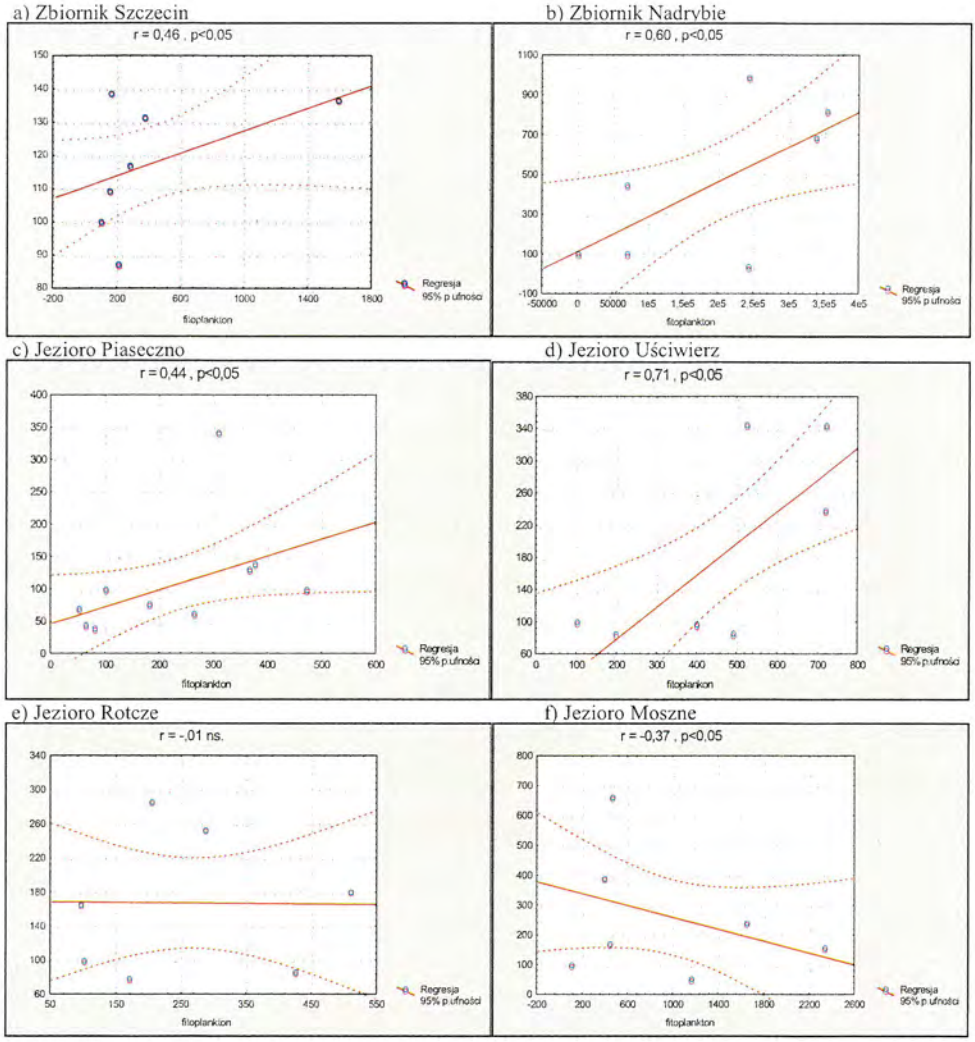
Typowe makrofity zbiorników depresyjnych Nadrybie i Szczecin to gatunki wód eutroficznych o ogromnej plastyczności ekologicznej (Tabela 15).

W zespole jezior uściwierskich występowało duże bogactwo gatunkowe zarówno wśród elodeidów i ramienic, jak i helofitów. Świadczy to o stabilności ekologicznej tych ekosystemów.

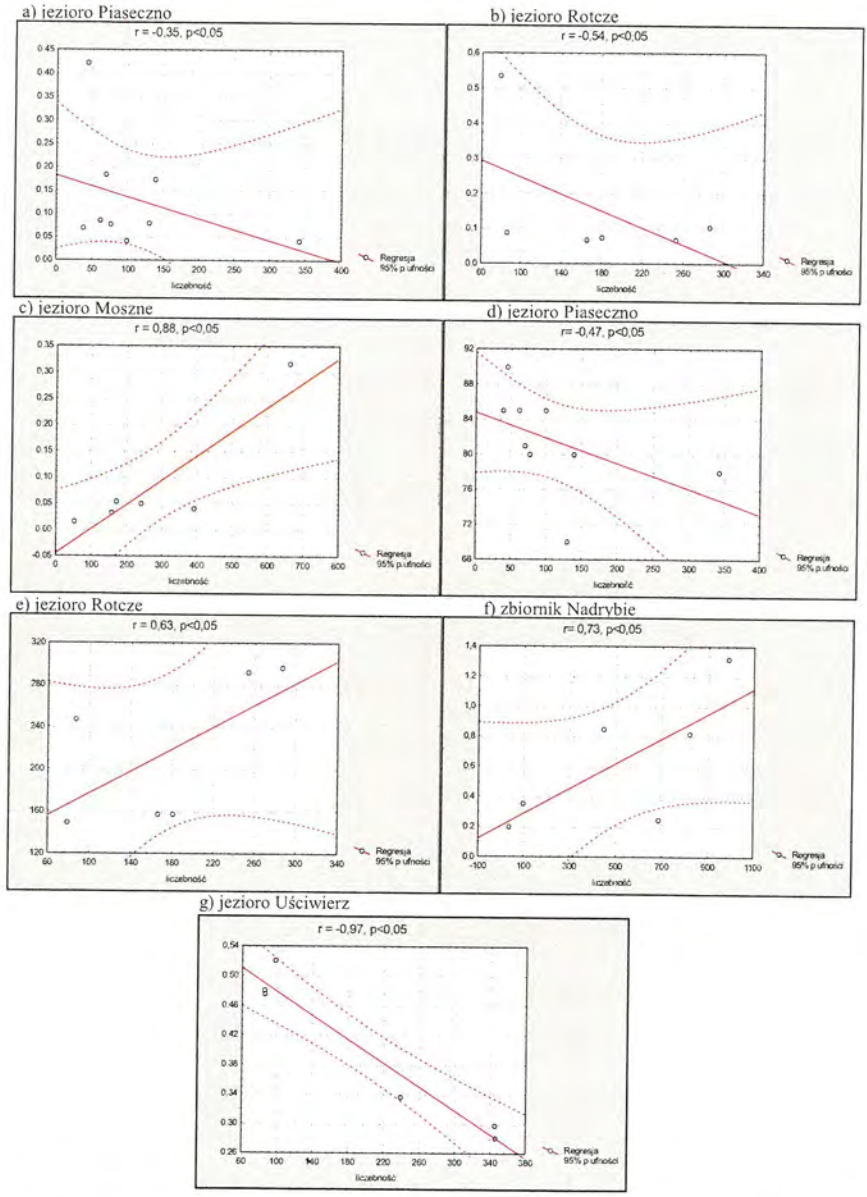
W powstałych w wyniku działalności Kopalni Bogdanka zbiornikach zapadliskowych różnorodność gatunkowa zooplanktonu była duża i wyraźnie zróżnicowana. W zbiorniku Szczecin występowało znacznie więcej gatunków niż w zbiorniku Nadrybie. W zespole jezior uściwierskich różnorodność gatunkowa zooplanktonu była stosunkowo wysoka mimo pogarszających się warunków środowiskowych w ich zlewniach wynikających m. in. z rozwoju zabudowy rekreacyjnej, czy też degradacji torfowiska przy jeziorze Piaseczno w wyniku nawiezienia skały dołowej z Kopalni Bogdanka. Z drugiej jednak strony przeprowadzony program renaturalizacji pozwolił na częściową odbudowę stabilności ekologicznej tych ekosystemów [121]. W położonym na terenie Poleskiego Parku Narodowego jeziorze Moszne różnorodność gatunkowa zooplanktonu była stosunkowo niewielka w porównaniu z innymi badanymi zbiornikami wodnymi, co może wynikać z limnologicznego charakteru tego jeziora.

Również liczebność, jak i struktura dominacji zooplanktonu zasiedlającego zbiorniki zapadliskowe była wyraźnie zróżnicowana. W zbiorniku Nadrybie była ona najwyższa, i przeważały w niej wrotki preferujące wody żyzne. Wydaje się, że czynnikiem kształtującym liczebność zooplanktonu może być wysoka trofia tego zbiornika. Stwierdzono, że wraz ze wzrostem stężenia azotu azotanowego wzrastała również liczebność zooplanktonu. Potwierdza to wysoka wartość współczynnika korelacji osiągająca $r=0,73$ przy $p\leq0,05$. W zbiornikach zapadliskowych, szczególnie w zbiorniku Nadrybie występowało bardzo duże zagęszczenie fitoplanktonu, stanowiącego potencjalną bazę pokarmową dla zooplanktonu. Wraz ze wzrostem zagęszczenia glonów planktonowych obserwowano również wyższe liczebności zooplanktonu. Zależność tę potwierdzają współczynniki korelacji wahające się od $r=0,46$, przy $p\leq0,05$ w

zbiorniku Szczecin do r=0,60 przy p≤0,05 w zbiorniku Nadrybie (Rys. 56). Także w zespole jezior uściwierskich czynniki chemiczne wód mniej lub bardziej mogły kształtować występowanie i liczebności zooplanktonu. W mezotroficznym jeziorze Piaseczno wzrost stężeń fosforu ogólnego i stopnia mineralizacji wód powodował spadek liczebności zooplanktonu. Zależność tę potwierdzają współczynniki korelacji kształtujące się na poziomie od r=–0,35 do r=–0,47 przy p≤0,05. Występujące w nich zdecydowanie większe liczebności widłonogów można tłumaczyć stabilizowaniem się w jeziorze Piaseczno równowagi biocenotycznej [46]. W jeziorze tym wzrostowi liczebności fitoplanktonu towarzyszył wyraźny wzrost liczebności zooplanktonu. Potwierdza to współczynnik korelacji r=0,44 przy p≤0,05. Wydaje się, że ciągle wzrastający ruch rekreacyjny nad tym jeziorem może wpływać w istotny sposób na struktury biocenotyczne i funkcjonowanie, poprzez eutrofizację mikrosiedlisk i degradowanie specyficznych układów biotycznych [127]. W lekko eutroficznym jeziorze Uściwierz wystąpiła jedynie ujemna zależność pomiędzy azotem amonowym a zooplanktonem a współczynnik korelacji przyjmował r=–0,97, przy p≤0,05. Wzrost liczebności fitoplanktonu wpływał wyraźnie na wzrost liczebności organizmów zooplanktonowych. Zależność tą potwierdza stosunkowo wysoki współczynnik korelacji wynoszący r=0,71, przy p≤0,05 (Rys. 56). W eutroficznym jeziorze Rotcze żyzność wody również mogła kształtować liczebność zooplanktonu. Wskazuje na to dodatnia korelacja przewodnictwa elektrolitycznego z liczebnością zooplanktonu. Notowano również ujemną zależność stężenia fosforu ogólnego z liczebnością zoolpanktonu. Współczynniki korelacji osiągały odpowiednio: r=0,63 i r=–0,54, przy p≤0,05. Jednocześnie występowało stosunkowo dużo gatunków wskaźników eutrofii. Natomiast nie zaznaczał się istotny wpływ wzrostu liczebności fitoplanktonu na poziom liczebności zooplanktonu. Być może wynika to stąd, że w fitoplanktonie dominowały glony nitkowate niedostępne lub trudno dostępne dla większości organizmów zooplanktonowych. Zdecydowana dominacja wioślarek w zooplanktonie jeziora Rotcze wskazuje na dalszy wzrost żyzności wód. W dystroficznym jeziorze Moszne wraz ze wzrostem zawartości fosforu ogólnego w wodzie występował wyraźny wzrost liczebności zooplanktonu. Zależność tę potwierdza wysoka wartość współczynnika korelacji r=0,88, przy p≤0,05 (Rys. 57 i 58). Również znaczny wzrost eutrofobiontów może potwierdzać obserwowany od kilku lat stopniowy wzrost trofii tego jeziora. Być może jest to związane z wyraźną tendencją do alkalizacji wód. Zjawisko to jest prawdopodobnie wywołane zasilaniem jeziora podziemnymi, wyraźnie

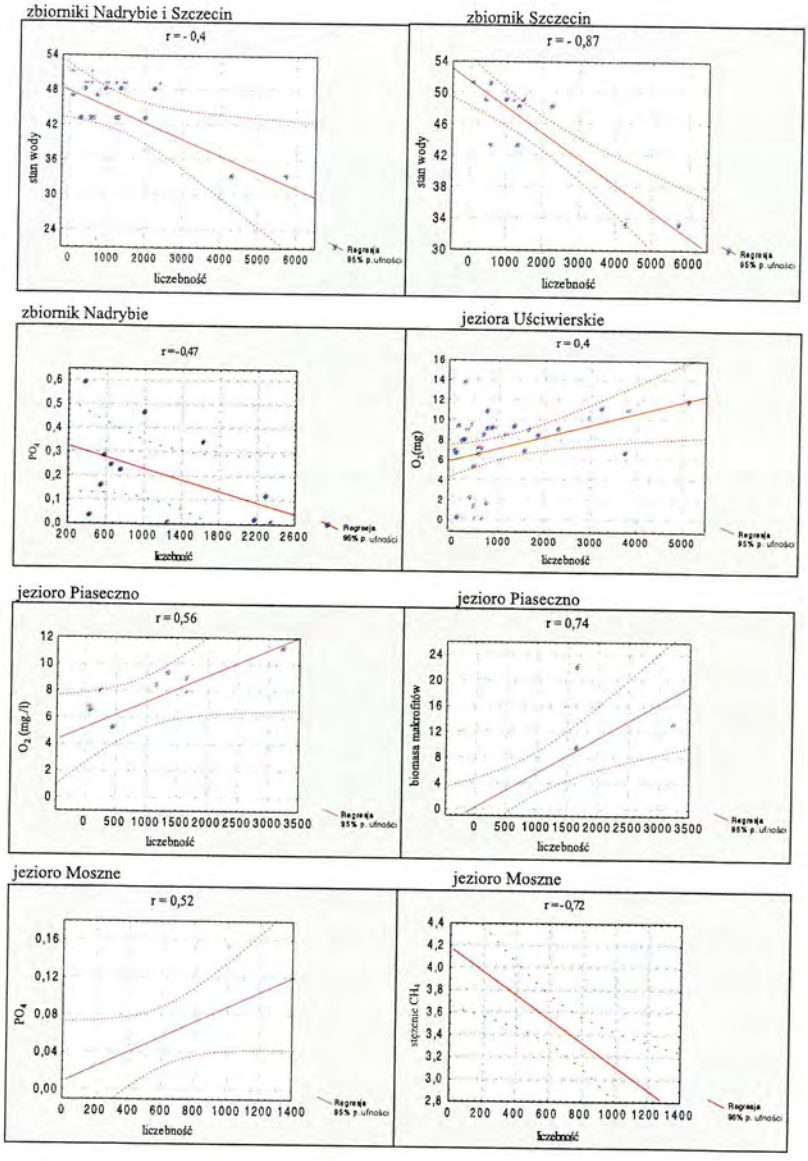


Rys. 56. Zależność (korelacja – r) pomiędzy liczebnością fitoplanktonu i zooplanktonu w badanych jeziorach i zbiornikach depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)
Fig. 56. Relationship between phytoplankton and zooplankton numbers in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 57. Zależność (korelacja – r) pomiędzy liczebnością zooplanktonu a właściwościami fizyczno-chemicznymi wody badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 57. Relationship between zooplankton numbers and physical and chemical parameters in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)



Rys. 58. Zależność (korelacja – r) pomiędzy liczebnością zoobentosu a właściwościami fizyczno-chemicznymi wody badanych jezior i zbiorników depresyjnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (lata 2001-2002)

Fig. 58. Relationship between zoobentos numbers and physical and chemical parameters in investigated lakes and reservoirs of the Łęczna-Włodawa Lakeland (years 2001-2002)

zasadowymi wodami naporowymi [86]. Nie wystąpiła natomiast żadna istotna zależność pomiędzy liczebnością fitoplanktonu i zooplanktonu. Być może w jeziorze tym w populacjach zooplanktonu zdecydowaną przewagę mają gatunki detrytusożerne.

W zbiornikach zapadliskowych leżących w bliskim sąsiedztwie kopalni Bogdanka różnorodność gatunkowa bentosu była stosunkowo wysoka i wyraźnie zróżnicowana. W zbiorniku Szczecin występowało znacznie więcej gatunków niż w zbiorniku Nadrybie, gdyż ich liczba wynosiła odpowiednio 32 i 15. W zespole jezior uściwierskich ukształtowała się wysoka liczba gatunków bentosu. Świadczyć to może o stabilności ekologicznej tych jezior, mimo znacznej presji turystycznej, degradacji okolicznych torfowisk i bliskiego sąsiedztwa kopalni. W jeziorze Moszne położonym na terenie Poleskiego Parku Narodowego różnorodność gatunkowa bentosu była bardzo niska. Jest to naturalna cecha dla tego typu jezior i świadczyć może o jego dystroficznym charakterze [118].

Liczebność bentosu w zbiornikach depresyjnych i jeziorach uściwierskich była podobna. Natomiast różne były czynniki kształtujące jej poziom w poszczególnych typach wód. W zbiornikach depresyjnych liczebność bentosu w znacznym stopniu kształtowały stany wody, co potwierdza ujemny współczynnik korelacji dla grupy zbiorników (r=–0,4) i dla zbiornika Szczecin (r=–0,87). Niskie stany wody w tych zbiornikach powodowały znaczne cofanie linii brzegowej, niszcząc tym siedliska bentosu litoralowego. W zbiorniku zapadliskowym Nadrybie wywoływały natomiast zakwity fitoplanktonu, pogarszając warunki bytowania bentosu. Ponadto w zbiorniku Nadrybie intensywne procesy eutrofizacji stanowiły także czynnik ograniczający liczebności bentosu, co potwierdzać może ujemny współczynnik korelacji pomiędzy liczebnością bentosu a zawartością fosforanów w wodzie (r=–0,47) (Rys. 58).

W zespole jezior uściwierskich warunki tlenowe w przydennych warstwach wody wpływały na liczebność zoobentosu. Potwierdza to współczynnik korelacji r=0,4. Jest to naturalny czynnik limitujący liczebności bentosu, szczególnie w strefie profundalowej eutroficznych jezior. Stosunkowo niska wartość współczynnika korelacji w jeziorach płytkich wskazuje, że zależności te dotyczą bentosu zasiedlającego strefę profundalową głębszych jezior (w jeziorze Piaseczno osiągał r=0,56). Podobny wpływ zawartości tlenu na liczebność bentosu obserwowano także w jeziorach mazurskich [54,55]. W jeziorze Piaseczno wystąpiła także zależność pomiędzy liczebnością bentosu a biomasą makrofitów zanurzonych, które stanowić mogą dogodną niszę ekologiczną dla wielu gatunków

bentosu [64]. Zależność tą potwierdza wysoki współczynnik korelacji wynoszący r=0,74 (Rys. 58).

W jeziorze Moszne czynnikiem ograniczającym liczebność bentosu jest przede wszystkim zasobność jego wód w biogeny. Zależność tę potwierdza współczynnik korelacji wynoszący r=0,54 jaki występuje pomiędzy zawartością fosforanów w wodzie a liczebnością bentosu (Rys. 58). Zależność ta szczególnie wyraźnie występuje w jeziorach o niskiej trofii, w których poziom biogenów może stanowić podstawowy czynnik limitujący liczebność bentosu [62,63,105,140].

6. EKOSYSTEMY TORFOWISKOWE

6.1. Geneza torfowisk

Większość objętych badaniami torfowisk jest genezy jeziornej. Ukształtowały się one w rozległych, najprawdopodobniej poligenetycznych, zbiornikach wodnych określanych jako jeziorzyska. Przyjmuje się, że misy tych jeziorzysk, spełniające rolę pierwotnych siedlisk torfotwórczych i będące, zdaniem niektórych badaczy, wytworem termokrasu płytkiego [41], powstały pod koniec plejstocenu, prawdopodobnie w alleródzie. Wskazuje na to, jak sugerują Bałaga i in. [2-4] wiek torfów zalegających pod gytią w spągu osadów biogenicznych niektórych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Według Buraczyńskiego i Wojtanowicza [13], autorów wytopiskowo-termokrasowej teorii pochodzenia jezior, misy jeziorne i torfowiskowe w obszarze Pojezierza rozwijały się w dwóch etapach – w końcowym etapie zlodowacenia Riss i schyłku Vistulianu.

Dotychczas, spośród badanych kompleksów jeziorno-torfowiskowych, szczegółową historią rozwoju, odtworzoną na podstawie badań palinologicznych, dysponuje jedynie kompleks jeziora Moszne. Z badań tych wynika, że pokładami spągowymi złoża torfowego, jakie ukształtowało się w istniejącym tam zbiorniku wodnym (bądź kilku małych zbiornikach), są różne rodzaje utworów gytiowych. Najstarsze z nich to alleródzkie gytie węglanowo-detrytusowe, zalegające bezpośrednio na osadach mułkowych, reprezentujących schyłek starszego dryasu. Są one przykryte gytiami glonowo-detrytusowymi, zakumulowanymi w fazie pre- i borealnej oraz osadami gytii węglanowo-detrytusowej, jakie odłożyły się z końcem fazy borealnej oraz w początkach fazy atlantyckiej. Pozostałą natomiast część fazy atlantyckiej reprezentują gytie torfiaste.

Formowanie współczesnego torfowiska w zbiorniku zapoczątkowane zostało w fazie subborealnej (około 4300+/-120 BP), kiedy wskutek wypłycenia się dna

jeziora zaistniały warunki do rozwoju roślinnych zespołów torfotwórczych. Była to roślinność turzycowo-mszysta, nasunięta na toń wodną w formie pływającego kożucha, który grubiejąc stopniowo połączył się z dnem zbiornika, a także roślinność szuwarowa, zarastająca brzegi jeziora. W początkowym etapie było to torfowisko przejściowe, później (2890+/-140 BP) torfowisko typu wysokiego [2-4].

Oprócz torfowisk genezy jeziornej, charakteryzujących się obecnością w ich profilach miąższych osadów gytii, w obszarze badanych kompleksów występują także torfowiska, które powstały w procesie zabagniania gruntów mineralnych, znajdujących się w lokalnych obniżeniach terenowych, położonych ponad ówczesnym poziomem wód wypełniających istniejące w ich otoczeniu zbiorniki wodne. Rozwój tych torfowisk zainicjowany został z chwilą, gdy krzywa depresji podnoszących się wód gruntowych objęła swym zasięgiem przypowierzchniową warstwę tych gruntów. W miarę bowiem zarastania zbiorników wodnych i zwiększania się miąższości złóż następowało podpiętrzanie wód gruntowych, co w konsekwencji doprowadziło do zabagnienia wszystkich występujących na tym terenie zagłębień. Szybkiemu zatorfianiu sprzyjał brak cieków i ograniczony płaskością terenu spływ powierzchniowy.

6.2. Typologia torfowisk

W obszarze badanych kompleksów jeziorno-torfowiskowych występują wszystkie trzy podstawowe typy torfowisk, tj. niskie, przejściowe i wysokie. Ich złoża, powstałe w siedliskach torfotwórczych o odmiennym typie hydrologicznego zasilania, różnią się pomiędzy sobą rodzajem i właściwościami budujących je torfów, co jest rezultatem jakościowego zróżnicowania dopływających do tych siedlisk wód.

Największy udział mają ekosystemy torfowiskowe wytworzone z torfów niskich, zasilane ruchliwymi, z reguły zasobnymi w związki odżywcze, wodami gruntowymi. Torfowiska te, odznaczające się w warunkach naturalnych dużym bogactwem florystycznym, pozostają obecnie w większości w stanie odwodnionym. Są one użytkowane jako łąki bądź porasta je roślinność zaroślowo-leśna. Jedyny, nieco większy płat torfowiska niskiego związanego z fazą bagienną występuje we wschodniej części kompleksu torfowego strefy rejonu jezior uściwierskich, w rejonie Garbatówki.

Torfowiska typu przejściowego występują w obszarze wszystkich badanych kompleksów jeziorno-torfowiskowych. Spotyka się je głównie na obrzeżach

zarastających jezior, gdzie utrata kontaktu z dość żyznymi wodami jezior, doprowadziła do wyparcia występującej tam w formie pływającego kożucha, roślinności turzycowo-mszystej, przez zespoły roślinne o mniejszych wymaganiach pokarmowych, charakterystyczne dla torfowisk przejściowych [96].

Trzeci ekologiczny typ torfowisk, jakimi są torfowiska wysokie, zawdzięczające swą egzystencję wyłącznie jałowym wodom opadowym, należą do najrzadziej spotykanych w obrębie całego Pojezierza. W granicach trzech objętych badaniami kompleksów, znajduje się tylko jedno takie torfowisko. Jest nim torfowisko typu kontynentalnego, położone w obszarze przyległym do jeziora Moszne.

6.3. Stratygrafia złóż z wyróżnieniem rodzajów torfów tworzących ich profile

Stratygrafię darniowych torfowisk niskich o wyraźnych oznakach zmurszenia, przedstawiają profile III i VII (Tabela 19 i 20). Pierwszy z tych profilów reprezentuje torfowiska rejonu jezior uściwierskich, położone pomiędzy jeziorami Uściwierzek i Nadrybie, a profil VII – torfowisko Orłowskie. Fakt występowania w spągu tych złóż niewielkiej miąższości (30-40 cm) osadów gytiowych oraz makroszczątków roślinności szuwarowej, mchów (*Scorpidium scorpioides* i *Meesea triquetra*), a także szczątków *Potamogeton* i *Chara* sp. dowodzi, że ukształtowały się one w płytkich zbiornikach wodnych, opanowanych w pierwszym etapie przez mechowiska. W niektórych przypadkach, czego przykładem może tu być stratygrafia profilu III, zbiorniki te uległy ponownemu zatopieniu, prawdopodobnie wskutek obniżania się dna wytapiających się zagłębień. Potwierdza to obecność gytii ilastej, zalegającej w tym profilu na cienkiej, 15 cm warstwie torfów mszystych. Występujące nad gytią utwory torfowe reprezentują torfy mszysto-turzycowiskowe (*Bryalo-Parvocaricioni*) i turzycowiskowe (*Magnocaricioni*), o wyrównanym w całym złożu, i zarazem słabym (20-35%) stopniu rozkładu w profilu III, a bardzo zróżnicowanym, niskim w warstwie spągowej (20%), i wysokim, dochodzącym nawet do 65%, w warstwach stropowych, profilu VII (Tabela 20).

Bardzo zbliżoną budowę stratygraficzną złoża torfowego wykazuje profil nr IV (Tabela 21), położony w obrębie wilgotnych i okresowo mokrych łąk trzęślicowych, zalegających w rejonie Garbatówki. Złoże to, zalegające na miąższej, 1-metrowej warstwie gytii mineralnej, ilastej i ilasto-wapiennej, przewarstwionej 20 cm warstwą piasku, tworzą słabo rozłożone torfy

Tabela 19. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil III (rejon uściwierski - torfowisko położone na łąkach torfowych pomiędzy jeziorami Uściwierzk i Nadrybie)
Table 19. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile III (uściwoerski region-peatbog located in peaty meadow between Lake Uściwierzek and Lake Nadrybie)

Głębokość	Utwór	Stopień rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-25 cm	Mursz		
25-105 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj - turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - turzycowy Cariceti	30-35%	Carex sp. 50-80% (Carex lasiocarpa, C. rostrata, C. caespitosa, C. vesicaria), Phragmites australis 10-15%, Eriophorum angustifolium - 1%; Typha sp. 5%, inne 10%
105-215 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, rodzaj - turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - Cariceti-Phragmiteti	20-35% (w części spągowej 50%)	Carex sp. 40-60% (Carex lasiocarpa, C. rostrata, C. caespitosa, C. vesicaria), Phragmites australis 20-30%, Typha sp. 10%, Schoenoplectus lacustris 5%, Menyanthes trifoliata 10%, Thelypteris palustris 5%, Nymphaea sp. 3%, Potamogeton sp. 2%, inne 10%
215-255 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, zagytiony rodzaj - turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - Cariceti-Phragmiteti	-	Carex sp. 40%, Phragmites australis 20-30%, Schoenoplectus lacustris 10%, Menyanthes trifoliata 10%, Nymphaea sp. 10%, Potamogeton sp. 3%, Ceratophyllum sp.2%, inne 10%
255-290 cm	gytia barwy szarobrunatnej z wkładką piasku na głębokości 272-274 cm; typ - mineralna, rodzaj – ilasta	-	Carex sp. 40-50%, Phragmites australis 20%, Bryales 5%, Thelypteris palustris 1%, Nymphaea sp. 10%, Potamogeton sp. 2%, Ceratophyllum sp.2%, inne 10%
290-305 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, zagytiony; rodzaj - mechowo-turzycowiskowy Bryalo-Parvocaricioni, gatunek – mszysty Bryaleti	-	Bryales 60% (Scorpidium scorpioides, Meesea triquetra), Menyanthes trifoliata trofoliata 30%, Carex sp. 10% Phragmites australis 5%, Equisetum sp. 5%
305-345 cm	gytia ilasta barwy szarej; typ – mineralna, rodzaj – ilasta	-	Phragmites australis 20-60%, Menyanthes trifoliata 20-30%, Bryales 10% (Scorpidium scorpioides, Meesea triquetra), Carex sp. 10%, Equisetum sp. 2%, Schoenoplectus lacustris 3%, Potamogeton sp. 2%, Chara sp.3%
Poniżej 345 cm	piasek barwy szarej	-	

Tabela 20. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil VII (łąki lejnowskie na Torfowisku Orłowskim)
Table 20. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile VII (Lejnowskie meadowsk located in Orłowskie peatbog)

Głębokość	Utwór	Stopień Rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-25 cm	Mursz		
25-70 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowo-trzcinowy *Carici-Phragmiteti*	55-65%	*Carex sp.* 50-80% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C. caespitosa*, *C. vesicaria*), *Phragmites australis* 10-15%, *Eriophorum angustifolium* - 1%; *Typha* sp. 5%, inne 10%
70-140 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek – *Cariceti-Phragmiteti*	25-50%	*Carex sp.* 50-80% (*Carex. rostrata*, *C.caespitosa*), *Phragmites australis* 20-30%, *Menyanthes trifoliata* 10-20%%, *Equisetum* sp. 5%, *Bryales* 5-10%, *Eriophorum* sp.5%, *Thelypteris palustris* 1%, kora *Salix* sp. 1%, inne 3%
140-160 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, rodzaj - mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – mszysty *Bryaleti*	20%	*Bryales* 60%, *Carex* sp. 10% (*Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*), *Menyanthes trifoliata* 30%, kora *Salix* sp. 1%
160-240 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej z odcieniem szarym, zagytiony, rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek – turzycowo-trzcinowy *Carici-Phragmiteti*	-	*Carex* sp. 50-60%% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C.caespitosa*, *C. vesicaria*), *Phragmites australis* 20-30%, *Menyanthes trifoliata* 10%, *Eriophorum* 5%, *Bryales* 5-10%, *Thelypteris palustris* 1%, kora *Pinus* 1%, kora *Betula* 1%, *Schoenoplectus lacustris* 1%, *Nymphaea* sp. 1%
240-270 cm	gytia barwy szarobrunatnej z wkładką piasku w spągu typ - mineralna, rodzaj – ilasta	-	*Carex* sp.70 % (*Carex riparia*), *Eriophorum* 20%, *Menyanthes trifoliata* 10%, *Chara* sp.5%

turzycowiskowe (*Magnocaricioni*), podścielone na głębokości 260-304 cm włóknistymi torfami mechowiskowymi (*Bryalo-Parvocaricioni*).

Stratygrafię torfowiska niskiego, występującego w stadium bagiennym, przedstawia profil nr V (Tabela 22). Jest on położony we wschodniej części kompleksu jezior uściwierskich, przy południowej stronie jeziora Rotcze (rejon Garbatówki). W budowie torfowiska biorą udział trzy rodzaje torfów. Górną stropową oraz 10 cm warstwę złoża torfowego, zalegającą bezpośrednio na kilkucentymetrowym pokładzie gytii ilastej, tworzą torfy mechowiskowe (*Bryalo-Parvocaricioni*), natomiast pozostałą część profilu, od 50 cm do 300 cm, budują torfy turzycowiskowe (*Magnocaricioni*) oraz występujące bezpośrednio pod nimi (300-330 cm) torfy szuwarowe (*Limno-Phragmitioni*). Wszystkie, występujące w tym profilu utwory torfowe, charakteryzują się bardzo zróżnicowanym stopniem rozkładu – jest on dość wysoki w stropie złoża (55-60-70%) oraz w warstwach zalegających w przedziale głębokości 100-205 cm, natomiast słaby (R_1) lub średni (R_2) – w pozostałych częściach profilu.

Budowę stratygraficzną oraz stan pierwotnego przeobrażenia torfów tworzących złoża torfowisk przejściowych reprezentują profile I i II (Tabela 22 i 24), położone w rejonie jezior uściwierskich oraz profil VI (Tabela 25) – zlokalizowany na torfowisku przyległym do jeziora Łukie.

Dwa pierwsze profile charakteryzują torfowisko przejściowe występujące wokół szczątkowego jeziorka Uściwierzek. Są one zlokalizowane od jego strony zachodniej, na silnie uwodnionym torfowisku, którego złoże o miąższości 115-140 cm, zalega na ponad 5-metrowej grubości pokładach gytiowych. Półmetrową warstwę stropową złoża tworzą bardzo słabo rozłożone (5-15%) torfy mszarne (*Minero-Sphagnioni*), podścielone włóknistymi torfami mechowiskowymi (*Bryalo-Parvocaricioni*), pod którymi w profilu II zalega 50 cm warstwa gytii detrytusowej. Głębsze warstwy w obu profilach tworzą różne rodzaje utworów gytiowych. Są to kolejno, idąc w głąb profilu: gytie wapienne, wapienno-organiczne, ilasto-organiczne i gytie ilaste (Tabela 19 i 24).

Kolejnym profilem, charakteryzującym stratygrafię złoża przejściowego, jest profil nr VII, zlokalizowany w obszarze uroczyska Spławy. Występująca w stropie tego torfowiska cienka, zaledwie 10 cm warstwa torfu mszarnego (*Minero-Sphagnioni*) wskazuje na zwiększający się od stosunkowo niedawna udział w zasilaniu tego torfowiska ubogich w składniki pokarmowe wód opadowych. Dalszą bowiem część złoża, sięgającą aż do głębokości 2 m od powierzchni, tworzą słabo rozłożone, charakterystyczne dla torfowisk niskich, torfy mechowiskowe (*Bryalo-Parvocaricioni*). Są one podścielone grubymi,

Tabela 21. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil IV (torfowiska uściwierskie – rejon Garbatówki)
Table 21. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile IV (Uściwierskie bogs – Garbatówka region)

Głębokość	Utwór	Stopień rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-165 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - turzycowy Cariceti	30% (w warstwie 0-35 cm – 50%, w warstwie 125-150 cm – 55%)	Carex sp. 60-80% (Carex lasiocarpa, C. rostrata, C.caespitosa, C. vesicaria), Phragmites australis 10-15%, Typha sp. 5%, Menyanthes trifoliata 5%, inne 10%
165-235 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - turzycowo-trzcinowy Carici-Phragmiteti	16-30%	Carex sp. 60% (Carex lasiocarpa, C. rostrata, C.caespitosa, C. vesicaria), Phragmites australis 40%, Typha sp. 1%, Menyanthes trifoliata 1%
235-260 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, zagytiony; rodzaj - turzycowiskowy Magnocaricioni, gatunek - turzycowo-trzcinowy Carici-Phragmiteti	30,07-64,54%	Carex sp. 40% (Carex lasiocarpa, C. rostrata, C.caespitosa, C. vesicaria), Phragmites australis 30%, Bryales 5%, Schoenoplectus 5%, inne 20%
260-304 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj - mechowo-turzycowiskowy Bryalo-Parvocaricioni, gatunek - mszysty Bryaleti	20%	Bryales 60% (Scorpidium scorpioides, Drepanocladus sp.), Carex sp. 10-30% , Phragmites australis 10%, Equisetum sp. 5%, kora Alnus 5%
304-328 cm	gytia barwy szarej; typ- mineralna, rodzaj – ilasta	-	Bryales 70% (Scorpidium scorpioides, Meesea triquetra Drepanocladus sp.), Carex sp. 20% , Phragmites australis 10%, Menyanthes trifoliata 5%, Equisetum sp. 5%, kora Alnus 5%
328-346 cm	piasek szary	-	Bryales 70% (Scorpidium scorpioides, Meesea triquetra, Drepanocladus sp.), Carex sp. 20% , Phragmites australis 10%, Equisetum sp. 5%, kora Alnus 5%
346-400 cm	gytia barwy szarej typ mineralna, rodzaj ilasto-wapienna	-	brak zachowanych szczątków roślinnych

Tabela 22. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil V (torfowiska uściwierskie – rejon Garbatówki)
Table 22. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile V (Uściwierskie bogs – Garbatówka region)

Głębokość	Utwór	Stopień rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-50 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	55-60%	*Carex sp.* 50-60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Bryales* 10-40% (*Drepanocladus sp.*, *Aulacomium palustre*), *Phragmites australis* 10%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Equisetum sp.* 5%, kora *Betula humilis* 2%, inne 10%
50-100 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek – turzycowo-trzcinowy *Carici-Phragmiteti*	30-35% (w warstwie 80-100 cm – 55%)	*Carex sp.* 60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C.caespitosa*, *C. vesicaria*), *Phragmites australis* 40-50%, *Equistetum sp.* 5%, *Menyanthes trifoliata* 5%
100-160 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek – turzycowy *Cariceti*	55-70%	*Carex sp.* 80% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C.caespitosa*, *C. vesicaria*), *Phragmites australis* 15%, *Menyanthes trifoliata trifoliata* 3%, *Bryales* 2%, *Equisetum sp.* 2%, *Thelypteris palustris* 1%
160-205 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek – turzycowo-trzcinowy *Carici-Phragmiteti*	60-70%	*Carex sp.* 40-50% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C.caespitosa*, *C. vesicaria*), *Phragmites australis* 40-50%, *Equistetum sp.* 5%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Bryales* 3%, *Dryopteris* 2%
205-225 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowy *Cariceti*	35%	*Carex sp.* 70% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Phragmites australis* 10%, *Bryales* 2%, kora *Alnus* 3%, inne 20%
225-300 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowo-trzcinowy *Carici-Phragmiteti*	20-40%	*Carex sp.* 40-50% (*Carex rostrata*), *Phragmites australis* 30-40%, *Equistetum sp.* 5%, *Menyanthes trifoliata* 20%, *Bryales* 10%, *Schoenoplectus lacustris* 5%
300-330 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, zagytiony; rodzaj – szuwarowy *Limno-Phragmitioni*, gatunek trzcinowy *Phragmiteti*	-	*Carex sp.* 30% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Phragmites australis* 50%, *Menyanthes trifoliata* 20%, *Bryales* 5%, *Schoenoplectus* 5%, *Nuphar luteum* 5%, inne 5%
330-340 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, zagytiony; rodzaj - mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek - mszysty *Bryaleti*	-	*Bryales* 40% (*Scorpidium scorpioides*), *Phragmites australis* 30%, *Menyanthes trifoliata* 20%, *Carex sp.* 10%
340-345 cm	gytia barwy szarej, typ- mineralna, rodzaj – iłasta	-	*Bryales* 60% (*Scorpidium scorpioides*), *Carex sp.* 10% , *Phragmites australis* 30%,
345-350 cm	- piasek szary	-	

Tabela1 23. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil I (rejon uściwierski – torfowisko zalegające przy jeziorze Uściwierzek)

Table 23. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile I (uściwierski region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Głębokość	Utwór	Stopień rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-55 cm	torf przejściowy barwy jasnobrunatnej, rodzaj – mszarny *Minero-Sphagnioni*, gatunek – turzycowo-bagnicowy *Sphagno-Scheuchzerieti*	5-15%	*Sphagnum* sekcja *Cuspidatum* 60-80%, *Scheuchzeria palustris* 10%, *Oxycoccus palustris* 10%, *Bryales* 5% (*Meesea triquetra*), *Carex sp.* 10% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C. limosa*), *Eriophorum* 1-5%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Rhynchospora alba* 1%, *Comarum palustre* 1%.
55-105 cm	torf niski barwy brunatnej; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	20%	*Carex sp.* 40-60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Bryales* 20-40% (*Meesea triquetra*, *Drepanocladus sp.*, *Calliergon sp.*, *Aulacomium palustre*), *Sphagnum* sekcja *Cuspidatum* 5%, *Rhynchospora alba* 1%, *Eriophorum* 10%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Typha sp.* 2%,*Prragmites australis* 5%
105-115 cm	torf niski barwy brunatnej, zagytiony; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	-	*Carex sp.* 40% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Bryales* 40% (*Meesea triquetra*, *Drepanocladus sp.*, *Calliergon sp.*,*Aulacomium palustre*), *Eriophorum* 15%, *Menyanthes trifoliata* 5%,*Phragmites australis* 2%, *Nymphaea sp.* 3%
115-190 cm	gytia barwy szarej; typ – mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj – wapienno-organiczna	-	*Carex sp.*10-40%, *Bryales* 10% *Eriophorum* %, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Thelypteris palustris* 10%, inne 20%
190-210 cm	gytia barwy jasnoszarej; typ-mineralna rodzaj wapienna	-	*Bryales* 60% (*Meesea triquatra*, *Scorpidium scorpioides*), *Menyanthes trifoliata* 30%, *Carex sp.* 10%, *Phragmites* 1%, *Thepypteris palustris* 1%.
210-405 cm	gytia barwy szarej z ciemnymi organicznymi przewarstwieniami na głębokościach: 282-283 cm, 326-328 cm, 365-370 cm, 400-404 cm; typ - mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj - wapienno-organiczna	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Nymphaea sp.*.
405-500 cm	gytia barwy ciemnoszarej, na głębokości 480-483 domieszka muszelek, 493-500 cm domieszka piasku; typ - mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj - wapienno-organiczna	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Potamogeton sp.*
500-535 cm	gytia barwy ciemnoszarej, typ - mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj - ilasto-organiczna	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt) *Potamogeton sp.*, zarodniki *Thelypteris palustris*.
535-605 cm	gytia barwy ciemnoszarej, na głębokości 583-590 przewarstwienie z domieszką piasku, 590-600 z domieszką organiczną; typ – mineralna, rodzaj – ilasta	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Potamogeton sp.*
605-640 cm	gytia barwy szarej z domieszką piasku; typ – mineralna, rodzaj – ilasta	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Nymphaea sp.*, *Bryales* (*Meesea triquetra*), kora i drewno *Alnus sp.*
640-670 cm	piasek barwy szarej	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Bryales* (*Meesea triquetra*), kora i drewno *Alnus sp.*

Tabela 24. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil II (rejon uściwierski – torfowisko zalegające przy jeziorze Uściwierzek)

Table 24. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile II (uściwierski region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Głębokość	Utwór	Stopień rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-45 cm	torf przejściowy barwy jasnobrunatnej, rodzaj - mszarny *Minero-Sphagnioni*, gatunek - turzycowo-bagniowy *Sphagno-Scheuhzerieti*	10-15%	*Sphagnum* sekcja *Cuspidatum* 70-80%, *Scheuchzeria palustris* 10%, *Oxycoccus palustris* 10%, *Bryales* 5% (*Meesea triquetra*), *Carex sp.* 10% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *C. limosa*), *Eriophorum* 1-5%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Rhynchospora alba* 2%, *Betula humilis* 1%, *Pinus sylvestris* 2%.
45-105 cm	torf niski barwy brunatnej; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	15-20%	*Carex sp.* 40-60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Bryales* 20-30% (*Meesea triquetra*, *Drepanocladus sp.*, *Calliergon sp.*, *Aulacomium palustre*), *Sphagnum* sekcja *Cuspidatum* 5%, *Rhynchospora alba* 1%, *Eriophorum* 5%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Phragmites australis* 5%
105-140 cm	torf niski barwy brunatnej, zagytiony; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	-	*Carex sp.* 50-60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Menyanthes trifoliata* 30%, *Equisetum sp.* 10%, *Phragmites australis* 15%, *Bryales* 5%, *Schoenoplectus* 5%;
140-190 cm	gytia barwy ciemnobrunatnej, typ – organiczna, rodzaj – detrytusowa	-	*Carex sp.* 10-20%, *Bryales* 10-30%, *Menyanthes trifoliata*, 5%, *Equisetum sp.* 2%, *Typha* 3%, *Schoenoplectus lacustris* 5%, kora *Pinus sylvestris* 1%, inne 20%
190-365 cm	gytia barwy jasnoszarej; typ-mineralna, rodzaj wapienna	-	*Carex sp.* 10-60%, *Schoenoplectus lacustris* 5-30%, *Bryales* 5-30% (*Meesea triquatra*, *Scorpidium scorpioides*), *Menyanthes trifoliata* 5%, *Phragmites* 10-20%, *Typha sp.* 5%, nielicznie *Potamogeton sp.* i *Najas sp.* inne 10%.
365-500 cm	gytia barwy szarej z ciemnymi organicznymi przewarstwieniami na głębokościach: 370-390cm, 405-410 cm, 430-435 cm, 440-460 cm; na głębokości 435-440 cm wkładka gytii ilasto-wapiennej; typ – mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj – wapienno-organiczna	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Potamogeton sp.*, *Ceratophyllum sp.* W przewarstwieniu na głębokości 385-390 cm duży udział *Bryales* 60%, *Menyanthes trifoliata* 20%, *Phragmites* 10%, *Carex* 5%, kora *Alnus* 5%;
500-700 cm	gytia barwy ciemnoszarej z organicznymi przewastwieniami na głębokości: 515-525 cm, 625-630 cm, typ – mineralna, rodzaj - ilasta;	-	(mało zachowanych szczątków roślin i zwierząt), *Potamogeton sp.*, *Chara sp.* W przewastwieniach duży udział *Bryales* 40-70%, *Phragmites* 10%, *Schoenoplectus lacustris* 5%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Equisetum sp.* 1%, *Carex* 5%, kora *Alnus* 5%, inne 10%.

Tabela 25. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil VI (rejon jeziora Łukie – Uroczysko Spławy)
Table 25. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile VI (Lake Łukie region – Uroczysko Spławy)

Głębokość	Utwór	Stopień Rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-10cm	torf przejściowy barwy jasnobrunatnej; rodzaj – mszarny *Minero-Sphagnioni*, gatunek – turzycowo-bagnicowy *Sphagno-Scheuchzerieti*	30%	*Carex sp.* 30-50% (*Carex lasiocarpa, C. rostrata, C. limosa*), *Sphagnum* sekcja *Cuspidatum* 20-30%, *Bryales* 10-30% (*Meesea triquetra, Drepanocladus sp., Calliergon sp., Aulacomium palustre*), *Eriophorum* 10-15%, *Menyanthes trifoliata* 10 - 15%, *Oxycoccus* 10-20%, *Andromeda polifolia* 5%, *Equisetum sp.* 5%, glony - *Oscilatoria sp., Spirulina sp.*
0-70 cm	torf niski barwy brunatnej; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	30%	*Carex sp.* 30-70% (*Carex lasiocarpa, C. rostrata, C. limosa*), *Bryales* 10-40% (*Meesea triquetra, Drepanocladus sp., Calliergon sp., Aulacomium palustre*), *Eriophorum* 10-15%, *Menyanthes trifoliata* 10 - 15%, *Oxycoccus* 10-20%, *Andromeda polifolia* 5%, *Equisetum sp.* 5%
70-115 cm	torf niski barwy brunatnej; rodzaj – mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek – turzycowo-mszysty *Carici-Bryaleti*	25%	*Carex sp.* 50% (*Carex lasiocarpa, C. rostrata,, C. caespitosa*), *Bryales* 30-40% (*Drepanocladus sp., Calliergon sp.*), *Eriophorum* 10%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Equisetum sp.* 5%
115-190 cm	torf niski barwy brunatnej z odcieniem szarym; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowy *Cariceti*	20-35%	*Carex sp.* 60-80% (*Carex lasiocarpa, C. rostrata, C. caespitosa*), *Phragmites australis* 10%, *Menyanthes trifoliata* 10%, *Bryales* 10%, *Eriophorum* 5%, *Equisetum* 5%, nasiona *Nuphar lutea* i *Nymphaea sp.*
190-210 cm	torf niski barwy brunatnej zagytiony; rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowy *Cariceti*;	-	(mało zachowanych makroszczątków), *Menyanthes trifoliata* 20%, *Nymphaea sp.* 30%, *Potamogeton sp.* 10%, *Thelypteris palustris* 5%, kora *Pinus* 5%, inne 20%
210-500 cm	gytia barwy szarej; typ - mieszana (mineralno-organiczna), rodzaj – wapienno-organiczna	-	nieliczne szczątki *Carex sp., Menyanthes trifoliata, Bryales, Equisetum sp.*
560-600 cm	gytia barwy jasnoszarej; typ-mineralna, rodzaj – ilasta	-	brak zachowanych makroszczątków
600-630 cm	piasek barwy szarej;	-	brak zachowanych makroszczątków

Tabela 26. Rodzaj, gatunek i skład botaniczny utworów tworzących profil VIII (torfowisko wysokie w rejonie jeziora Moszne)
Table 26. Type, species and botanic composition of deposits forming the profile VIII (high bog located in Lake Moszne region)

Głębokość	Utwór	Stopień Rozkładu w %	Skład botaniczny w %
0-20 cm	torf wysoki barwy brunatnej, silnie rozłożony; spąg warstwy tworzy utwór o cechach murszu, rodzaj torfu – mszarny wysoki *Ombro-Sphagnioni*, gatunek – wełniankowo-torfowcowy *Eriophoro-Sphagneti*	80%	*Carex sp.* 30%, *Sphagnum* 20%, *Oxycoccus palustris* 20%, *Eriophorum vaginatum* 20%; kora *Pinus* 10%, kora *Betula* 5%
20-70 cm	torf przejściowy barwy brunatnej; rodzaj – mszarny przejściowy *Minero-Sphagnioni*, gatunek – torfowcowo-turzycowy *Sphagno-Cariceti*	40-45%	*Carex sp.* 30-70% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*,, *C. limosa*), *Sphagnum* 20%, *Oxycoccus palustris* 10%, *Phragmites australis* 5%, *Eriophorum* 5%, *Bryales* 5%
70-105 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj - turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowy *Cariceti*	25-30%	*Carex sp.* 70-90% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Phragmites australis* 5%, *Eriophorum* 5-10%, *Bryales* 5%, kora *Salix* 5%, inne 5%
105-125 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, rodzaj – turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - *Cariceti-Phragmiteti*	30%	*Carex sp.* 50-80% (*Carex. rostrata*, *C.caespitosa*), *Phragmites australis* 20-30%, *Menyanthes trifoliata* 10-20%%, *Equisetum sp.* 5%, *Bryales* 5-10%, *Eriophorum sp.*5%, *Thepypteris palustris* 1%, kora *Salix sp.* 1%, inne 3%
125-180 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej, rodzaj - mechowo-turzycowiskowy *Bryalo-Parvocaricioni*, gatunek - turzycowo- mszysty *Carici Bryaleti*	10-15%	*Bryales* 20-30% (*Drepanocladus sp. Calliergon sp.*, *Meesea triquetra*), *Carex sp.* 50-60% (*Carex rostrata*, *C. fusca C. lasiocarpa*), *Phragmites communis* 10%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Equisetum sp.* 5%, *Thelypteris palustris* 1%
180-230 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej; rodzaj - turzycowiskowy *Magnocaricioni*, gatunek - turzycowy *Cariceti*	20%	*Carex sp.* 60% (*Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*), *Phragmites australis* 10%, *Eriophorum* 30%, *Menyanthes trifoliata* 5%, *Bryales* 5%, *Schoenoplectus lacustris* 1%
230-260 cm	torf niski barwy ciemnobrunatnej z odcieniem szarym, zagytiony, rodzaj - szuwarowy *Limno-Phragmitioni*, gatunek – trzcinowy *Phragmiteti*	-	*Phragmites australis* 60%, *Carex sp.* 20-30%, *Menyanthes trifoliata* 5-10%, *Thelypteris palustris* 5-10%, *Schoenoplectus lacustris* 3%, *Typha sp.*2%;
260-280 cm	piasek barwy szarej;	–	brak zachowanych makroszczątków

osiągającymi 3 m miąższości, pokładami gytii wapienno-organicznej zalegającej na 40 cm warstwie gytii ilastej (Tabela 25).

Charakterystykę stratygraficzną złoża torfowiska wysokiego, położonego przy jeziorze Moszne, przedstawia profil VIII (Tabela 26). W jego budowie biorą udział trzy, różniące się swą genezą, rodzaje torfów. Są to, idąc od powierzchni w głąb profilu, silnie rozłożone torfy (R_3) mszarne wysokie (*Ombro-Sphagnioni*), tworzące 20 cm warstwę stropową złoża, pościeloną półmetrowej grubości warstwą średnio rozłożonych torfów mszarnych przejściowych (*Minero-Sphagnioni*). Głębsze partie profilu, do głębokości 230 cm, budują z kolei włókniste torfy turzycowiskowe (*Magnocaricioni*) i mechowiskowe (*Bryalo-Parvocaricioni*), podścielone 30 cm warstwą zagytionych, zalegających na piaszczystym podłożu, torfów szuwarowych (*Limno-Phragmitioni*).

6.4. Stan fizyko-chemiczny różnych typów torfowisk

6.4.1. Popielność i stan zagęszczenia utworów torfowych tworzących złoża

Gęstość objętościowa oraz porowatość ogólna, korelująca z tą gęstością ujemnie na poziomie wysoce istotnym [98], są najłatwiej dostrzegalnymi wskaźnikami wtórnych przeobrażeń, jakie zachodzą w odwodnionej, objętej procesem murszenia masie torfowej. Wartości tych wskaźników, jak wynika z danych zamieszczonych w Tabelach 27-30 a-d, różnicują się w poszczególnych torfowiskach bardzo wyraźnie. W złożach torfowych noszących widoczne oznaki zmurszenia, gęstość objętościowa charakteryzująca stan zagęszczenia masy torfowej, występującej w ich warstwach stropowych, przekracza z reguły 0,20 $g \cdot m^{-3}$. W glebach łąkowych zalegających pomiędzy jeziorami Uściwierz i Nadrybie oraz na Torfowisku Orłowskim, wynosi ona 0,22 i 0,25 $g \cdot m^{-3}$ (Tabela 27 i 30d), natomiast w warstwach głębiej leżących – nie różni się już od gęstości, jaką wykazują macierzyste utwory torfowe, występujące w siedliskach bagiennych. Stosunkowo niski zatem (0,18-0,19 $g \cdot m^{-3}$) stan zagęszczenia utworów tworzących warstwę korzeniową gleb na torfowisku pod łąkami trzęślicowymi w rejonie Garbatówki (profil IV, Tabela 28) wskazuje dowodnie, że jest ono jeszcze bardzo słabo przeobrażone procesem murszenia.

Bardzo małymi wartościami gęstości objętościowej (0,08-0,11 $g \cdot m^{-3}$), a wysoką tym samym porowatością ogólną (93-95% obj.), charakteryzują się torfy przejściowe zalegające przy jeziorze Uściwierzek (Tabele 30a, 30b). Nieco większy jest natomiast stan zagęszczenia torfów (0,13-0,14 $g \cdot m^{-3}$) tworzących

Tabela 27. Podstawowe właściwości fizyko-chemiczne utworów tworzących profil III (rejon uściwierski – torfowisko położone na łąkach torfowych pomiędzy jeziorami Uściwierzek i Nadrybie)
Table 27. Basic phisical and chemical properties of the profile III deposits (uściwierskie region – peatbog between Lake Uściwierzek and Lake Nadrybie)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
Mursz	5-10	5,0	4,7	0,0	14,0	77,53	0,22	86,42
Mursz	20-25	5,5	5,2	0,0	25,8	80,36	0,22	86,42
torf niski turzycowiskowy	40-45	5,7	5,4	0,0	7,8	83,90	0,12	92,59
torf niski turzycowiskowy	60-65	6,1	5,6	0,0	8,0	81,28	0,10	91,98
torf niski turzycowiskowy	65-105	6,0	5,4	0,0	4,4-6,6	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	105-215	5,4-6,1	5,2-5,9	0,0	6,9-13,9	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	215-255	6,4-6,8	6,0-6,6	0,0	28,3-31,1	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	255-290	6,5-8,0	6,6-7,8	6,5-16,4	69,6-70,9	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	290-305	6,5	6,3	0,0	55,5-70,9	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	305-345	8,2	7,2	11,4	91,8	-	-	-
Piasek	345	8,3	7,9	1,3	97,4			

Tabela 28. Podstawowe właściwości fizyko-chemiczne utworów tworzących profil IV (torfowisko uściwierskie – region Garbatówka)
Table 28. Basic physical and chemical properties the profile IV deposits (uściwierskie peatbogs near Garbatówka region)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf niski turzycowiskowy	5-10	5,4	5,1	0,0	24,3	71,66	0,18	90,12
torf niski turzycowiskowy	15-20	5,4	5,1	0,0	20,9	80,41	0,19	88,27
torf niski turzycowiskowy	30-45	5,7	5,3	0,0	12,6	82,59	0,15	90,74
torf niski turzycowiskowy	45-50	6,4	5,7	0,0	11,7	84,08	0,06	96,30
torf niski turzycowiskowy	50-165	6,4-6,6	5,8-5,9	0,0	5,3-7,44	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	165-235	6,6-6,9	6,0-6,1	0,0	6,3-8,9	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	235-260	6,8	6,4	0,0	30,1-64,5	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	260-304	6,7-6,8	6,2-6,3	0,0	10,0-19,1	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	304-328	8,0	7,8	5,4	85,7	-	-	-
Piasek	328-346	8,3	8,0	6,9	92,2	-	-	-
gytia mineralna (ilasto-wapienna)	346-400	8,4	8,0	36,4	77,6	-	-	-

Tabela 29. Podstawowe właściwości fizyko-chemiczne utworów tworzących profil V (torfowiska uściwierskie – rejon Garbatówka)
Table 29. Basic physical and chemical properties the profile V deposits (uściwierskie peatbogs near Garbatówka region)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf niski mechowo-turzycowiskowy	5-10	7,3	6,7	0,0	24,6	74,15	0,16	90,12
torf niski mechowo-turzycowiskowy	15-20	7,3	6,4	0,0	20,8	83,3	0,15	90,74
torf niski mechowo-turzycowiskowy	25-30	7,0	6,7	0,0	28,1	86,6	0,16	90,12
torf niski mechowo-turzycowiskowy	40-50	7,5	6,8	0,0	8,82	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	50-100	7,0-7,2	6,2-6,3	0,0	7,8-8,9	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	100-160	6,8-7,1	6,8-7,1	0,0	7,9-10,5	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	160-205	7,1	6,4	0,0	7,9-10,6	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	205-225	7,1	6,3	0,0	8,9	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	225-300	3,9-7,4	3,6-7,3	0,0	10,2-20,2	-	-	-
torf niski zagytiony szuwarowy	300-330	7,3	7,2	0,3	28,4	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	330-340	7,3	7,2	0,3	43,4	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	340-345	7,8	7,7	0,9	87,2	-	-	-
Piasek	345-350	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 30. Podstawowe właściwości fizyko-chemiczne utworów tworzących profil VIII (torfowisko wysokie w rejonie jeziora Moszne)
Table 30. Basic phisical and chemical properties of the profile VIII deposits (high bog near Lake Moszne)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf wysoki mszarny	5-10	3,8	2,9	0,0	12,5	40,3	0,15	90,74
torf wysoki mszarny	15-20	3,5	2,7	0,0	12,9	60,7	0,25	84,57
torf przejściwy mszarny	25-30	3,4	2,5	0,0	5,6	75,11	0,19	88,27
torf przejściowy mszarny	35-40	3,5	2,8	0,0	3,3	81,48	0,15	90,27
torf przejściowy mszarny	50-55	4,1	3,2	0,0	2,5	86,86	0,12	92,59
torf przejściowy mszarny	60-70	4,2	3,0	0,0	3,8	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	70-105	4,1-5,5	3,0-4,6	0,0	3,8-6,8	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	105-125	5,4-6,1	5,2-5,9	0,0	6,9-13,9	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	125-180	6,2	5,5	0,0	3,6-4,6	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	180-230	5,3-5,4	6,0-6,2	0,0	3,7-4,4	-	-	-
torf niski szuwarowy	230-260	5,3	5,2	0,0	14,8	-	-	-
Piasek	260-280	5,4	5,1	0,0	97,7	-	-	-

Tabela 30a. Podstawowe właściwości fyzyko-chemiczne utworów profilu I (rejon uściwierski - torfowisko zalegające przy jeziorze Uściwierzek)
Table 30a. Basic phisical and chemical properties of the profile I deposits (uściwierskie region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf przejściowy mszarny	5-10	4,9	3,6	0,0	4,0	74,06	0,10	93,83
torf przejściowy mszarny	20-25	4,5	3,3	0,0	5,9	90,08	0,08	95,06
torf przejściowy mszarny	35-40	4,5	3,5	0,0	8,7	81,48	0,09	94,44
torf przejściowy mszarny	45-55	5,2	4,5	0,0	9,1	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	55-105	6,7-7,0	6,3-6,7	0,0	10,3-12,1	-	-	-
torf niski zagytiony mechowo-turzycowiskowy	105-115	8,2	7,5	0,0	19,1	-	-	-
gytia mineralno-organiczna	115-190	8,5	8,2-8,3	40,1-66,4	49,8-64,6	-	-	-
gytia mineralna (wapienna)	190-210	8,6	8,5	74,5	79,8	-	-	-
gytia mineralno-organiczna	210-405	8,4-8,7	8,2-8,5	36,3-65,5	33,9-67,3	-	-	-
gytia mineralno-organiczna	405-500	8,3-8,4	8,1-8,3	34,2-50,4	43,6-58,0	-	-	-
gytia mineralno-organiczna	500-535	8,1-8,3	7,9-8,2	10,2-14,9	54,4-58,0	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	535-605	8,1-8,3	8,0-8,1	7,3-15,6	71,3-96,0	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	605-640	8,3	8,1	11,6	91,9	-	-	-
Piasek	640-670	8,6	8,2	1,55	93,5	-	-	-

Tabela 30b. Podstawowe właściwości fyzyko-chemiczne utworów tworzących profilu II (rejon uściwierski – torfowisko zalegające przy jeziorze Uściwierzek)
Table 30b. Basic phisical and chemical properties of the profile II deposits (uściwierskie region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf przejściowy mszarny	5-10	5,4	4,8	0,0	5,2	78,91	0,11	93,21
torf przejściowy mszarny	15-20	4,9	3,9	0,0	7,5	84,59	0,10	93,83
torf przejściowy mszarny	30-35	5,1	4,1	0,0	8,5	88,29	0,10	93,83
torf przejściowy mszarny	35-45	4,9	4,4	0,0	9,0	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	45-105	6,6-6,8	6,0-6,3	0,0	9,0-10,4	-	-	-
torf niski zagytiony mechowo-turzycowiskowy	105-140	6,7-7,0	6,3-6,6	0,0	8,2-6,8	-	-	-
gytia organiczna	140-190	8,2-8,4	7,8-8,2	1,4-1,7	20,2-29,7	-	-	-
gytia mineralna (wapienna)	190-365	8,4-8,6	8,2-8,4	46,1-58,4	56,0-74,3	-	-	-
gytia mineralno-organiczna	363-500	8,2-8,4	8,2-8,3	36,1-48,6	50,6-94,7	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	500-700	7,8-8,1	7,4-8,0	2,7-26,4	44,6-81,2	-	-	-

złoże torfowiska przejściowego na uroczysku Spławy (Tabela 30c). Z kolei wyraźnie zagęszczona (0,25 $g \cdot m^{-3}$) przy jednocześnie niskiej popielności (13%) warstwa torfów wysokich w profilu VIII (Tabela 30), występująca na głębokości

Tabela 30c. Podstawowe właściwości fyzyko-chemiczne utworów tworzących profil VI (rejon jeziora Łukie - Uroczysko Spławy)
Table 30c. Basic phisical and chemical properties of the profile VI deposits (Lake Łukie region – Uroczysko Spławy)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
torf przejściowy mszarny	5-10	5,7	5,2	0,0	15,2	74,89	0,13	91,98
torf niski mechowo-turzycowiskowy	15-20	5,8	5,3	0,0	12,8	77,88	0,14	91,36
torf niski mechowo-turzycowiskowy	30-35	6,0	5,3	0,0	13,8	77,91	0,13	91,98
torf niski mechowo-turzycowiskowy	45-50	6,0	5,4	0,0	12,3	88,3	0,13	91,98
torf niski mechowo-turzycowiskowy	50-70	6,0	5,4	0,0	6,2	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	70-115	5,9-6,0	5,2-5,3	0,0	4,9-7,0	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	115-190	6,5-7,0	5,8-6,2	0,0	4,1-4,5	-	-	-
torf niski turzycowiskowy	190-210	7,1	6,5	13,6	21,8	-	-	-
gytia mineralno-organiczna (wapienno-organiczna)	210-500	8,4	7,9-8,2	45,0-56,7	47,9-75,0	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	500-600	8,3	8,2	3,63	92,2	-	-	-
Piasek	600-630	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 30d. Podstawowe właściwości fyzyko-chemiczne utworów tworzących profil VII (łąki lejnowskie na Torfowisku Orłowskim)
Table 30d. Basic phisical and chemical properties of the profile VII deposits (Lejnowskie meadows located in Orłowskie peatbogs)

Utwór	Głębokość cm	pH		$CaCO_3$	Popielność	Wilgotność obj.	Gęstość objętościowa	P_o % obj.
		H_2O	KCl	%	%	%	%	
Mursz	5-10	5,8	5,2	0,0	21,1	71,61	0,29	82,1
Mursz	15-20	6,0	5,3	0,0	20,6	69,14	0,28	82,72
torf niski turzycowiskowy	25-30	6,0	5,3	0,0	8,6	75,60	0,16	90,12
torf niski turzycowiskowy	35-40	6,0	5,3	0,0	8,8	78,45	0,15	90,74
torf niski turzycowiskowy	55-60	6,0	5,2	0,0	7,5	83,09	0,15	90,74
torf niski turzycowiskowy	70-140	5,4-6,1	5,2-5,9	0,0	6,9-13,9	-	-	-
torf niski mechowo-turzycowiskowy	140-160	6,0	5,3	0,0	5,3	-	-	-
torf niski zagytiony turzycowiskowy	160-240	4,8	4,3	0,0	15,3-43,2	-	-	-
gytia mineralna (ilasta)	240-270	5,4	4,6	0,0	84,3	-	-	-

5-20 cm dowodzi, że w przeszłości ta część wysokiego torfowiska, położona na jego obrzeżach, objęta była procesem murszenia.

Pod względem popielności badane utwory glebowe zaliczyć należy do torfów właściwych, czyli takich, w których zawartość części popielnych nie przekracza 25% [13]. Nieco większa popielność utworów torfowych w glebach profilów IV i V (Tabele 28 i 29), oscylująca ok. 24%, a w glebie profilu III (Tabela 27) dochodząca nawet do 25,8%, plasując ją już w grupie słabo zamulonych, wiąże

się niewątpliwie ze zjawiskiem namulania tych gleb przy wyższych stanach wód, a po części może być również skutkiem erozji wietrznej.

6.4.2. Emisja gazów z torfowisk

Analiza gazów, gromadzących się w ustawionych na torfowiskach komorach, (Tabela 31) wskazywała na ubytek tlenu w przedziałach 30 min. nie większy niż 1% objętości. Natomiast wyraźny ubytek tlenu stwierdzono w komorach pływających zamontowanych na torfiankach w kompleksie torfowisk uściwierskich, gdzie stężenie tlenu po 30 min. wynosiło 1,12%. Dynamicznie zmieniającym się w badanym składzie gazem był dwutlenek węgla, którego stężenie w ciągu 30 min. w ustawionej komorze na powierzchni torfowiska niskiego w obszarze łąk lejnowskich dochodziło do 0,16% (stanowisko bazowe VII), natomiast wyraźnie wzrastało w głąb złoża torfu, dochodząc do poziomu 1,69% na głębokości 50 cm w składzie powietrza pobranego z torfów w pobliżu jeziora Moszne (torfowisko wysokie – stanowisko bazowe VIII). Natomiast w komorach pływających, umieszczonych na torfiankach w pobliżu stanowisk bazowych VIII i III (łąki na torfach niskich w rejonie jezior uściwierskich), stężenie CO_2 po 30 min. dochodziło odpowiednio do 3,43 i 5,86%.

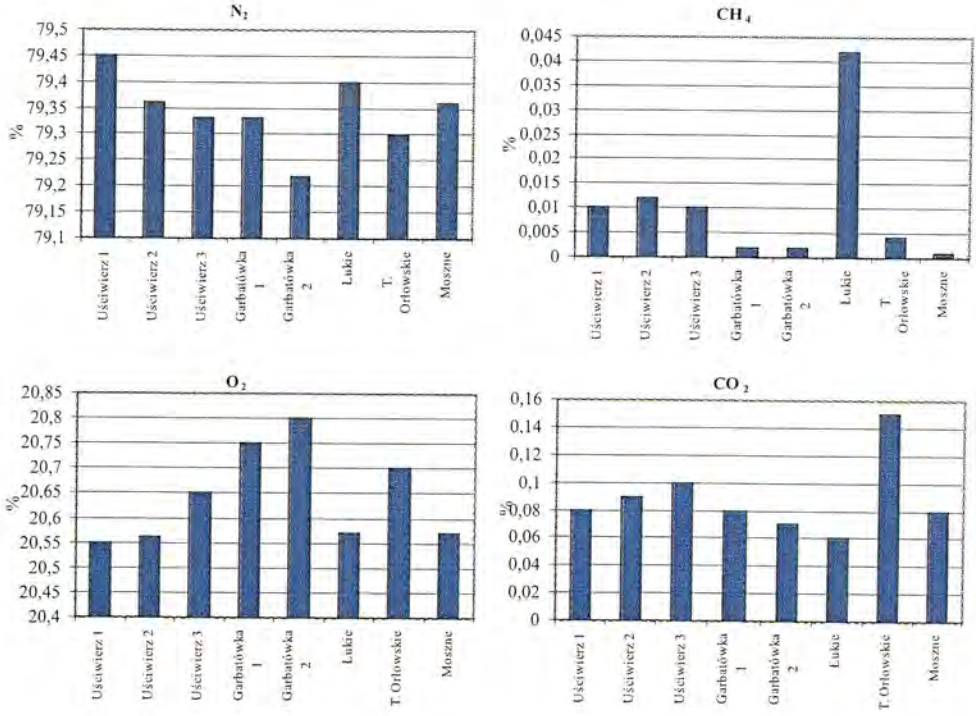
Najbardziej jednakże dynamicznym składnikiem wydzielanych z torfowisk gazów był metan, którego obecność była notowana zarówno w okresie jesieni jak i lata, stanowiąc w atmosferze gromadzącej się w pływającej komorze nawet 59,39% (torfianki w rejonie torfowisk uściwierskich, 39,77% na torfiance w rejonie torfowisk wokół jeziora Moszne). Emisja z powierzchni torfowisk pozostawała z tymi wartościami emisji z torfianek na dużo niższym, ale znaczącym poziomie stanowiąc 2-116 ppm. Natomiast w głębi złóż torfowych wyraźnie rosła, przyjmując wartości 505 i 663 ppm na głębokości 20 i 40 cm w glebach torfowo-murszowych na stanowisku bazowym III (łąka torfowa) oraz 2696 i 2719 ppm na głębokości 30 i 50 cm w torfach łąk orłowskich (stanowisko bazowe VII) (Rys. 59-65).

Analiza stężeń gazów pobranych z kloszy ustawionych na powierzchni torfowisk po upływie 30-tu i 60-ciu minut wskazuje na wzrost w tym czasie CO_2, ubytek O_2 oraz pojawienie się, a następnie czasami nawet znaczący spadek stężenia CH_4.

Spadek stężenia tlenu w gazie pobranym z klosza jest dowodem szczelności układu, a także faktu, że tlen jest wyczerpywany m.in. do procesów oddechowych oraz do procesu utleniania zbierającego się pod kloszem metanu, którego ubytek

Tabela 31. Analiza gazów pobranych z kloszy stojących na torfowiskach
Table 31. Gases analysis from plastic covers on the peat soils

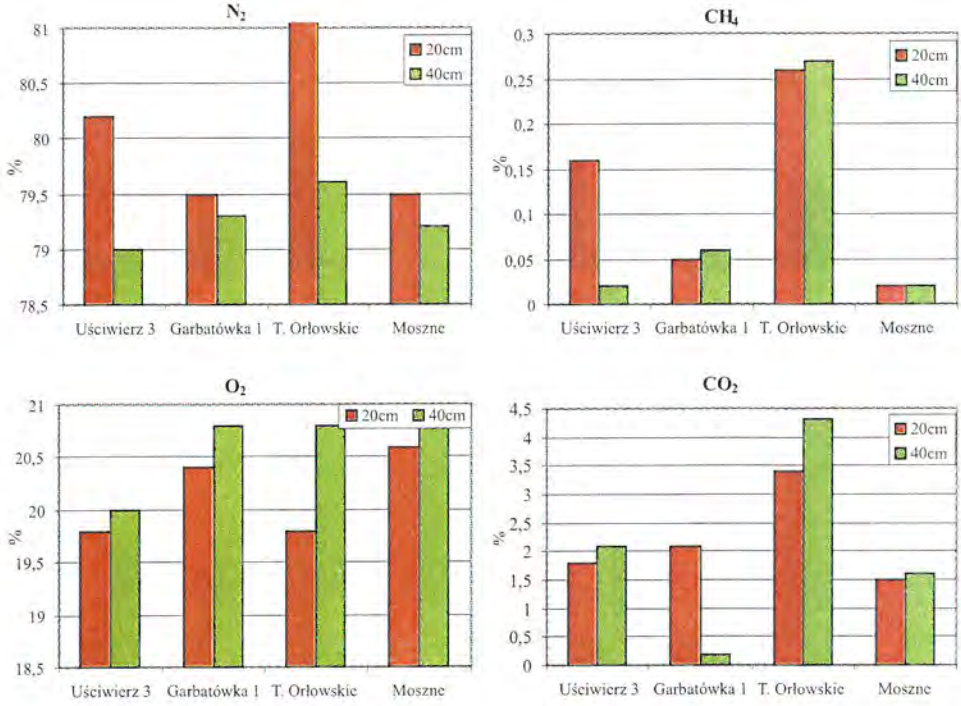
Torfowisko	Gas	stężenie [ppm] po:	
		30 min	60 min
UŚCIWIERZ 1 - jesień 2000	CO_2	0,11	0,08
	O_2	20,28	20,43
	CH_4	116	57,6
UŚCIWIERZ 2 - jesień 2000	CO_2	0,09	0,1
	O_2	20,44	20,27
	CH_4	149,7	192,4
UŚCIWIERZ 3 - jesień 2000	CO_2	0,05	0,06
	O_2	20,18	20,26
	CH_4	3,1	3,1
UŚCIWIERZ 3 - lato2001	CO_2	0,123	0,123
	O_2	20,75	20,3
	CH_4	29,7	29,85
GARBATÓWKA 1 - jesień 2000	CO_2	0,09	0,11
	O_2	20,65	20,88
	CH_4	21,7	20,6
GARBATÓWKA 1 - lato 2001	CO_2	0,08	0,1
	O_2	20,92	20,36
	CH_4	4,73	6,72
GARBATÓWKA 2 - jesień 2000	CO_2	0,05	0,09
	O_2	20,9	20,66
	CH_4	18,4	21,8
GARBATÓWKA2 - lato 2001	CO_2	0,056	0
	O_2	20,93	0
	CH_4	11,83	0
ŁUKIE - jesień 2000	CO_2	0,08	0
	O_2	20,75	0
	CH_4	23,4	0
ŁUKIE - lato 2001	CO_2	0,103	0
	O_2	20,9	0
	CH_4	28,83	0
T. ORŁOWSKIE - jesień 2000	CO_2	0,11	0,16
	O_2	20,6	20,5
	CH_4	18,4	17,8
T. ORŁOWSKIE - lato 2001	CO_2	0,15	0,19
	O_2	20,86	20,84
	CH_4	60,9	91,83
MOSZNE - jesień 2000	CO_2	0,01	0,07
	O_2	20,43	20,52
	CH_4	16,9	9,7
MOSZNE - lato 2001	CO_2	0,11	0,15
	O_2	20,88	20,84
	CH_4	2,43	2,43



Rys. 59. Skład % gazów emitowanych z badanych torfowisk
Fig. 59. Gases composition (%) from the peat soils

w czasie widoczny jest na wykresach. Nie jest to spowodowane zmniejszeniem emisji, która zmienia się 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, zaś klosze nie osłonięte przed słońcem) zaszły reakcje rozkładu metanu. Takie uzasadnienie potwierdzić można też wzrastającym w czasie stężeniem dwutlenku węgla, który jest jednym z produktów reakcji oksydacji metanu (Tabela 33).

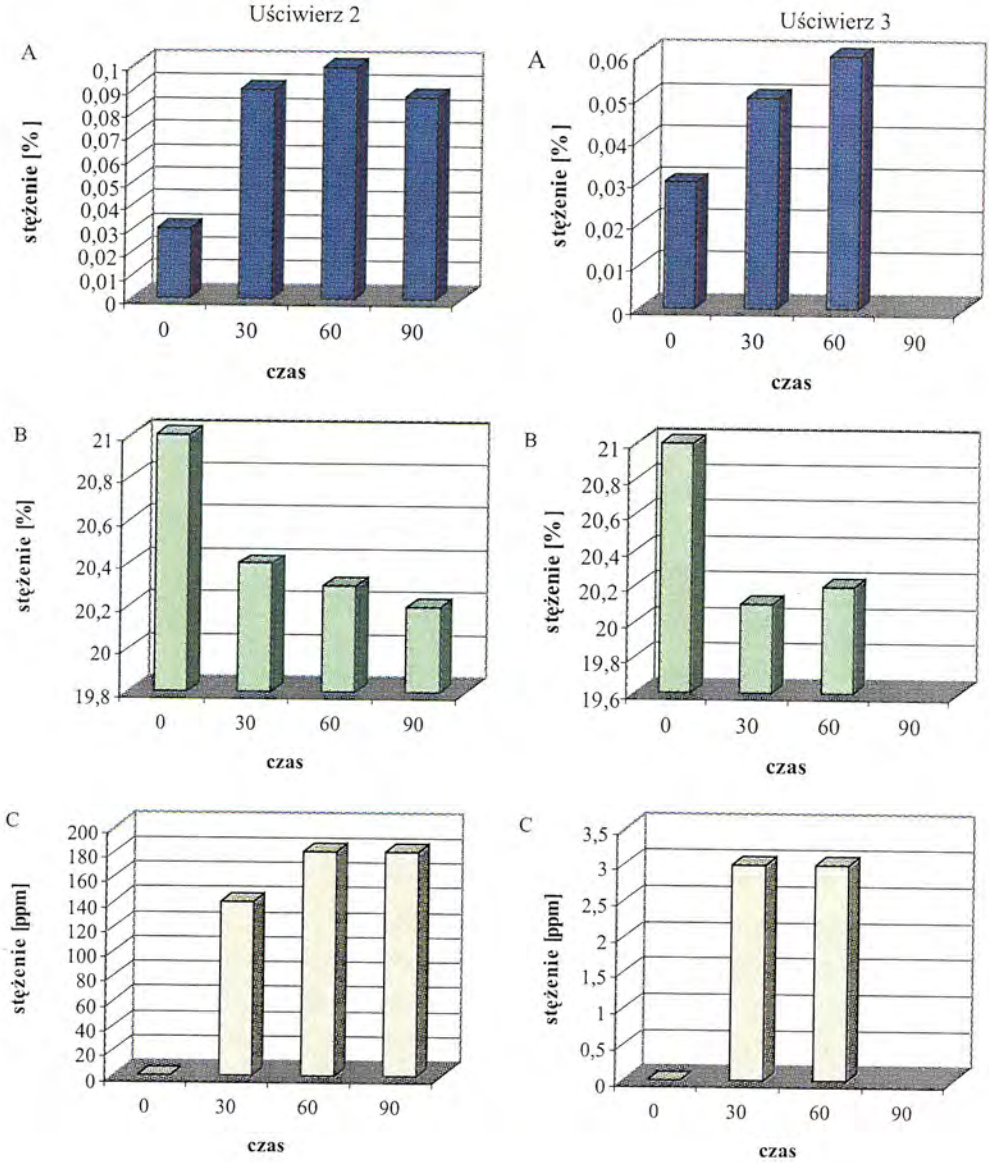
Najwyższa emisja metanu wystąpiła na torfowiskach przejściowych położonych w rejonie jeziora Uściwierzek (stanowiska bazowe II i I) w próbach pobranych jesienią. Na obu torfowiskach poziom wody był dość wysoki. Są to tereny, gdzie występowanie roślinności bagiennej świadczy o dużym



Rys. 60. Skład gazów (O_2, N_2, CO_2, CH_4) wydzielanych na różnych głębokościach złoża torfowisk
Fig. 60. Gases composition (O_2, N_2, CO_2, CH_4) from different depths of the peat soils

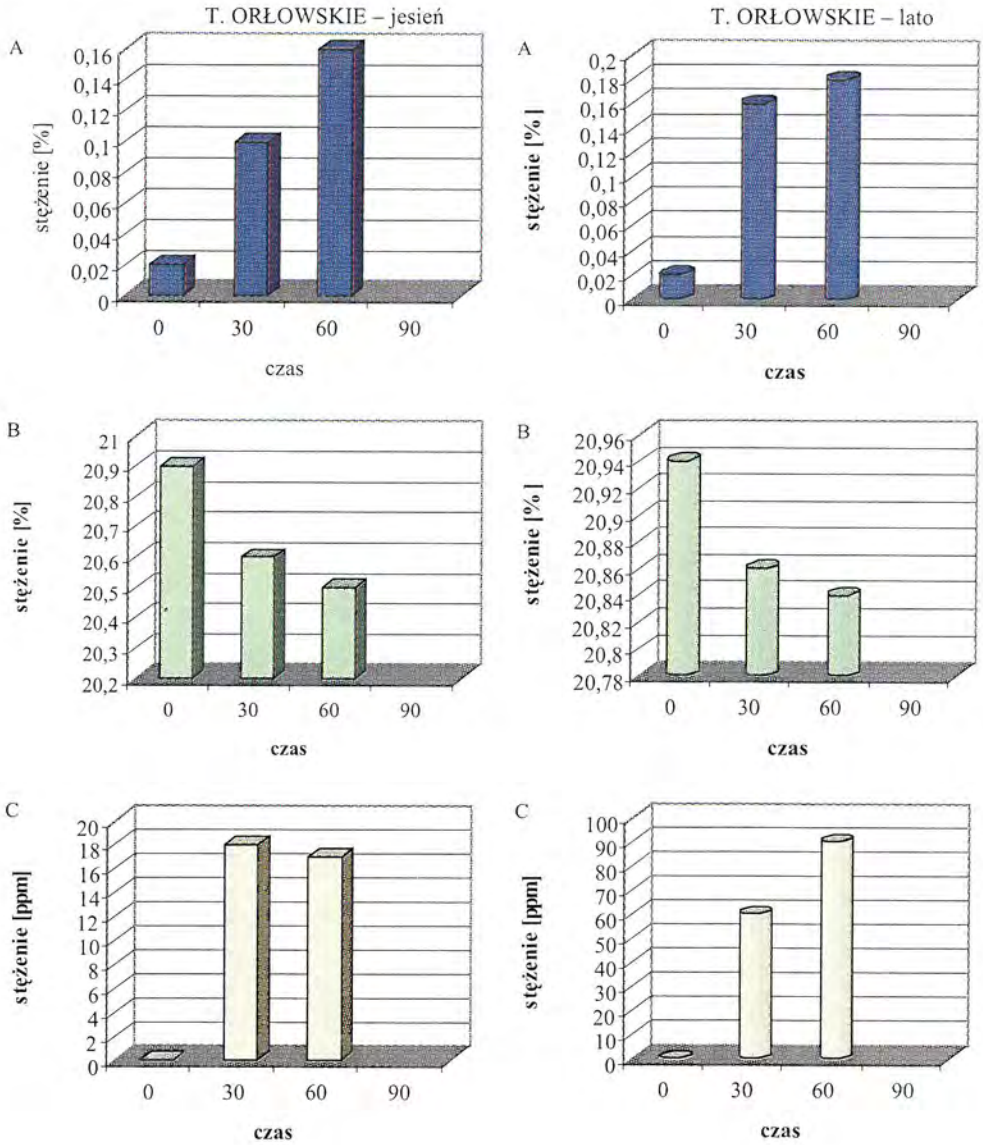
uwilgotnieniu terenu i słabym natlenieniu gleby. Takie warunki sprzyjają procesowi metanogenezy. W porównaniu z powyższymi stanowiskami, niska emisja cechuje torfowisko niskie, położone w nieco większej od nich odległości, w obszarze przyległym do nich od strony zachodniej (stanowisko bazowe III). Mimo stosunkowo bliskiego sąsiedztwa, leży ono w obrębie tego samego złoża, wyraźnie widać tu 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.

Najniższe wartości spośród badanych obiektów obserwowano na torfowisku Moszne (stanowisko bazowe VIII) w okresie zarówno letnim (0,049 $g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$), jak też jesiennym (0,339 $g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$). Są to wartości typowe



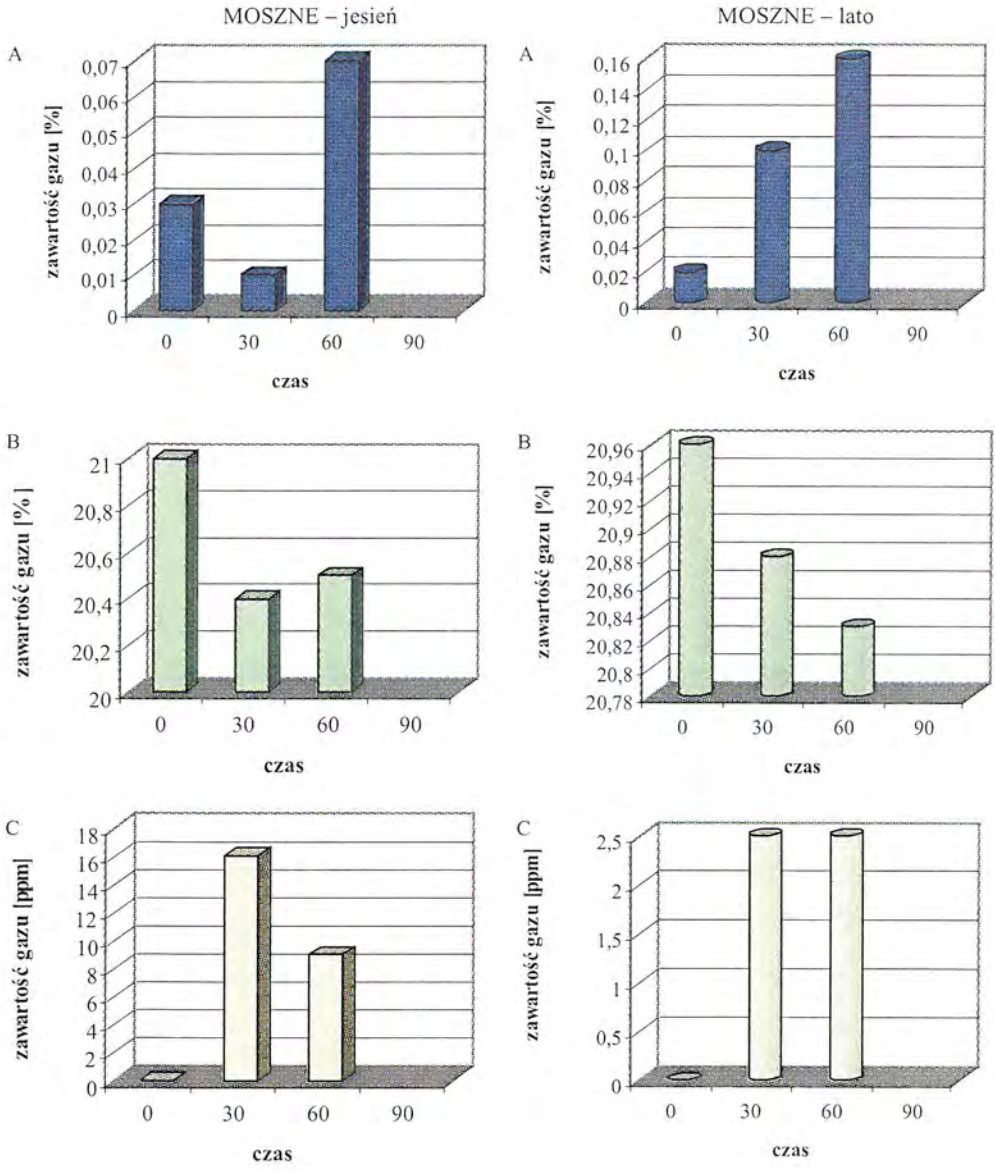
Rys. 61. Zmiana stężenia A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 w kloszu stojącym na torfowiskach Uściwierz 2 i Uściwierz 3 (jesień)

Fig. 61. Concentration changes of A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 in covers standing on peatbogs Uściwierz 2 and Uściwierz 3 (autumn)



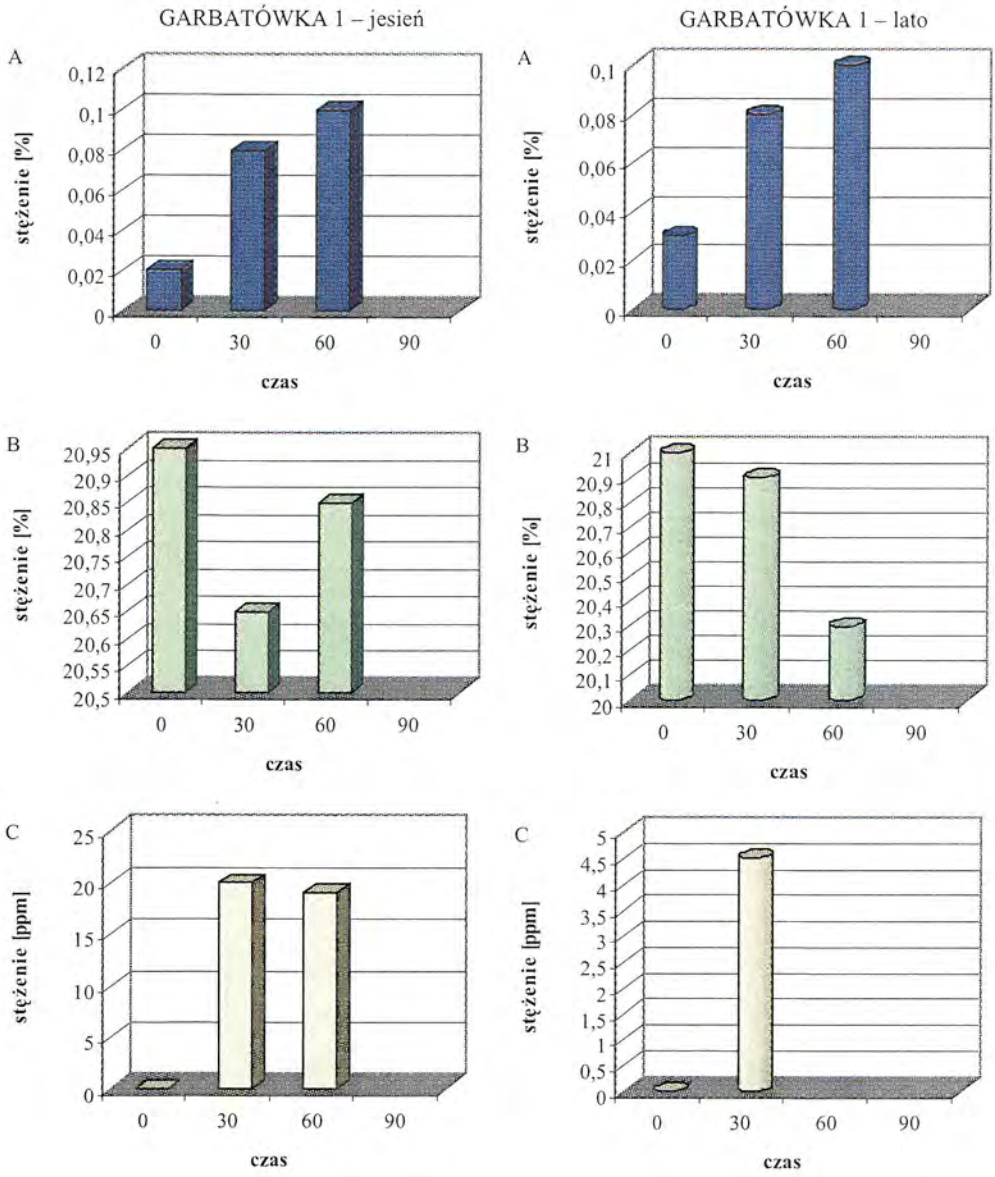
Rys. 62. Zmiana stężenia A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 w kloszu stojącym na torfowisku Orłowskie w okresie jesieni i lata

Fig. 62. Concentration changes of A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 in covers standing on peatbogs Orłowskie in autumn and summer



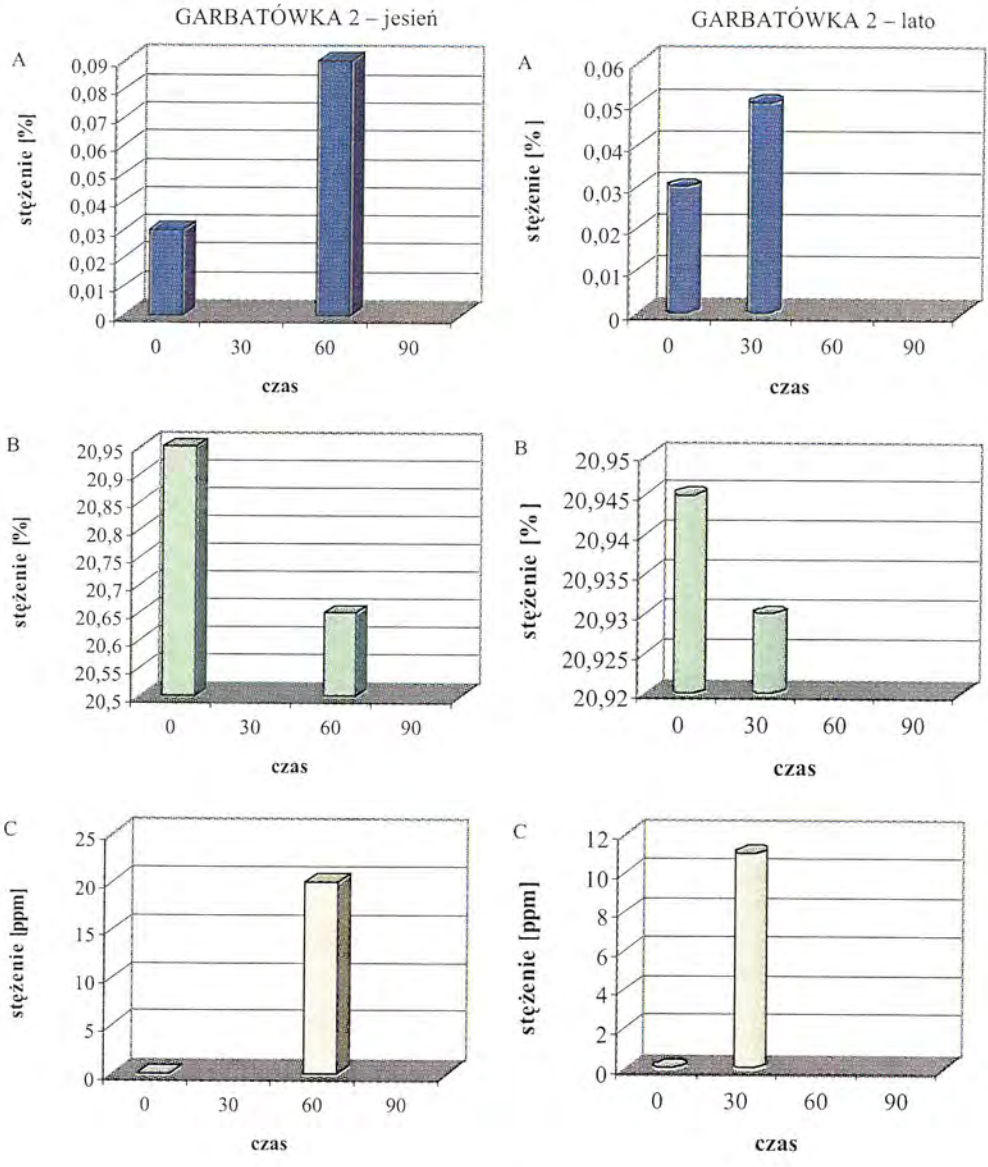
Rys. 63. Zmiana stężenia A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 w kloszu stojącym na jeziorze Moszne w okresie jesieni i lata

Fig. 63. Concentration changes of A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 in covers standing on Lake Moszne in autumn and summer



Rys. 64. Zmiana stężenia A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 w kloszu stojącym na torfowisku Garbatówka w okresie jesieni i lata

Fig. 64. Concentration changes of A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 in covers standing on peatbogs Garbatówka in autumn and summer



Rys. 65. Zmiana stężenia A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 w kloszu stojącym na torfowisku Garbatówka w okresie jesieni i lata

Fig. 65. Concentration changes of A – CO_2, B – O_2, C – CH_4 in covers standing on peatbogs Garbatówka in autumn and summer

dla torfowisk wysokich leśnych – tego typu obiekty charakteryzują jedne z najniższych wartości emisji metanu wśród torfowisk. Roczne wartości zazwyczaj są niższe niż 10 $g \cdot m^2$. Torfowisko to charakteryzują też wysokie wartości Eh – 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 w rejonie jezior uściwierskich (Garbatówka – stanowisko bazowe IV) i jeziora Łukie (stanowisko bazowe VI). Być może, mimo wysokiego uwilgotnienia, rizosfera jest 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. Występują m.in. u turzycowatych.

Na pozostałych badanych obiektach wartości emisji oraz potencjały oksydoredukcyjne wykazywały przybliżoną korelację z poziomem wody gruntowej.

Analizy stężeń gazów w próbach pobranych na różnych głębokościach wskazują na wyraźnie większą zawartość metanu w głębszych partiach złoża torfu niż z jego powierzchni. Stężenie na głębokościach 20-30 cm oraz 40-50 cm mierzone było w okresie letnim. Jest ono kilkadziesiąt razy wyższe niż przy powierzchni w tym samym okresie i wzrastało wraz z głębokością (Rys. 60, Tabela 32). Metan, wytworzony w głębszych partiach torfu, podczas dyfuzji ku powierzchni jest utleniany w strefie metanotrofii przy dostępie tlenu atmosferycznego w wyższych części profilu, stąd widoczny był znaczny ubytek jego stężenia w składzie gazów emitowanych z powierzchni.

Stężenia metanu otrzymane z prób pobranych ze złoża torfu przeliczone zostały na emisję wyrażoną w jednostce masy na jednostkę powierzchni i czasu i wynosiły odpowiednio: od 0,296 w torfowiskach wokół jeziora Moszne (stanowisko bazowe VIII) do 11,617 w torfowiskach Orłowskich (stanowisko

Tabela 32. Stężenia i emisja metanu z torfowisk na głębokościach 20-30 oraz 40-50 cm
Table 32. Methane concentration and emission from 20-30 and 40-50 cm depths

Głębokość / Torfowisko	Stężenie (ppm)		Emisja ($g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$)		Emisja ($t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$)	
	20-30 cm	40-50 cm	20-30 cm	40-50 cm	20-30 cm	40-50 cm
Uściwierz I	1668,2	252,6	1,969	0,324	7,187	1,184
Garbatówka I	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

bazowe VII), emisja z torfowisk uściwierskich w Garbatówce (stanowisko bazowe III) i Uściwierzek (stanowisko bazowe I) zawierała się w tym przedziale i pozostawała na poziomie 2,176 i 7,187 [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]. Zestawione wyniki tych przeliczeń emisji z rożnych głębokości przedstawia Tabela 33.

Tabela 33. Stężenia i emisja metanu z torfowisk – wyniki otrzymane w różnych porach roku
Table 33. Methane concentration and emission from peat soils – in different years seasons

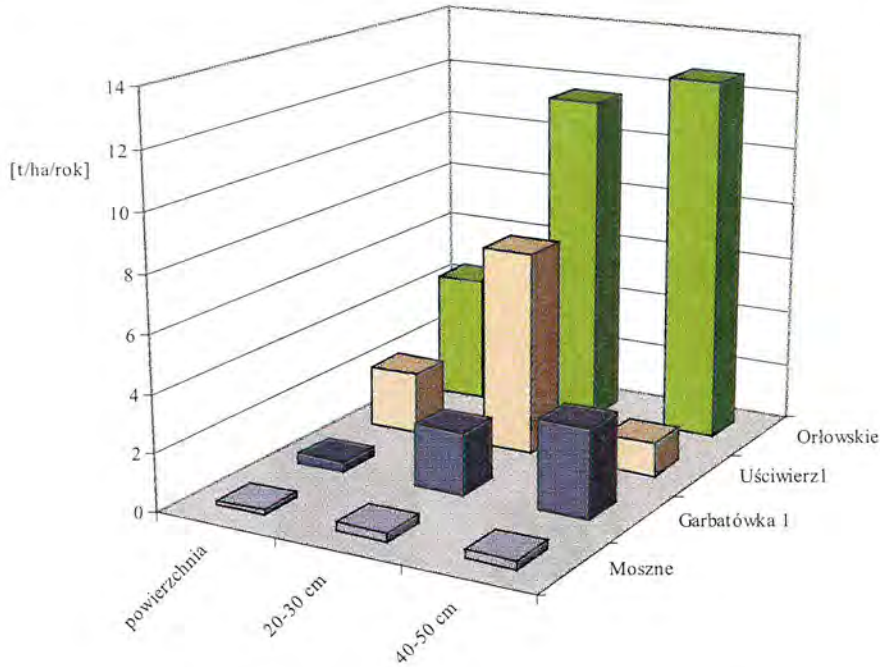
Torfowisko	Stężenie ppm	Wartość emisji $g \cdot m^{-2} \cdot doba$	$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$
Uściwierz 1-jesień2000	116	2,326	0,637
Uściwierz 2-jesień2000	149,7	3,002	0,822
Uściwierz 3-jesień2000	3,1	0,062	0,017
Uściwierz 3- lato 2001	29,7	0,596	0,163
Garbatówka 1-jesień2000	21,7	0,435	0,119
Garbatówka 1- lato 2001	4,73	0,095	0,026
Garbatówka 2-jesień2000	21,8	0,219	0,060
Garbatówka 2- lato 2001	11,83	0,237	0,065
Łukie -jesień2000	23,4	0,469	0,129
Łukie - lato 2001	28,83	0,578	0,158
T. Orlowskie – jesień2000	18,4	0,369	0,101
T. Orlowskie - lato 2001	60,9	1,221	0,335
Moszne -jesień2000	16,9	0,339	0,093
Moszne - lato 2001	2,43	0,049	0,013

Porównanie stężeń metanu na różnych głębokościach złóż torfowych pozwoliło stwierdzić na jakich głębokościach metan jest formowany i utleniany oraz jaki procent metanu wydostaje się na powierzchnię gleby. Można też w

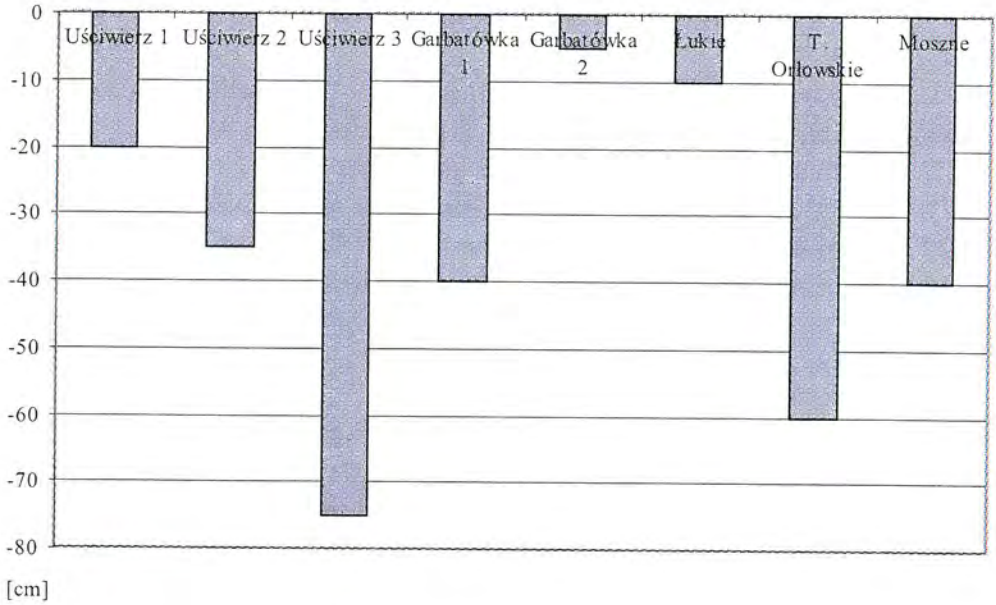
ten sposób określić przybliżoną strefę metanotrofii na poszczególnych złożach (Rys. 66-68).

Na torfowisku przejściowym przylegającym do jeziora Uściwierzek (stanowisko bazowe I), największa ilość metanu gromadziła się na głębokości 20-30 cm (1668,2 ppm), stężenie zaś na głębokości 40-50 cm wynosiło tylko 252,6 ppm. W przeliczeniu na jednostki emisji jest to odpowiednio 1,969 oraz 0,324 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$. Emisja na powierzchni wynosi 2,326 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$, jest to wartość wyższa, świadcząca o tym, że metanogeneza najbardziej jest nasilona powyżej tej głębokości. Woda gruntowa znajduje się również na poziomie ok. 20 cm, poniżej zaś jest strefa anaerobiozy, gdzie w najwyższej części ma miejsce maksymalna produkcja CH_4.

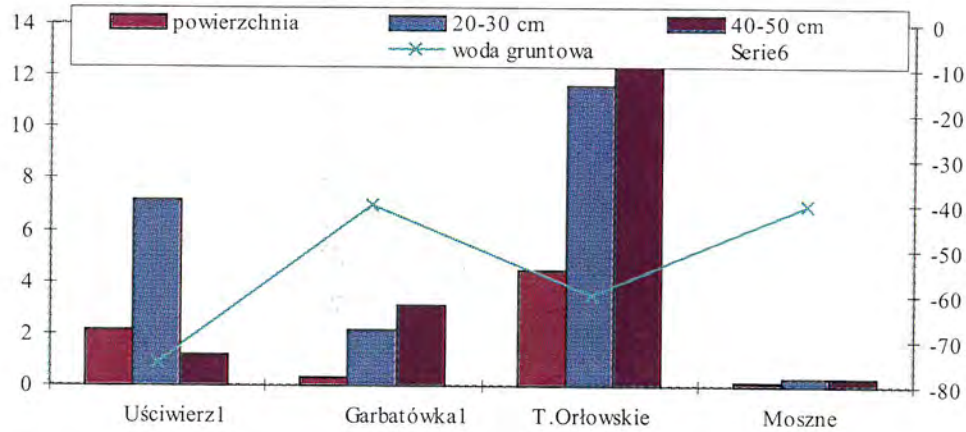
Stanowisko bazowe IV zlokalizowane na torfowisku niskim w Garbatówce – określona wartość emisji na poziomie najgłębszym wynosi 0,852 $g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$, w strefie 20-30 cm 0,596 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$, zaś na powierzchni – 0,095 $g \cdot m^{-2} \cdot doba^{-1}$. Z metanu wyemitowanego na poziomie 40-50 cm na głębokości 20-30 cm zostało



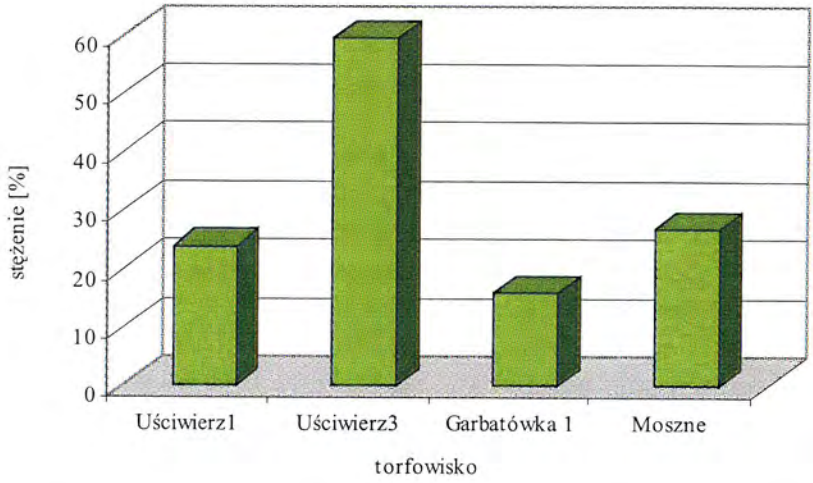
Rys. 66. Porównanie emisji z powierzchni oraz z głębokości różnych torfowisk
Fig. 66. Comparison of emission from the surface and different depths from peatbogs



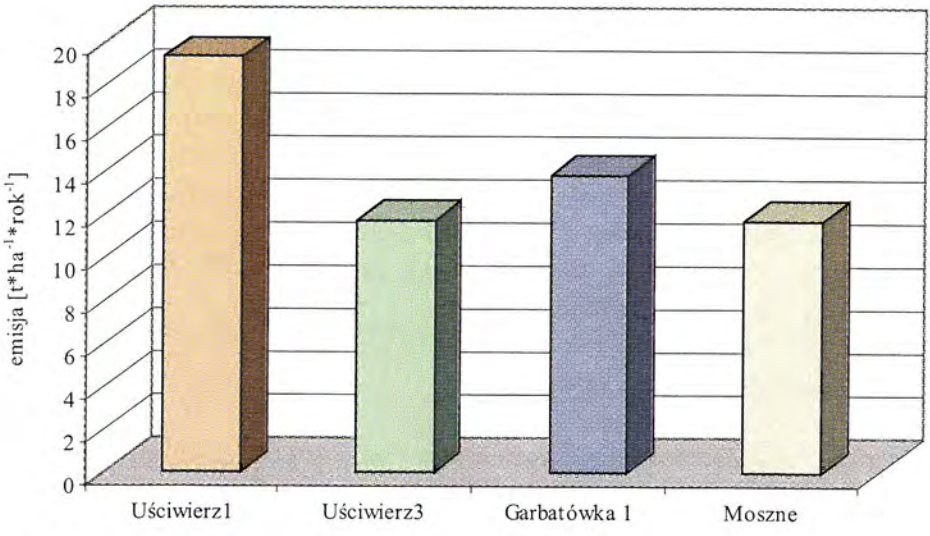
Rys. 67. Poziom wody gruntowej na badanych torfowiskach
Fig. 67. The ground water level of studied peatbogs



Rys. 68. Emisja metanu na powierzchni i głębokościach [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$] (lewa oś)
Fig. 68. Methane emission from the surface and depth [$t \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}$] ground water level



Rys. 69. Stężenie metanu w pęcherzykach gazu w kloszach pływających na torfiankach
Fig. 69. Methane concentration in following covers of the peatbogs



Rys. 70. Emisja metanu z torfianek [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]
Fig. 70. Methane emission from the peatsoils [$t \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}$]

69,95 % do atmosfery zaś trafiło tylko 11,15%. Oznacza to, że strefa największej metanotrofii znajduje się tuż pod powierzchnią gleby. Poziom wody gruntowej występuje ok. 40 cm pod powierzchnią, poniżej tej głębokości znajduje się strefa metanotrofii.

Torfowisko Orłowskie (stanowisko bazowe VII) – największa produkcja metanu ma miejsce na głębokości poniżej 50 cm (3,492 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$), na poziomie 20-30 cm zostaje go 91,15%, a na powierzchnię dyfunduje ok. 35% (emisja wynosi 1,221 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$). Poziom wody gruntowej usytuowany jest na głębokości 60 cm w głąb od powierzchni.

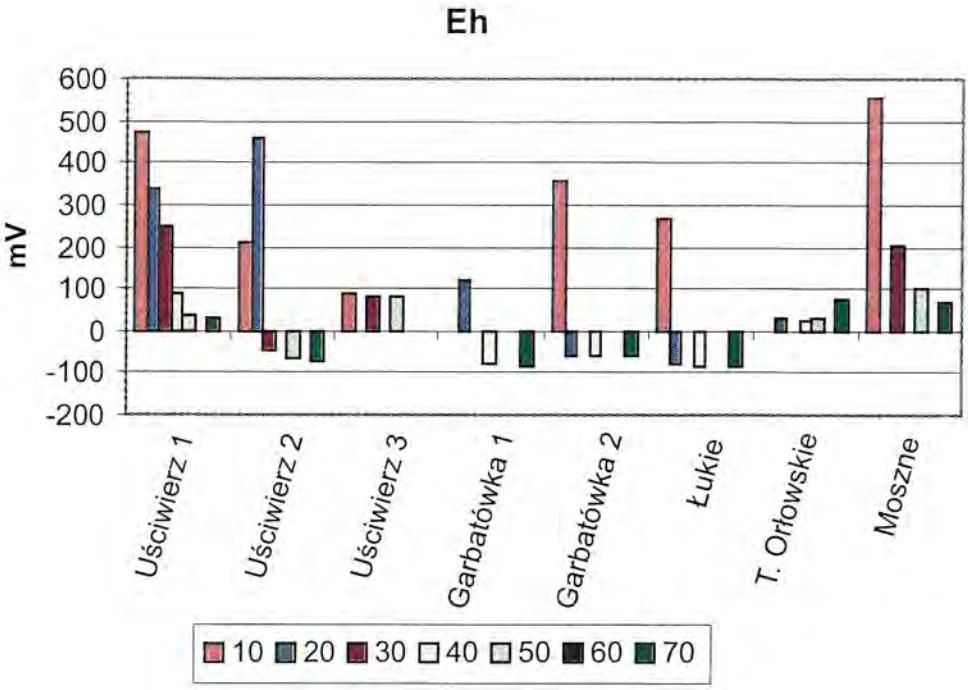
Na torfowisku nad jeziorem Moszne (stanowisko bazowe VIII) wyniki stężenia metanu były najniższe zarówno wśród mierzonych na powierzchni, jak też na głębokościach, podobnie niskie wartości ma emisja. Zarówno na 30 jak i 50 cm są one zbliżone (0,08 $g \cdot m^{-2} \cdot dobę^{-1}$), z czego prawie 41% metanu podlega utlenianiu w czasie dyfuzji na powierzchnię.

Stężenia metanu, wyznaczone w gazach zgromadzonych w komorach pływających na torfiankach (Rys. 69) i ciekach wodnych znajdujących się na obszarach badanych torfowisk, były nawet do dziesięciu tysięcy razy większe niż w gazach gromadzących się w komorach stojących ustawionych na pobliskich torfowiskach. Zauważalna jest też odwrotna korelacja pomiędzy objętością gazu gromadzącego się pod kloszem a procentową zawartością w nim metanu. Największe stężenie metanu (59,39%) wystąpiło w gazach uwalnianych z torfianki występującej w pobliżu stanowiska bazowego III (rejon j. Uściwierzek). Na innych torfiankach gromadziła się większa objętość gazów, ale stężenie metanu było w nich mniejsze i wynosiło 26,85% CH_4 (torfianka przy stanowisku bazowym VIII (rej. J. Moszne), 23,86% CH_4 (torfianka przy stanowisku I (rej. j. Uściwierzek) oraz 15,80% CH_4 (torfianka przy stanowisku bazowym IV (Garbatówka), rej. torfowisk uściwierskich).

Potencjał oksydoredukcyjny w złożach torfu

Potencjał oksydoredukcyjny wyznaczony za pomocą elektrody laskowej umożliwił pomiary E_h w torfach do głębokości 70 cm, bez konieczności formowania odkrywki.

Wartości E_h (Rys. 71) w badanych torfach wykazywały na ogół regularny rozkład i ulegały wyraźnemu obniżeniu wraz z głębokością. Zmiany te były zdecydowanie małe w okresie jesiennym i wynosiły kilkanaście mV, natomiast wyraźnie ulegały obniżeniu w okresie letnim, przyjmując niejednokrotnie wartości



Rys. 71. Potencjał oksydoredukcyjny E_h (mV) na głębokościach (10, 20, 30, 40, 50, 60 i 70 cm) złóż badanych torfowisk
Fig. 71. E_h (mV) at different depths (10, 20, 30, 40, 50, 60 i 70 cm) of peat soils

ujemne, dochodzące do –100 mV, przy których rozpoczyna się formowanie metanu. Najniższe wartości E_h (ujemne i < 50mV) były notowane w złożach torfowisk uściwierskich, na stanowiskach bazowych II (torfowisko przejściowe w rej. j. Uściwierzek), IV i V (torfowiska niskie w Garbatówce) oraz VII (uroczysko Spławy w rej. jeziora Łukie). Pozostawały natomiast dodatnie w pobliżu jeziora Moszne (stanowisko bazowe VIII) nawet na głębokości 50 i 70 cm (66,8 mV), podobnie jak w złożu torfowiska przy j. Uściwierzek (stanowisko bazowe I). Wartości zaś E_h na torfowiskach Orłowskich (stanowisko bazowe VII) pozostawały dodatnie w zakresie 20-80 mV. Analiza wartości średnich E_h wskazuje na szczególnie zaawansowany stan anaerobiozy na torfowiskach w rej. Garbatówki i jeziora Łukie. Średnie wartości roczne Eh przyjmujące wartości ujemne świadczą o wyczerpaniu akceptorów elektronów w badanym środowisku takim jak tlen, azotany czy tlenki manganu i żelaza. Wskazują natomiast na

redukcję siarczanów i fermentację beztlenową prowadzącą do formowania się siarkowodoru i metanu.

6.4.3. Zawartość biogenów w wodach gruntowych torfowisk

Zawartość poszczególnych form biogennych w wodach gruntowych, zalegających w torfowiskach przedstawiono na Rys. 72. Poziom azotanów V w wodach pobranych z różnych głębokości torfowisk była bardzo zmienna i wynosiła od 0,1 do 6,006 $mg \cdot dm^{-3}$. Najbardziej bogate w azotany V były roztwory z torfowiska przejściowego przy jeziorze Uściwierzek (stanowisko bazowe II), gdzie jesienią do 40 cm głębokości oznaczone stężenie przekraczało 5 mg dm^{-3}. W okresie letnim stężenie azotanów V nie przekraczało 0,3 $mg \cdot dm^{-3}$, z wyjątkiem torfowiska w Garbatówce (stanowisko bazowe IV), gdzie w roztworach pobranych z głębokości 20 cm poziom tych form wynosił 0,56 $mg \cdot dm^{-3}$.

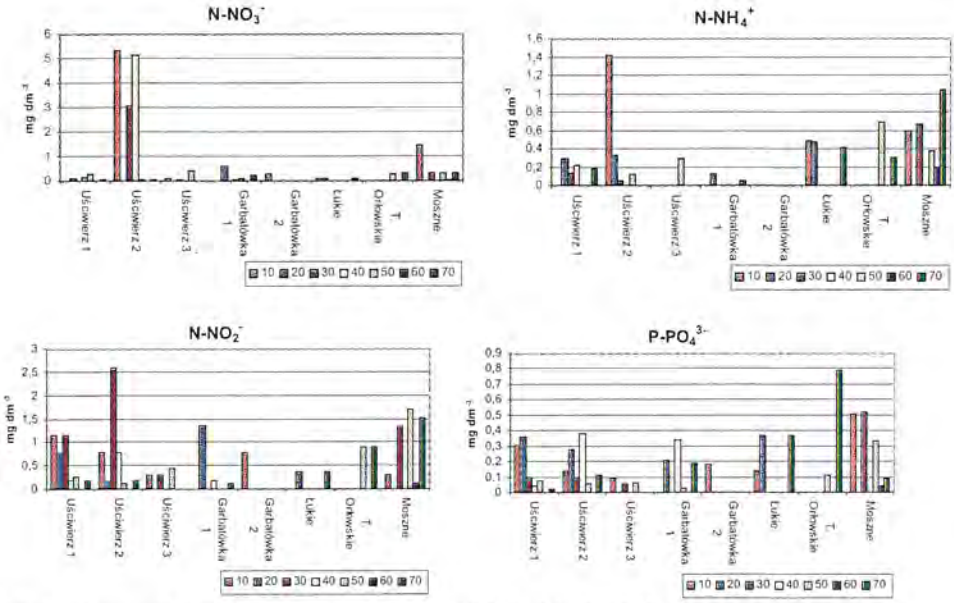
Zawartość azotanów III maksymalnie dochodziła do poziomu 2,71 $mg \cdot dm^{-3}$ na stanowisku IV w rej. Garbatówki (głębokość 20 cm) oraz 1,54 $mg \cdot dm^{-3}$ na głębokości 70 cm w torfach Orłowskich (stanowisko bazowe VII). Na torfowisku Moszne (stanowisko bazowe VIII) stężenie azotanów III wynosiło 1,33-1,69 $mg \cdot dm^{-3}$ (głębokość 30 cm), 1,69 $mg \cdot dm^{-3}$ (głębokość 50 cm) i 1,51 $mg \cdot dm^{-3}$ (głębokość 70 cm).

Obecność form amonowych na maksymalnym poziomie 1,42 $mg \cdot dm^{-3}$ stwierdzono jesienią na głębokości 10 cm w złożu torfowiska przy jeziorze Uściwierzek (stanowisko bazowe II) oraz 1,04 $mg \cdot dm^{-3}$ w okresie letnim w torfowisku Moszne (stanowisko bazowe VIII) na głębokości 70 cm.

Obecność jonów fosforanowych była stabilna i pozostawała w zakresie 0,022-096 $mg \cdot dm^{-3}$, wykazując wyraźną tendencję spadkową w okresie letnim.

Zmiany właściwości fizyczno-chemicznych w zależności od rodzaju antropopresji

Na proces metanogezny w torfowiskach zasadniczy wpływ ma rodzaj materii organicznej oraz zawartość tlenu i wody. Wzajemne relacje między zawartością tlenu cząsteczkowego, stopniem wysycenia porów glebowych wodą oraz łatwo rozpuszczalnymi frakcjami materii organicznej limitują proces metanogenezy przyspieszając bądź opóźniając anaerobowy rozkład materii organicznej [78].



Rys. 72. Zawartość form biogennych na różnych głębokościach wód badanych torfowisk
Fig. 72. Biogens concentrations at different water depths investigated peat soils

Gleby zalane i podmokłe odpowiedzialne są za produkcje 80% metanu uwalnianego do atmosfery [58], którego roczna emisja w 2000 roku osiągnęła wartość 300 Tg. Szacuje się również, że strumień metanu do atmosfery pochodzący z jezior stanowi ok. 25% całkowitej emisji i wynosi ok. 100 $Tg \cdot rok^{-1}$ [75]. Ze względu na wysoką zdolność radiacyjną cząsteczki metanu, która jest większa 21 razy niż dla molekuły CO_2, wzrost emisji metanu w atmosferze w sposób znaczący powiększa efekt szklarniowy. Obecne w glebie bakterie zaliczane do metanotrofów mogą wykorzystywać metan jako źródło energii o ile dostępność tlenu nie limituje ich aktywności, dlatego też równowaga pomiędzy warunkami aeracyjnymi a uwodnieniem gleb bogatych w materię organiczną (torfy) powinna podlegać stałej kontroli. Reoksydacja metanu przez metanotrofy w warstwie anaerobowej może doprowadzić do znacznej redukcji metanu z powierzchni mokradeł i terenów podmokłych [1].

6.4.4. Odczyn torfów (pH_{H_2O} i pH_{KCl})

Odczyn utworów torfowych tworzących złoża badanych torfowisk wykazuje bardzo duże zróżnicowanie, co wiąże się ściśle z jakością wód zasilających

siedliska torfotwórcze. Złoża torfów przejściowych (Tabela 30a i 30b), zalegające przy jeziorze Uściwierzek, budują torfy bardzo silnie kwaśne, natomiast odczyn głębiej zalegających warstw, zbudowanych z torfów niskich, jest lekko kwaśny i obojętny, a zasadowy – torfów zagytionych oraz utworów gytiowych występujących w spągu tych złóż, bardzo zasobnym w węglan wapnia. Wyższym, kwaśnym odczynem, wahającym się w przedziale wartości pH_{KCl} od 5,2 do 5,4, charakteryzują się utwory torfowe tworzące złoże przejściowe uroczyska Spławy (Tabela 30c). Kwaśne i lekko kwaśne są łąkowe gleby torfowe w rejonie jezior uściwierskich (profile III i IV) i na Torfowisku Orłowskim (profil VII). Stosunkowo wysoki odczyn (pH_{KCl} : 6,4-6,8) wykazuje gleba torfowa bagienna, wytworzona z torfów niskich, występująca w rejonie Garbatówki (profil V). Najniższym natomiast odczynem charakteryzuje się gleba bagienna (pH_{KCl} : 2,5-3,2), występująca na torfowisku wysokim w rejonie jeziora Moszne (profil VIII) (Tabela 30).

6.5. Stopień zróżnicowania zbiorowisk roślinnych w różnych typach torfowisk

6.5.1. Szata roślinna odwodnionych torfowisk niskich

Prowadzone w latach sześćdziesiątych i siedemdziesiątych XX wieku melioracje siedlisk bagiennych w rejonie jezior uściwierskich częściowo zdegradowały jego otoczenie. Dotyczy to zwłaszcza fragmentów torfowisk, które po osuszeniu i przeoraniu przekształcono w łąki kośne. Dawniej dominowały tu zbiorowiska trzęślicowe, a obecnie przeważają zespoły *Holcetum lanati*, rzadziej *Poo-Festucetum rubrae* i *Deschampsietum caespitosae* z dużym udziałem *Cardaminopsis arenosa* i *Urtica dioica*. Obydwa wymienione gatunki rozwinęły się w wyniku przesuszenia i rozkładu torfu oraz postępującej eutrofizacji siedliska. Środkowe partie obiektu zatracają swój zaroślowy charakter przekształcając się w zbiorowiska lasów brzozowych [33].

Na torfowiskach zakrzaczonych i porośniętych roślinnością leśną, występujących wokół jeziora Uściwierzek, a także w innych częściach całego omawianego kompleksu występują zespoły zarośli łozowych *Salicetum pentandro-cinereae*, brzozy niskiej i wierzby rokity *Betulo-Salicetum repentis*, brzeziny bagiennej *Betuletum pubescentis*, brzeziny pokrzywowej *Betula pubescens – Urtica dioica*.

Najbardziej typowymi zespołami dla łąk omawianego obszaru są zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Dużą powierzchnię zajmuje zespół *Poo-Festucetum rubrae* (Tabela 34, zdj. 9-12). W asocjacji tej dominują trawy: wiechlina łąkowa – *Poa pratensis*, kostrzewa czerwona – *Festuca rubra* oraz kłosówka wełnista – *Holcus lanatus*. Spośród innych gatunków największe pokrycie osiągają: kuklik zwisły – *Geum rivale*, tomka wonna – *Anthoxanthum odoratum* oraz gęsiówka piaskowa *Cardaminopsis arenosa*. W warstwie mchów dominuje drabik drzewkowaty – *Climacium dendroides*. Największą powierzchnię (w części zachodniej torfowisk) zajmują zespoły: *Deschampsietum caespitosae*, *Holcetum lanati*, *Poo-Festucetum rubrae* oraz *Lolio-Cynosuretum*. W wielu płatach tych trzech asocjacji udział do 50-60% mają: gęsiówka piaskowa – *Cardaminopsis arenosa* albo pokrzywa zwyczajna – *Urtica dioica*. Wskazuje to na postępujący proces murszenia i mineralizacji torfu i wiążącą się z tym eutrofizację siedlisk łąkowych. Znacznie mniejszą powierzchnię zajmują zespoły *Filipendulo-Geranietum*, *Cirsietum rivularis* i *Epilobio-Juncetum effusi*. Gromadnie – zwłaszcza w pobliżu jeziora Uściwierz – reprezentowane są łąki trzęślicowe – *Molinietum caeruleae*, które kontaktują się zarówno z zespołami siedlisk kwaśnych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* jak również z zaroślami i laskami olsowymi z klasy *Alnetea glutinosae* [33].

W obszarze łąk położonych na Torfowisku Orłowskim wykształciły się zbiorowiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (przeważają zespoły: *Poo-Festucetum rubrae*, *Holcetum lanati*, *Deschampsietum caespitosae*, oraz *Molinietum caeruleae*) oraz w lokalnych obniżeniach szuwarowe z klasy *Phragmitetea* (najczęściej *Caricetum gracilis* i *C. acutiformis*).

Na terenach leśnych przeważa zbiorowisko brzozy omszonej – *Betula pubescens z dużym udziałem* pokrzywy zwyczajnej – *Urtica dioica*. Występują także płaty olsów *Ribeso nigri-Alnetum*.

Na łąkach w pobliżu Lejna przeważają zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Najczęściej występują zespoły: *Poo-Festucetum rubrae* i *Alopecuretum pratensis*, a także *Deschampsietum caespitosae*, rzadziej *Arrhenatheretum elatioris*. W niektórych płatach tych zbiorowisk łąkowych stwierdzono duży udział pokrzywy zwyczajnej – *Urtica dioica* oraz gęsiówki piaskowej – *Cardaminopsis arenosa*. Zbiorowiska roślinności wodnej z klas *Lemnetea* i *Potametea*, a także szuwarowe z klasy *Phragmitetea* występują głównie w rowach i kanałach melioracyjnych [7,153].

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że w pobliżu stanowiska bazowego nrVII występują zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*

Tabela 34. Skład florystyczny zespołów łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* występujących w obszarze przyległym do punktu bazowego III (rej. uściwierski – łąki w rej. j. Uściwierzek)
Table 34. Floristic composition of meadow communities class *Molinio-Arrhenatheretea* occuring in area near basic point III (uściwierski region – meadows near Lake Uściwierzek)

	Nr zdjęcia	9	10	11	12
Liczba wilgotnościowa	Pokrycie warstwy zielnej (w %)	100	100	100	100
	Pokrycie warstwy mchów (w %)	20	20	.	.
	Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100	100
	***Poo-Festucetum rubrae*:**				
0	*Festuca rubra*	3	3	2	1
5	*Poa pratensis*	3	1	1	+
7	***Deschampsietum caespitosae***				
7	*Deschampsia caespitosa*	+	+	+	5
	***Molinietalia*:**				
7	*Geum rivale*	2	.	+	.
7	*Lychnis flos-cuculi*	+	.	+	.
7	*Sanquisorba officinalis*	+	.	+	+
8	*Lythrum salicaria*	+	+	+	+
8	*Juncus effusus*	+	.	+	.
8	*Climacium dendroides*	2	2	+	.
	***Molinio-Arrhenatheretea*:**				
6	*Holcus lanatus*	5	4	2	2
5	*Plantago lanceolata*	1	+	.	.
5	*Cerastium holosteoides*	+	+	+	+
6	*Ranunculus acris*	+	+	+	+
5	*Rumex acetosa*	1	+	+	+
5	***Dactylis glomerata***	.	+	4	
5	***Taraxacum officinale***	.	+	+	
4	***Achillea millefolium***	.	+	+	
	***Plantaginetea majoris*:**				
7	*Potentilla anserina*	+	2	.	.
7	*Ranunculus repens*	+	+	.	+
	Towarzyszące:				
5	*Anthoxanthum odoratum*	2	+	.	+
3	*Cardaminopsis arenosa*	1	.	.	.
8	*Mentha aquatica*	+	.	.	.
5	*Veronica chamaedrys*	+	.	.	.
6	*Trifolium repens*	1	+	.	+
9	*Lycopus europaeus*	+	.	.	.
9	*Epilobium palustre*	+	.	.	.
9	*Scutellaria galericulata*	+	.	.	.
7	*Inula britannica*	+	.	.	.
6	*Plantago major*	+	.	+	+
5	*Viola canina*	+	.	.	+
8	*Carex flava*	.	+		
5	*Glechoma hederacea*	.	+	.	.
4	*Cirsium arvense*	.	+	.	.
9	*Phalaris arundinacea*	.	.	.	+

(Tabela 35, zdj. 22-25). Pod względem fitosocjologicznym zaliczono je do zespołu *Poo-Festucetum rubrae*. W zespole tym dominuje wiechlina łąkowa – *Poa pratensis*, udział kostrzewy czerwonej – *Festuca rubra* jest mniejszy. We wszystkich płatach stałą domieszkę (zwarcie 10-20%) stanowi śmiałek darniowy – *Deschampsia caespitosa*, szczaw zwyczajny – *Rumex acetosa* (zwarcie 10-20%). Inne gatunki łąkowe osiągają mniejsze zwarcie.

6.5.2. Szata roślinna częściowo odwodnionych i bagiennych torfowisk niskich

W obszarze częściowo odwodnionych i bagiennych torfowisk występujących w rejonie Garbatówki (kompleks torfowy jezior uściwierskich), występują zbiorowiska roślinności wodnej z klas *Charetea* i *Potametea* (w torfiankach), szuwarowe z klasy *Phragmitetea* (zwłaszcza w części wschodniej obiektu), torfowiskowe z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (przeważają zespoły z rzędu *Molinion*), zaroślowe i leśne z klasy *Alnetea glutinosae*.

W pobliżu czwartego punktu bazowego IV w rejonie Garbatówki występują zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Pod względem fitoscjologicznym reprezentują one zespół *Molinietum caeruleae* z dominującą trzęślicą modrą *Molinia caerulea* (Tabela 36, zdj. 13-15). W płatach tej asocjacji największy udział mają gatunki z rzędu *Molinietalia*. W domieszce występują gatunki z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. W niektórych płatach dość duże zwarcie (do 20%) osiąga trzcina pospolita – *Phragmites australis*. Obecnie, po zaniechaniu użytkowania kośnego tych łąk, pojawiają się na nich krzewy, wśród których największe zwarcie osiąga brzoza niska – *Betula humilis*.

W lokalnych obniżeniach stwierdzono występowanie zbiorowisk z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (Tabela 36, zdj. 16). Niektóre z tych płatów nawiązują do zespołu *Caricetum davallianae*. Gatunek charakterystyczny tej asocjacji turzyca Davalla *Carex davalliana* osiąga zwarcie 30%. Wśród gatunków towarzyszących występują gatunki z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* oraz dość licznie gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

Na łąkach od dawna nieużytkowanych występują zbiorowiska zaroślowe z klasy *Alnetea glutinosae* jak: *Betulo-Salicetum repentis*, *Betuletum humilis*, *Salicetum pentandro-cinereae*. Niewielką powierzchnię zajmuje zbiorowisko z dominującą w warstwie drzew brzozą omszoną – *Betula pendula* (Tabela 36, zdj. 15). Warstwę roślinności zielnej w tym zbiorowisku reprezentują zarówno gatunki łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* jak i torfowiskowe z klasy

Tabela 35. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego VII (łąki lejnowskie – Torfowisko Orłowskie)
Table 35. Floristic composition of plant communities occuring in area near basic profile VII (lejnowskie meadows – Orłowskie Peatbog)

Liczba wilgotnościowa	Nr zdjęcia	22	23	24	25
	Pokrycie warstwy krzewów (w %)		+		
	Pokrycie warstwy zielnej (w %)	100	100	100	100
	Pokrycie warstwy mchów (w %)	10	10	10	10
	Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100	100
	Krzewy:				
	Betula pubescens b	.	+		.
	***Poo-Festucetum rubrae*:**				
5	*Poa pratensis*	4	4	4	4
0	*Festuca rubra*	+	+	+	2
	***Molinietalia*:**				
7	*Deschampsia caespitosa*	2	1	1	1
8	*Lythrum salicaria*	+	.	+	.
	Juncus effusus	+	+	.	+
7	*Molinia caerulea*		1		
	Selinum carvifolia		.	+	+
8	*Lysimachia vulgaris*	.	.	+	
	***Molinio-Arrhenatheretea*:**				
5	*Rumex acetosa*	1	2	1	1
	Plantago lanceolata	+	1	+	1
6	*Ranunculus acris*	+		+	+
6	*Holcus lanatus*	.	1	1	2
	Towarzyszące:				
5	*Anthoxanthum odoratum*	+	+	1	+
3	*Cardaminopsis arenosa*	+	2	+	1
7	*Potentilla anserina*	+	+	+	+
7	*Ranunculus repens*	1	.	1	.
3	*Linaria vulgaris*	.	+	.	
4	*Stellaria graminea*	.	+	.	
9	*Epilobium palustre*	.		+	+

Scheuchzerio-Caricetea fuscae. Największe zwarcie (do 50%) osiąga tu trzęślica modra – *Molinia caerulea*.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że w pobliżu piątego punktu bazowego występuje siedlisko bagienne, trwale zabagnione. Wyznaczone metodą fitoindykacji średnie wartości liczb wilgotnościowych zbiorowisk roślinnych wahają się tu w przedziale 8,12-8,76 (Tabela 38). Zbiorowiska z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* zasiedlające ten teren, zaliczone zostały pod względem fitosocjologicznym do zespołu *Caricetum lasiocarpae* (Tabela 37, zdj. 17). Gatunkiem dominującym jest turzyca nitkowata – *Carex lasiocarpa*. W domieszce występują gatunki z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* oraz szuwarowe z klasy *Phragmitetea*. Warstwę mchów, osiągających zwarcie 60%,

Tabela 36. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w pobliżu punktu bazowego IV (Garbatówka)
Table 36. Floristic composition of meadow communities near basic site IV (Garbatówka)

	Nr zdjęcia	13	14	15	16
Liczba wilgotnościowa	Pokrycie warstwy drzew (w %)			80	
	Pokrycie warstwy krzewów (w %)	20	30	30	10
	Pokrycie warstwy zielnej (w %)	100	100	70	100
	Pokrycie warstwy mchów (w %)	10	20	20	10
	Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100	80
	Drzewa i krzewy:				
	Betula pubescens a			8	
	Betula pubescens b	+	+	1	+
	Pinus sylvestris a			+	
	Betula humilis b	2	2	+	2
	Salix cinerea b	+	1	1	+
	Salix rosmarinifolia b	+	1	.	+
	Frangula alnus b	+	+	+	.
	Salix pentandra b	.	+	.	.
	Molinietum medioeuropaeum:				
7	*Molinia caerulea*	6	4	5	+
	Molinietalia:				
5	*Potentilla erecta*	1	1	+	+
7	*Geum rivale*	+	+	1	+
8	*Cirsium palustre*	+	+	+	+
7	*Sanguisorba officinalis*	+	.	.	+
7	*Selinum carvifolia*	+	+	.	.
8	*Parnassia palustris*	+	.	.	+
7	*Valeriana offcinalis*	+	+	.	.
8	*Climacium dendroides*	.	+	1	+
8	*Lysimachia vulgaris*	.	+	+	+
8	*Lythrum salicaria*	.	+	+	.
5	*Briza media*	.	+	.	2
7	*Deschampsia caespitosa*	.	.	+	.
7	*Galium uliginosum*	.	.	+	.
7	*Succisa pratensis*	.	.	.	+
	Molinio-Arrhenatheretea:				
0	*Festuca rubra*	1	2	.	2
	Scheuchzerio-Caricetea fuscae:				
8	*Carex panicea*	1	2	.	2
8	*Dactylorhiza incarnata*	+	+	.	2
9	*Eriophorum angustifolium*	+	+	.	2
9	*Carex lepidocarpa*	+	+	.	+
8	*Carex davalla*	1	.	.	3
8	*Carex nigra*	1	.	.	+
9	*Comarum palustre*	.	.	+	+
9	*Carex lasiocarpa*	.	.	+	.
9	*Menyanthes trifoliata*	.	.	+	.
7	*Pedicularis sceptrum-carolinum*	.	.	.	+
7	*Triglochin palustre*	.	.	.	+
	Phragmitetea:				
10	*Phragmites australis*	+	2	.	+
9	*Peucedanum palustre*	+	+	+	.
9	*Carex appropinquata*	.	+	.	.
8	*Galium palustre*	.	+	+	+
	Towarzyszące:				
3	*Cardaminopsis arenosa*	+	.	.	.
7	*Mentha arvensis*	+	.	.	.
9	*Eriophorum vaginatum*	.	.	+	.
8	*Thelypteris palustris*	.	.	1	.

Tabela 37. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego V (torfowiska uściwierskie – rejon Garbatówki)
Table 37. Floristic composition of plant communities occuring in area near basic profile V (uściwierskie peatbogs – Garbatówka region)

Liczba wilgotnościowa	Nr zdjęcia	17	18	19
	Pokrycie warstwy krzewów (w %)	+	+	40
	Pokrycie warstwy zielnej (w %)	100	100	100
	Pokrycie warstwy mchów (w %)	60	40	20
	Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100
	Drzewa i krzewy:			
	Salix cinerea b	+	+	2
	Salix rosmarinifolia b	.		2
	Frangula alnus b	.	.	+
	Betula humilis b			+
	***Caricetum lasiocarpae*:**	.	.	
9	*Carex lasiocarpa*	8	+	+
	***Phragmitetum australis*:**			
10	*Phragmites australis*	2	6	3
	***Scheuchzerio-Caricetea fuscae*:**			
9	*Comarum palustre*	+	+	+
9	*Menyanthes trifoliata*	+	1	+
8	*Carex nigra*	+		.
8	*Carex panicea*		.	+
8	*Dactylorhiza incarnata*	.		+
8	*Carex davalla*	.		+
	***Phragmitetea*:**	.	.	
8	*Galium palustre*	+	1	+
9	*Carex appropinquata*	+	2	
9	*Scutellaria galericulata*	+	+	
9	*Lysimachia thyrsiflora*	+	+	
9	*Peucedanum palustre*	+		
9	*Equisetum fluviatile*	.	+	
	***Molinio-Arrhenatheretea*:**			
7	*Molinia caerulea*	1	1	2
8	*Lythrum salicaria*	+	+	
8	*Caltha palustris*	.	+	
8	*Equisetum palustre*		+	+
	Sanquisorba officinalis			+
8	*Cirsium palustre*			+
7	*Geum rivale*			+
0	*Festuca rubra*			+
8	*Lysimachia vulgaris*			+
5	*Potentilla erecta*			+

budują *Calliergon stramineum*, *Drepanocladus aduncus*, *D. fluitans* oraz nielicznie *Meesea triquetra*.

Większą powierzchnię zajmują zbiorowiska szuwarowe z klasy *Phragmitetea*. Przeważa zespół *Phragmitetum australis* (Tabela 37, zdj. 18), z dominującą trzciną pospolitą *Phragmites australis*. Mniejszy udział mają zbiorowiska

wielkich turzyc ze związku *Magnocaricion*. W płatach leżących na obrzeżu torfowiska, w pobliżu mineralnych wzniesień, zanotowano większy udział gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (Tabela 37, zdj. 19). Na wzniesieniach przeważają zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatherea*, a zwłaszcza zespół trzęślicy modrej – *Molinietum caeruleae*. W ich pobliżu wykształciły się także zbiorowiska zaroślowe z klasy *Alnetea glutinosae*. Są to zespoły: *Salicetum pentandro-cinereae* i *Betulo-Salicetum repentis*.

6.5.3. Szata roślinna torfowisk przejściowych

W obszarze badanych kompleksów siedliska torfowisk przejściowych są położone głównie w bezpośrednim sąsiedztwie jezior. Jedno z takich siedlisk tworzy torfowisko przejściowe, występujące wokół intensywnie zarastającego, występującego już w formie szczątkowej, jeziorka Uściwierzek. Jest ono położone w granicach projektowanego rezerwatu "Uroczysko Uściwierskie" obejmującego swym zasięgiem również największe w tym regionie jezioro Uściwierz. Na torfowisku tym, odznaczającym się bardzo silnym uwodnieniem (woda występuje na powierzchni lub wyciska się pod nogami), występują zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Pod względem fitosocjologicznym jest to zespół *Sphagno-Caricetum rostratae*. Znacznie mniejszą powierzchnię zajmuje zespół *Rhynchosporetum albae* z przewagą przygiełki białej. W postaci małych płatów występuje zespół *Caricetum lasiocarpae* z dominującą turzycą nitkowatą. Zbiorowiska torfowisk wysokich z klasy *Oxyccco-Sphagnetea* wykształciły się w postaci niewielkiego płatu na południe od jeziora Uściwierzek. Pod względem fitosocjologicznym zaliczono je do zespołu *Eriophoro-Sphagnetum recurvi*.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że w pobliżu stanowiska bazowego nr I występują zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Pod względem fitosocjologicznym jest to zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* (Tabela 39, zdj. 1-3). W zespole tym przeważają turzyca dzióbkowa *Carex rostrata* oraz żurawina błotna *Oxycoccus palustris*. W warstwie mchów największy udział miał torfowiec – *Sphagnum cuspidatum*. Stwierdzono tu także występowanie gatunków objętych ochroną prawną oraz rzadkich w skali kraju i regionu jak: brzoza niska – *Betula humilis*, rosiczka okrągłolistna – *Drosera rotundifolia*, bagnica torfowa – *Scheuchzeria palustris*, turzyce bagienna i strunowa – *Carex limosa* i *C. chordorrhiza*. Od północy i zachodu zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* sąsiaduje z zaroślami wierzbowymi

Tabela 38. Rodzaje łąkowych siedlisk wilgotnościowych występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego V (torfowiska uściwierskie – rejon Garbatówki)
Table 38. Kinds of meadow humidity sites occuring in area near basic profile V (uściwierskie peatbogs – Garbatówka region)

Nr Zdjęcia	Liczba wilgotnościowa gatunków (a)	Liczba gatunków (b)	Udział gatunków w % (c)	a x c	Średnia liczba wilgotnościowa	Siedlisko
17	7	1	5,88	41,16		bagienne
	8	3	17,65	141,20	876,47:100=	trwale
	9	12	70,59	635,31	8,76	zabagnione
	10	1	5,88	58,80		
				876,47		
18	7	1	6,25	43,75		bagienne
	8	4	25,00	200,00	868,75:100=	trwale
	9	10	62,50	562,50	8,69	zabagnione
	10	1	6,25	62,50		
				868,75		
19	0	1	5,88			
	5	1	5,88	29,40	764,65:94,12=	bagienne
	7	2	11,76	82,32	8,12	okresowo
	8	7	41,18	329,44		obsychające
	9	5	29,41	264,69		
	10	1	5,88	58,80		
				764,65		

i brzozowymi. Skład florystyczny takich fitocenoz przedstawia zdjęcie nr 4 (Tabela 39). Płaty roślinności o podobnym składzie gatunkowym Fijałkowski zalicza do zespołu *Sphagno-Salicetum cinereae*. W warstwie krzewów tej asocjacji zwraca uwagę udział gatunków rzadkich i objętych ochroną prawną jak brzoza niska – *Betula humilis* i wierzba lapońska – *Salix lapponum*.

W obszarze przyległym do stanowiska bazowego II występują zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Pod względem fitosocjologicznym jest to zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* (Tabela 40, zdj. 6-7). W zespole tym turzyca dzióbkowa – *Carex rostrata* osiąga pokrycie 20-30%. Duży udział mają inne gatunki jak żurawina błotna – *Oxycoccus palustris* (pokrycie 30-60%) i bobrek trójlistkowy – *Menyanthes trifoliata* (20-30%). W warstwie mchów przeważa torfowiec – *Sphagnum cuspidatum*. W niektórych płatach tej asocjacji zauważa się duże zwarcie krzewów, a zwłaszcza wierzby szarej – *Salix cinerea* i brzozy omszonej – *Betula humilis*. Od północy i zachodu zespół *Sphagno-Caricetum rostratae* sąsiaduje z zaroślami wierzbowymi i brzozowymi (Tabela 39, zdj. 6). W warstwie krzewów wyróżnionych asocjacji zwraca uwagę udział brzozy niskiej – *Betula humilis*. Brzoza ta w innych partiach torfowiska tworzy zespoły *Betulo-Salicetum repentis* i *Betuletum humilis* [33].

Siedliska bagienne z czynną warstwą torfogenną, porośnięte roślinnością turzycową-mszystą, wskazującą na znaczne zubożenie siedliska i mające z tych względów charakter roślinności torfowisk przejściowych, rzadziej wysokich,

występują również na obrzeżach innych jezior omawianego obszaru. Należy tu m.in. torfowisko położone przy jeziorze Sumin, które w strefie przyległej od strony zachodniej, jest porośnięte zbiorowiskami torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (zespoły: *Caricetum lasiocarpae* i *Sphagno--Caricetum rostratae*) i wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* (zespół *Sphagnetum magellanici*). W niektórych płatach tych zbiorowisk zaznacza się dość duży udział trzciny pospolitej *Phragmites australis* oraz drzew i krzewów, a głównie brzozy omszonej i niskiej *Betula pubescens* i *B. humilis* oraz wierzby szarej – *Salix cinerea*.

Szata roślinna porastająca torfowisko przejściowe występujące w obszarze uroczyska Spławy obejmuje zbiorowiska zaroślowe z klasy *Alnetea glutinosae* oraz szuwarowe z klasy *Phragmitetea*. Zbiorowiska zaroślowe reprezentuje zespół *Betulo-Salicetum repentis* z brzozą niską – *Betula humilis* i wierzbą rokitą – Salix rosmarinifolia. W warstwie roślinności zielnej duży udział (do 40% pokrycia) ma trzcina pospolita – *Phragmites australis* (Tabela 41, zdj. 20, 21). Zbiorowiska szuwarowe reprezentuje zespół *Caricetum elatae*. W płatach wyróżnionych asocjacji występują zarówno gatunki szuwarowe z klasy *Phragmitetea* jak i torfowiskowe z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*. Występują tu także gatunki torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* jak: żurawina błotna – *Oxycoccus palustris* i rosiczka okrągłolistna – *Drosera rotundifolia*. W warstwie mchów dominuje torfowiec – *Sphagnum cuspidatum*. W wodzie stagnującej pomiędzy kępami występuje owadożerny pływacz – *Utricularia intermedia*.

Na północny-zachód od Uroczyska Spławy na wąskim pasie niskiego torfowiska wykształciły się małe płaty olsu torfowcowego *Sphagno squarrosi-Alnetum*.

Kolejnym siedliskiem związanym z fazą akumulacji jest torfowisko przejściowe położone w obszarze Uroczyska Orłów. Jego złoże tworzą torfy sfagnowe o bardzo słabym rozkładzie. Jest to spleja zalegająca na rzadkiej, rozwodnionej gytii. Wykształciły się tu zbiorowiska torfowisk przejściowych z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* jak: *Sphagno-Caricetum rostratae* i *Caricetum lasiocarpae*.

Na otwartym, z rzadka porośniętym karłowatą sosna i brzozą, torfowisku przejściowym zalegającym w najbliższym otoczeniu jeziora Moszne, występują zbiorowiska z klasy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* jak: *Sphagno-Caricetum rostratae, Caricetum limosae,* C. *chordorrhizae, Rhynchosporetum albae, Caricetum lasiocarpae*.

Tabela 39. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego I (rejon uściwierski – torfowisko położone przy jeziorze Uściwierzek

Table 39. Floristic composition of plant communities occuring in aera near basic profile I (uściwierski region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Nr zdjęcia	1	2	3	4
Pokrycie warstwy drzew (w %)	10	.	40	40
Pokrycie warstwy krzewów (w %)	20	40	40	70
Pokrycie warstwy zielnej (w %)	80	90	80	30
Pokrycie warstwy mchów (w %)	90	90	90	90
Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	80	100
Drzewa i krzewy:				
Betula pendula a	1	.	.	.
Betula pendula b	.	.	.	3
Betula pubescens a	.	.	1	.
Betula pubescens b	+	2	+	.
Populus tremula a	+	.	3	1
Populus tremula b	+	.	1	.
Salix cinerea b	2	3	3	6
Salix pentandra b	+	.	.	+
Betula humilis b	+	1	+	2
Salix rosmarinifolia b	.	+	+	+
Alnus glutinosa b	.	.	+	.
Salix lapponum b	.	.	.	+
Frangula alnus	.	.	.	+
***Sphagno-Caricetum rostratae*:**				
Carex rostrata	3	5	3	1
***Scheuchzerio-Caricetea fuscae*:**				
Sphagnum cuspidatum	9	9	9	9
Drepanocladus aduncus	+	+	+	+
Menyanthes trifoliata	2	+	4	1
Carex lasiocarpa	+	+	+	+
Carex nigra	1	+	1	.
Eriophorum angustifolium	+	+	.	.
Scheuchzeria palustris	+	+	.	.
Carex canescens	+	.	.	.
Carex chordorrhiza	+	.	.	.
Carex limosa	+	.	.	.
***Oxycocco-Sphagnetea*:**				
Oxycoccus palustris	6	7	6	+
Andromeda polifolia	+	2	+	.
Drosera rotundifolia	+	+	+	.
Eriophorum vaginatum	.	+	.	.
***Alnetea-glutinosae*:**				
Thelypteris palustris	.	.	.	+
***Phragmitetea*:**				
Peucedanum palustre	.	.	.	+
***Molinio-Arrhenathetetea*:**				
Lysimachia vulgaris	.	.	.	+
Molinia coerulea	.	.	.	1
Towarzyszące:				
Polytrichum commune	+	.	.	.
Calla palustris	.	.	.	+

Tabela 40. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego II (rejon uściwierski – torfowisko położone przy jeziorze Uściwierzek)
Table 40. Floristic composition of plant communities occuring in area near basic profile II (uściwierski region – peatbog near Lake Uściwierzek)

Nr zdjęcia	5	6	7	8
Pokrycie warstwy drzew (w %)	.	.	10	30
Pokrycie warstwy krzewów (w %)	30	60	40	80
Pokrycie warstwy zielnej (w %)	90	60	90	40
Pokrycie warstwy mchów (w %)	90	90	80	20
Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100	100
Drzewa i krzewy:				
Betula pubescens a	.	.	1	2
Betula pubescens b	+	3	.	1
Populus tremula a	.	.	.	2
Salix cinerea b	+	5	3	7
Betula humilis b	+	1	1	+
Salix pentandra b	+	.	.	.
Salix rosmarinifolia b	.	+	+	+
Pinus sylvestris b	.	+		.
Frangula alnus	.	+	+	+
***Sphagno-Caricetum rostratae*:**				
Carex rostrata	2	2	3	.
***Scheuchzerio-Caricetea fuscae*:**				
Sphagnum cuspidatum	9	9	8	2
Drepanocladus aduncus	+	+	+	+
Menyanthes trifoliata	3	3	4	3
Carex nigra	2	+	+	+
Comarum palustre	1	+	1	+
Eriophorum angustifolium	+	.	+	.
Carex canescens	.	+	+	.
Carex lasiocarpa	.	+	2	1
***Oxycocco-Sphagnetea*:**				
Oxycoccus palustris	6	4	3	+
Andromeda polifolia	+	.	.	.
***Alnetea-glutinosae*:**				
Calamagrostis canescens	.	+	+	+
Thelypteris palustris	.	.	+	.
***Phragmitetea*:**				
Lysimachia thyrsiflora	+		+	
Phragmites australis	.	1	.	.
Peucedanum palustre	.	.	+	.
***Molinio-Arrhenatheteta*:**				
Lysimachia vulgaris	+	+	+	+
Molinia caerulea	.	.	.	+
Towarzyszące:				
Calla palustris	.	.	.	+

6.5.4. Szata roślinna torfowisk wysokich

Położone w rejonie jeziora Moszne torfowisko wysokie typu kontynentalnego, stykające się bezpośrednio z wyżej wymienionym torfowiskiem przejściowym, porastają zbiorowiska z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* (*Sphagnetum magellanici* i *Eriophoro-Sphagnetum recurvi*) oraz zbiorowiska leśne z klasy *Vaccinio-Piceetea*. Pod względem przynależności fitosocjologicznej jest to zespół boru sosnowego bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* (Tabela 42, zdj. 26-28).

Warstwę drzew tworzą sosna zwyczajna – *Pinus sylvestris* z domieszką brzozy omszonej – *Betula pubescens*. W warstwie krzewów występują kruszyna – *Frangula alnus*, dąb bezszypułkowy – *Quercus robur* oraz osika – *Populus tremula*, a także brzozy omszona i brodawkowata – *Betula pubescens* i *B. pendula*. W runie przeważają gatunki charakterystyczne zespołu: bagno zwyczajne – *Ledum palustre* i borówka bagienna – *Vaccinium uliginosum*. Dość dużą domieszkę w niektórych płatach mają gatunki torfowisk wysokich z klasy *Oxycocco-Sphagnetea* jak: wełnianka pochwowata – *Eriophorum vaginatum* oraz torfowce – *Sphagnum acutifolium*, *Sph. magellanicum*, *Polytrichum strictum*, a także borowe z klasy *Vaccinio-Piceetea* jak: borówka czernica – *Vaccinium myrtillus*, oraz mchy – *Dicranum undulatum*, *Polytrichum commune* i *Pleurozium schreberi*.

Występujące w pobliżu stanowiska bazowego VIII potorfia zasiedla roślinność wodna. Są to zespoły: rzęs – *Lemno-Spirodeletum minoris*, rdestnicy pływającej – *Potametum natantis*, okrężnicy bagiennej – *Hottonietum palustris*, osoki aloesowatej – *Hydrochari-Stratiotetum*. Przy brzegach wykształciły się małe płaty zbiorowisk szuwarowych jak: zespół pałki szerokolistnej – *Typhetum latifoliae*, turzycy sztywnej – *Caricetum elatae*.

6.6. Stan siedlisk mokradłowych na badanych torfowiskach oraz identyfikacja ich faz rozwojowych

6.6.1. Torfowiska rejonu jezior uściwierskich

Podstawowym wskaźnikiem kondycji siedlisk mokradłowych na torfowiskach jest stan pokrywy glebowej, a ściślej – rodzaje tworzących ją gleb. Wyróżnia się je bowiem na podstawie rodzaju i stopnia zaawansowania procesu glebowego oraz stanu pierwotnego przeobrażenia masy torfowej, czyli stopnia rozkładu torfu,

Tabela 41. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego VI (rejon jeziora Łukie – Uroczysko Spławy)
Table 41. Floristic composition of plant communities occuring in area near basic profile VI (Lake Łukie region – Uroczysko Spławy)

Nr zdjęcia	20	21
Pokrycie warstwy krzewów (w %)	50	20
Pokrycie warstwy zielnej (w %)	100	100
Pokrycie warstwy mchów (w %)	30	20
Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	80
Drzewa i krzewy:		
Alnus glutinosa b	+	.
Betula pubescens b	+	+
Salix cinerea b	+	+
Salix pentandra b	+	+
Frangula alnus b	+	.
Betuletum pubescentis:		
Betula humilis b	3	+
Salix rosmarinifolia b	+	1
Caricetum elatae:		
Carex elata	3	7
Scheuchzerio-Caricetea fuscae:		
Sphagnum cuspidatum	3	2
Comarum palustre	+	+
Menyanthes trifoliata	+	+
Dactylorhiza incarnata	.	+
Oxycocco-Sphagnetea:		
Oxycoccus palustris	+	+
Drosera rotundifolia		+
Phragmitetea:		
Phragmites australis	4	3
Peucedanum palustre	+	+
Ranunculus lingua	+	+
Galium palustre	+	+
Scutellaria galericulata	+	.
Lysimachia thyrsiflora	+	
Lycopus europaeus	+	
Carex rostrata		+
Typha latifolia	.	+
Equisetum fluviatile		+
Molinio-Arrhenatheretea:		
Lythrum salicaria	+	+
Lysimachia vulgaris	+	+
Parnassia palustris	+	+
Cirsium palustre	+	.
Towarzyszące:		
Thelypteris palustris	1	1
Epilobium	+	+
Mentha aquatica	+	+
Utricularia intermedia	+	+

Tabela 42. Skład florystyczny zbiorowisk występujących w obszarze przyległym do stanowiska bazowego VIII (rejon jeziora Moszne)
Table 42. Floristic composition of plant communities occuring in area near profile VIII (Lake Moszne region

Nr zdjęcia	26	27	28
Pokrycie warstwy drzew (w %)	40	30	50
Pokrycie warstwy krzewów (w %)	30	20	30
Pokrycie warstwy zielnej (w %)	90	90	70
Pokrycie warstwy mchów (w %)	60	70	80
Powierzchnia zdjęcia w m^2	100	100	100
Drzewa i krzewy:			
Pinus sylvestris a	2	2	4
Betula pubescens a	2	.	
Betula pubescens b	1	+	1
Betula pendula a	.	1	1
Betula pendula b	+	+	1
Populus tremula a	1	.	.
Populus tremula b	+	.	.
Frangula alnus b	1	+	1
Quercus robur b	+	+	.
***Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*:**			
Ledum palustre	2	2	2
Vccinium uliginosum	3	2	3
Eriophorum vaginatum	+	2	1
***Oxycocco-Sphagnetea*:**			
Sphagnum acutifolium	3	1	6
Sphagnum magellanicum	.	.	2
Polytrichum strictum	.	.	1
***Vaccnio-Piceetea*:**			
Vaccinium myrtillus	5	2	3
Polytrichum commune	1	.	.
Pleurozium schreberi	+	.	.
Dicranum undulatum	.	4	2
Towarzyszące			
Calluna vulgaris	+	.	.
Rubus sp:.	+	.	.

mającego, jak wynika z badań, największy wpływ na cechy i właściwości pobagiennych gleb torfowych, w tym także – na ich odporność na degradację warunkowaną procesem murszenia.

Najszybciej murszeją torfy silnie rozłożone, do których najczęściej należą torfy olesowe i szuwarowe. Pierwsze z nich tworzą się w siedliskach o bardzo zmiennym stanie uwodnienia, warunkowanym zarówno występowaniem powierzchniowego zalewu jak i dużymi wahaniami poziomu zwierciadła wód gruntowych, okresowo opadającego nawet ponad 0,5 m poniżej powierzchni

terenu. Torfy szuwarowe z kolei akumulują się w siedliskach objętych prawie całorocznym zalewem, często z powierzchniowym przepływem dobrze natlenionych wód, warunkujących szybki rozkład tworzącej się fitomasy. Najbardziej natomiast odporne na murszenie są torfy o strukturze włóknistej, ponieważ procesom kurczenia się i rozpadania ich masy glebowej skutecznie przeciwdziała występujące w przewadze sprężyste, słabo rozłożone włókno roślinne. Do torfów takich należą dominujące w obszarze omawianego rejonu torfy mszyste, a przede wszystkim turzycowo-mszyste, objęte wspólną nazwą rodzajową torfów mechowiskowych. Torfy te tworzą się w warunkach stałego, silnego podtopienia wodami gruntowymi, przy stosunkowo niewielkich wahaniach ich poziomu, oscylującego w granicach kilkudziesięciu centymetrów, skutecznie maskowanych pulsacją torfowiska, czyli obniżaniem i podnoszeniem się jego powierzchni. Ze zjawiskiem tym wiąże się ściśle tzw. retencja pulsacji, dzięki której w tego rodzaju siedliskach są akumulowane dodatkowe, na ogół znaczne, ilości wody [146]. Złoża torfów mechowiskowych powstają bezpośrednio na gruntach mineralnych w siedliskach soligenicznych o ustabilizowanym równomiernym dopływem zabagnieniu, bądź też rozwijają się, jak to realizowało się w przeszłości w obszarze omawianego rejonu, w otoczeniu zarastających jezior w postaci turzycowo-mszystego pła, nasuwającego się stopniowo na ich otwartą taflę wodną.

Wspomniana wyżej włóknistość torfów mechowiskowych zapewnia wytworzonym z nich glebom dobre właściwości retencyjne, nie różniące się w zasadzie od retencyjności macierzystych utworów torfowych, oraz doskonałe przewodnictwo kapilarne, dzięki któremu nawet przy okresowo głębokim zaleganiu poziomu zwierciadła wody gruntowej, w górnych stropowych warstwach profilu glebowego wilgotność rzadko spada poniżej stanu krytycznego.

Obecny stan przeobrażenia siedlisk hydrogenicznych w rejonie jezior uściwierskich jest dość zróżnicowany. Spotyka się tu bowiem zarówno siedliska bagienne, w których akumulują się utwory biogeniczne, głównie torfowe, jak i siedliska związane z fazą decesji. Te drugie, obszarowo dominujące, tworzą pobagienne, różnie zmurszałe gleby torfowe, wytworzone z torfów torfowisk niskich. W grupie tej, oprócz najczęściej spotykanych gleb torfowo-murszowych średnio zmurszałych (MtII), o miąższości warstwy murszowej nie przekraczającej 35 cm, występują także, ale rzadziej, gleby pierwszego stadium zmurszenia (MtI). Charakteryzują się one stosunkowo słabo zaawansowanym stanem przeobrażenia ich masy glebowej i znacznie płytszą, sięgającą zwykle do 15 cm głębokości, strefą zmurszenia.

Ograniczony zakres przeobrażenia omawianych gleb wiąże się, jak to już wcześniej zostało zasygnalizowane, z dużą rodzajową jednorodnością tworzących je torfów. Uwzględniając zatem małe jakościowe zróżnicowanie utworów torfowych tworzących występujące tu złoża oraz ich warunków wodnych można stwierdzić, że czynnikiem, który najbardziej zróżnicował tempo zmurszenia pobagiennych gleb torfowych tego rejonu, był rodzaj pokrywy roślinnej. Gleby torfowe pod głęboko korzeniącą się roślinnością leśną przesychają bowiem znacznie szybciej od gleb łąkowych i tym samym są bardziej podatne na przeobrażenia. Ma to miejsce nawet wtedy, gdy pomiędzy tymi glebami nie ma istotnych różnic w głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej [93]. Szczególnie mocno przesychają gleby w lasach brzozowych, co po pierwsze, wynika z dużej ewapotranspiracji, zwłaszcza brzozy omszonej, i po drugie - z intensywnego pobierania wody przez korzenie roślin podszycia leśnego, rozwijającego się bujnie w siedliskach nitrofilnych.

W glebach łąkowych, w warunkach sprawnie funkcjonującego podsiąku kapilarnego, największy spadek wilgotności przy zwiększonej ewapotranspiracji występuje jedynie w warstwie przypowierzchniowej, gdzie skupia się główna masa korzeni traw, natomiast stan uwilgotnienia głębszych warstw, zalegających poniżej 20 cm, jest z reguły wysoki, co skutecznie ogranicza proces murszenia występującego w nich torfu i spowalnia jego mineralizację. W glebach leśnych z kolei, w których woda sczerpywana jest z głębszych warstw, strefa, w której zachodzi przesychanie torfu i związane z nim zjawiska przeobrażania się masy torfowej w mursz, sięga znacznie głębiej. Dowodzą tego m. in. wyniki doświadczenia polowego, jakie przeprowadzono na różnie użytkowanych torfowiskach biebrzańskich. Stwierdzono m.in., że w glebie torfowo-murszowej wytworzonej z torfów mozaikowych (R_2) podścielonych torfami silnie rozłożonymi (R_3), strefa zmurszenia torfu i związane z tym murszeniem niekorzystne zmiany fizyczno-wodnych właściwości masy glebowej, ze szczególnym uwzględnieniem spadku jej zdolności retencyjnych, sięgnęła po 24 latach użytkowania do głębokości 20-30 cm w glebie trwale zadarnionej, do 50 cm w glebie użytkowanej polowo i do 70 cm w glebie pod lasem brzozowym [147].

W odniesieniu do gleb występujących na torfowiskach w rejonie jezior uściwierskich, różnice w stanie przeobrażenia wynikające z odmiennego sposobu użytkowania, odnoszą się głównie do zasięgu strefy zmurszenia – jest on bowiem wyraźnie mniejszy w glebach pod łąkami niż w profilach gleb leśnych. Z przeprowadzonego rozpoznania wynika jednakże, że w licznych przypadkach, chociaż nie zawsze, zasięg ten nadal mieścił się w przedziale głębokości 20-35

cm, jaki przypisany jest dla średniego stadium zmurszenia (MtII) pobagiennych gleb torfowych [91]. Występowanie stosunkowo głęboko przeobrażonych gleb torfowych stwierdzono w partiach brzeżnych obszaru porośniętego roślinnością zaroślowo-leśną, otaczajacego ze wszystkich stron torfowisko przejściowe zalegające wokół zarastającego jeziora Uściwierzek.

Porośnięte roślinnością łąkową gleby torfowo-murszowe omawianego rejonu, występujące w fazie decesji, wykazują na ogół, jak już wcześniej o tym wspomniano, średni (MtII), rzadziej słaby (MtI) stan zmurszenia i tworzą z reguły siedliska łąk świeżych, tzn. ani skrajnie wysychających, ani nadmiernie uwilgotnionych. Przykładem może tu być średnia wartość liczby wilgotnościowej zbiorowiska roślinnego równa 6,54 (Tabela 43), ustalona metodą fitoindykacji dla obszaru charakteryzowanego profilem stratygraficzym stanowiska bazowego nr III, położonym pomiędzy jeziorami Uściwierzek i Nadrybie.

Oprócz torfowisk reprezentujących fazę decesyjną, w obszarze badanego kompleksu występują również dość licznie torfowiska w stadium bagiennym. Są one położone głównie w bezpośrednim sąsiedztwie wszystkich występujących na tym terenie jezior. Jednym z takich torfowisk, jest wymienione uprzednio torfowisko przejściowe, zalegające wokół silnie zarośniętego jeziorka Uściwierzek. Teren ten położony jest w granicach projektowanego rezerwatu "Uroczysko Uściwierskie" obejmującego swym zasięgiem również, jak już wcześniej o tym wspomniano, największe w tym rejonie jezioro Uściwierz.

Siedliska bagienne o podobnym przejściowym charakterze, z czynną warstwą torfogenną, porośnięte roślinnością turzycowo-mszystą, występują również na obrzeżach innych jezior. Należy do nich m.in. torfowisko przylegające od strony zachodniej do jeziora Sumin.

Oprócz wymienionych wyżej siedlisk bagiennych zalegających w strefie przybrzeżnej poszczególnych jezior i nawiązujących swą szatą roślinną do torfowisk przejściowych, w granicach omawianego kompleksu funkcjonuje także bagienne torfowisko typu niskiego. Jego stratygrafię przedstawia profil V. Torfowisko to, mające kształt szerokiego pasa, rozciąga się w kierunku północno-wschodnim od północnego odcinka drogi Garbatówka-Grabniak, aż po jezioro Sumin. W części środkowej jest ono rozdzielone biegnącym południkowo mineralnym garbem, który wyznacza wschodnią granice projektowanego na tym torfowisku rezerwatu "Ciesacin". Torfowisko to, z racji bardzo urozmaiconej rzeźby podłoża mineralnego, będącej skutkiem zjawisk krasowych, charakteryzuje się zróżnicowaną miąższością złoża, na ogół nie większą od 2 m oraz obecnością licznych wysepek mineralnych w formie małych wyniesień, w obrębie których

występują rędziny czarnoziemne, wytworzone z płytko zalegających utworów kredowych. Wyznaczone metodą fitoindykacji średnie wartości liczb wilgotnościowych występujących w obszarze tego torfowiska zbiorowisk roślinnych wahają się w przedziale 8,12-8,76 (Tabela 38).

Opisany wyżej fragment kompleksu torfowiskowego rejonu jezior uściwierskich kontaktuje się od strony zachodniej z drugim, genetycznie tożsamym, fragmentem torfowiska, które pomimo bezpośredniego sąsiedztwa (rozgranicza je tylko uprzednio wspomniany północny odcinek drogi Garbatówka - Grabniak), charakteryzuje się już nieco odmiennymi warunkami wodnymi. Torfowisko to bowiem, wchodzące również częściowo w zasięg projektowanego rezerwatu "Ciesacin", tworzy siedlisko o cechach, które wiążą go ściśle z fazą rekompensacji [93,100,101]. Potwierdzają to m.in. wyznaczone metodą fitoindykacji średnie wartości liczb wilgotnościowych dla występujących w jego obszarze zbiorowisk roślinnych (Tabela 46). Wartości te, nieco niższe od uprzednio wymienionych, wahają się w przedziale 7,50-8,83, co wskazuje że dominują tu zbiorowiska typowe dla siedlisk wilgotnych i mokrych, charakteryzujących się małą wrażliwością na nadmiar wody (Tabela 44).

Wysoki stan uwodnienia omawianego siedliska nie wynika jednak z płytko zalegającego poziomu zwierciadła wody gruntowej (we wrześniu 2002 roku woda gruntowa opadła tu poniżej 150 cm), lecz wiąże się przede wszystkim z rodzajem utworów torfowych budujących złoże. Utworami tymi są tu słabo rozłożone torfy mechowiskowe o włóknistej i gąbczasto-włóknistej strukturze, charakteryzujące się dużymi zdolnościami chłonnymi i doskonałym przewodnictwem kapilarnym. Cechy morfologiczne oraz stratygrafię złoża omawianego torfowiska prezentuje profil stratygraficzny IV (Tabela 21)

W północno-wschodniej części omawianego torfowiska, przylegającej bezpośrednio do wyżej wymienionego odcinka drogi Garbatówka-Grabniak, wyróżniony został mały jego fragment, który zaklasyfikowano do siedlisk bagiennych, a więc torfowisk związanych z fazą akumulacji. W części tej bowiem występuje skupisko wypełnionych wodą torfianek, w których aktualnie zachodzi akumulacja utworów biogenicznych, natomiast miejsca nie nienaruszone działalnością wydobywczą, położone pomiędzy torfiankami, zajmują gleby, które w swym rozwoju nawiązują bardziej do fazy rekompensacji.

Osobliwością przyrodniczą zdewastowanych działalnością wydobywczą torfowisk jest dość częste występowanie na ich terenie roślinności typowej dla torfowisk przejściowych. Wiąże się to ze wzrastającą rolą ombrogenicznego typu

Tabela 43. Rodzaj łąkowego siedliska wilgotnościowego występującego w obszarze przyległym do stanowiska bazowego III
Table 43. Kind of meadow humidity site occuring in area near basic profile III

Liczba wilgotnościowa gatunków (a)	Liczba gatunków (b)	Udział gatunków w %	a x c	Średnia liczba wilgotnościowa	Siedlisko
O	1	3,7	.	.	
3	1	3,7	11,10		
5	7	25,93	129,65	629,59:96,3=6,54	świeże
6	4	14,81	88,86		wilgotne
7	7	25,93	181,51		
8	4	14,81	118,48		
9	3	11,11	99,99		
			628,50		

Tabela 44. Rodzaje łąkowych siedlisk wilgotnościowych występujących w obszarze przylegającym do punktu bazowego IV (rejon torfowisk uściwierskich – Garbatówka)
Table 44. Kinds of meadow humidity sites occuring in area near basic profile IV (uściwierskie peatbogs – Garbatówka)

Nr Zdjęcia	Liczba wilgotnościowa gatunków (a)	Liczba Gatunków (b)	Udział gatunków w % (c)	a x c	Średnia liczba wilgotnościowa	Siedlisko
13	0	1	5,26	.		
	3	1	5,26	15,78		
	5	1	5,26	26,30	710,49:94,74=	silnie
	7	6	31,58	221,06	7,50	mokre
	8	6	31,58	252,64		
	9	3	15,72	142,11		
	10	1	5,26	52,50		
				710,49		
14	0	1	5,26	.		
	5	2	10,53	52,65		
	7	4	21,05	147,35	836,77:94,74=	bagienne
	8	7	36,84	294,72	8,83	trwale
	9	4	21,05	189,45		zabagnione
	10	1	5,26	152,60		
				836,77		
16	0	1	4,55	.		
	5	2	9,09	45,45		
	7	4	18,18	127,26	740,97:95,45=	zabagniające
	8	11	50,00	400,00	7,76	się
	9	3	13,64	122,76		
	10	1	4,55	45,50		
				740,97		

zasilania występujących w tym obszarze siedlisk, ponieważ poziomy przepływ gruntowy jest ograniczany przez stagnującą w torfiankach wodę [169].

6.6.2. Gleby torfowisk położonych w rejonie Torfowiska Orłowskiego

Stan zaawansowania przeobrażeń, jakim uległy gleby na Torfowisku Orłowskim oraz w rejonie jezior Łukie i Karaśne różni się od tego, jaki odnotowano w kompleksie wodno-torfowiskowym rejonu jezior uściwierskich. Uzewnętrznia się to przede wszystkim bardziej pogłębioną strefą zmurszenia torfowisk objętych fazą decesji, co wiąże się z bardziej zaawansowanym stopniem rozkładu występujących tu torfów. Są to najczęściej torfy turzycowiskowe, tworzące na ogół złoża jednorodne, różniące się jedynie stanem pierwotnego przeobrażenia, czyli stopniem rozkładu. Jest on średni (R_1) w partiach stropowych profilu i wzrasta z reguły w warstwach głębiej leżących. Lokalnie warstwy te tworzą także torfy szuwarowe o strukturze różnowłóknisto-amorficznej. Większa podatność na murszenie torfów bardziej rozłożonych wynika przede wszystkim z ich mniejszych zdolności przewodzących, co w warunkach głębiej zalegającego zwierciadła wody gruntowej prowadzi do szybszego przesychania warstwy korzeniowej i murszenia zalegającego w niej torfu.

Większość gleb łąkowych występujących na obrzeżach lasów w rejonie jeziora Łukie to gleby drugiego stadium zmurszenia (MtII). Ich warstwę murszową o miąższości nie przekraczającej z reguły 30 cm tworzą najczęściej mursze torfiaste (Z_1), rzadziej próchniczne (Z_2).

Analogiczny stan przeobrażenia wykazują gleby łąkowe na Torfowisku Orłowskim, położone w rejonie Lejna. Tu również glebami dominującymi są gleby torfowo-murszowe MtII, których morfologię i stratygrafię przedstawia profil stratygraficzny VII (Tabela 20). Gleby te, biorąc pod uwagę średnie wartości liczb wilgotnościowych (3,87-6,69), które wyznaczono metodą fitoindykacji dla występujących na tych łąkach zbiorowisk roślinnych (Tabela 45), tworzą siedliska o zróżnicowanej wilgotności. Są to zarówno siedliska suche, okresowo nawilżane jak i siedliska świeże, w których wykształciły się zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (przeważają zespoły: *Poo-Festucetum rubrae*, *Holcetum lanati*, *Deschampsietum caespitosae* oraz *Molinietum caeruleae*).

W nielicznych lokalnych obniżeniach spotyka się również gleby słabo zmurszałe, w których miąższość warstwy murszowej nie przekracza 20 cm.

Gleby łąkowe trzeciego stadium zmurszenia (MtIII), w których warstwa murszowa sięga poniżej 35 cm, występują bardzo rzadko. Spotkać je można

jedynie w miejscach bardziej wypłyconych złóż, występujących zwykle na obrzeżach torfowisk. Bardziej częstymi w tych miejscach są jednak gleby mineralno-murszowe, w których warstwa zmurszałego torfu, o miąższości nie przekraczającej 30 cm, zalega bezpośrednio na podłożu mineralnym.

Zakres przeobrażeń pobagiennych gleb torfowych występujących pod lasami na terenie przedmiotowego kompleksu jeziorno-torfowiskowego różni się od zakresu przeobrażeń gleb łąkowych przede wszystkim bardziej pogłębioną strefą zmurszenia, co, jak już wcześniej było sygnalizowane, jest bezpośrednim następstwem specyficznego oddziaływania na gleby torfowe zbiorowisk zaroślowo-leśnych. W glebach leśnych zalegających po południowo-zachodniej stronie jeziora Łukie, strefa zmurszenia sięga najczęściej do głębokości 30-35 cm od powierzchni, bądź przekracza ją tylko nieznacznie. Jest ona natomiast nieco głębsza w glebach obszaru przylegającego do uroczyska Spławy od strony północno-wschodniej.

Analogiczny stan przeobrażenia wykazuje pokrywa glebowa pod roślinnością leśną w rejonie jeziora Karaśne oraz na Torfowisku Orłowskim. Tu również miąższość warstwy murszowej w glebach torfowych oscyluje w przedziale głębokości mieszczących się na przejściu od gleb średnio zmurszałych (MtII) do gleb trzeciego stadium zmurszenia (MtIII), jednakże z pewną przewagą tych drugich, przy czym zróżnicowanie to wiąże się głównie ze stanem pierwotnego przeobrażenia tworzących te gleby torfów. W obszarze złóż zbudowanych z torfów silniej rozłożonych (R_3), przeważają gleby o większej miąższości warstwy murszowej, natomiast tam, gdzie rozkład torfu jest słabszy, zasięg strefy zmurszenia pozostaje nadal w granicach przyjętych dla gleb średnio zmurszałych (MtII).

Oprócz pobagiennych, objętych procesem murszenia gleb torfowych, na terenie omawianego kompleksu jeziorno-torfowiskowego występują także siedliska bagienne, głównie typu przejściowego, związane z fazą akumulacji. Największe z nich to Uroczysko Spławy, przylegające do jeziora Łukie od strony południowo-wschodniej (profil stratygraficzny VI). Natomiast brzeżną, północną część torfowiska Spławy, ciągnącą się wzdłuż turystycznej kładki, tworzą gleby torfowo-bagienne typu niskiego.

Drugie siedlisko bagienne znajdujące się w granicach omawianego kompleksu, występuje wokół jeziora Karaśne. Jest to torfowisko typu przejściowego, porośnięte brzozą niską. Jego złoże tworzą bardzo słabo rozłożone torfy sfagnowe.

Kolejnym siedliskiem związanym z fazą akumulacji jest torfowisko przejściowe położone w obszarze uroczyska Orłów, utworzone również z grubowłóknistych, bardzo słabo rozłożonych torfów sfagnowych. W centralnej części torfowiska miąższość złoża wynosi 80 cm. Jest to spleja zalegająca na rzadkiej, rozwodnionej gytii.

Tabela 45. Rodzaje łąkowych siedlisk wilgotnościowych występujących w obszarze przylegającym do punktu bazowego VII (łąki lejnowskie – torfowisko Orłowskie)
Table 45. Kinds of meadow humidity sites occuring in area near basic profile VII (lejnowskie meadows – Orłowskie Peatbog)

Nr Zdjęcia	Liczba wilgotnościowa gatunków (a)	Liczba Gatunków (b)	Udział gatunków w % (c)	a x c	Średnia liczba wilgotnościowa	Siedlisko
22	0	1	7,14			
	2	2	14,28	28,58		
	3	1	7,14	21,42	528,53:92,86=	
	5	2	14,29	71,45	5,62	świeże
	6	1	7,14	42,85		
	7	5	35,71	249,97		
	8	2	14,29	114,32		
				528,53		
23	0	1	6,67			
	2	2	13,33	26,66		
	3	2	13,33	26,66	361,22:93,33=	suche
	4	1	6,67	26,68	3,87	słabiej
	5	3	20,00	100,00		suche
	6	1	6,67	41,22		
	7	3	20,00	140,00		
	8			361,22		
24	0	1	5,88			
	2	2	11,76	23,52		
	5	1	5,88	17,67	629,39: 94,12=	silnie
	6	2	5,88	176,43	6,69	wilgotne
	7	5	29,41	176,46		
	8	2	11,76	94,98		
	9	1	5,88	52,92		
				629,39		
25	0	1	6,25			
	2	2	12,50	25,00	543,75:93,75=	świeże
	3	1	6,25	18,75	5,80	
	5	3	18,75	93,75		
	6	2	12,50	75,00		
	7	4	25,00	175,00		
	9	1	6,25	56,25		
				543,75		

Z poczynionych ostatnio obserwacji wynika, że występujące w obrębie Uroczyska Orłów siedlisko bagienne wykazuje tendencje do stopniowego powiększania swojego obszaru. Jest to skutek działalności zasiedlonych w tym rejonie bobrów. Utworzona bowiem przez nie tama na przebiegającym opodal uroczyska rowie spiętrza wodę, która zatapia i wtórnie zabagnia przyległy do rowu teren.

W obszarze przedmiotowego kompleksu, podobnie jak na terenie innych torfowisk Polesia, występują dość liczne ślady dawnej, nasilonej szczególnie w pierwszej połowie minionego wieku, bezplanowej eksploatacji torfu na cele opałowe. Są to różnej wielkości chaotycznie rozrzucone wyrobiska wypełnione wodą. Największe ich skupisko znajduje się na południowo-zachodnim krańcu kompleksu. Występują one tam zarówno od strony południowej jak i zachodniej, w wąskim pasie brzeżnym, porośniętym przez roślinność zaroślowo-leśną.

Zróżnicowane warunki wodne gleb znajdujących się w zasięgu tego pasa sprawiły, że zaliczono je do siedlisk hydrogenicznych, które w swym rozwoju nawiązują nie tylko do fazy bagiennej, ale także do dwóch pozostałych faz, tj. rekompensacji i decesji.

6.6.3. Gleby torfowisk rejonu jeziora Moszne

Przeprowadzone badania siedlisk mokradłowych, jakie tworzą torfowiska w rejonie kompleksu wodno-torfowiskowego jeziora Moszne wykazały, że nie różnią się one pod względem stanu przeobrażenia od siedlisk, które występują na terenie uprzednio scharakteryzowanych kompleksów. Tu również największy obszar zajmują siedliska hydrogeniczne związane z fazą decesji, natomiast powierzchnia bagien oraz siedlisk objętych fazą rekompensacji jest stosunkowo niewielka i dotyczy obszaru, który przylega bezpośrednio do jeziora Moszne. W jego najbliższym otoczeniu występuje torfowisko zbudowane z silnie uwodnionych torfów przejściowych. Złoże tworzą włókniste, słabo rozłożone torfy sfagnowe, z domieszką krzewinek, zalegające na miąższych pokładach gytii.

Od strony południowej i zachodniej torfowiska przejściowego, otaczającego jezioro Moszne, przylega siedlisko boru bagiennego na torfowisku wysokim, którego stratygrafię przedstawia profil VIII (Tabela 26).

Z torfowiskiem przejściowym, które otacza wąskim pasem północne obrzeże jeziora Moszne, kontaktuje się płat siedliska mokradłowego, związanego z fazą rekompensacji. Występują na nim gleby torfowo-murszowe pierwszego stadium zmurszenia (MtI), wytworzone z włóknistych, słabo rozłożonych torfów mechowiskowych i turzycowiskowych, odznaczających się dobrym przewodnictwem kapilarnym. Torfowisko ma charakter otwarty – tworzą go łąki trzęślicowe (zespół *Molinietum caeruleae*), z rzadka porośnięte pojedynczymi kępami drzew i krzewów.

Pobagienne gleby torfowe pozostałej południowo-zachodniej części omawianego kompleksu, położone na obrzeżach torfowiska wysokiego oraz zalegające od niego na wschód, aż po kanał Bogdanka-Wola Wereszczyńska, reprezentują fazę decesyjną. Są to w większości gleby porośnięte roślinnością zaroślowo-leśną, wytworzone ze średnio rozłożonych torfów turzycowiskowych podścielonych torfami szuwarowymi o średnim lub silnym rozkładzie. Ich stan zmurszenia jest dość zróżnicowany – spotyka się tu bowiem zarówno gleby słabo zmurszałe i średnio zmurszałe, a także na przejściu z drugiego (MtII) do trzeciego stadium zmurszenia (MtIII).

7. UKŁADY KRAJOBRAZOWE POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO

7.1. Stan krajobrazowych układów poliekosystemowych badanego obszaru na początku XXI wieku

Studia ekologiczno-krajobrazowe, przeprowadzone na obszarze zachodniej i centralnej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wykazały, że w II połowie XX wieku region ten cechowały dynamiczne, wielokierunkowe przekształcenia warunków siedliskowych i struktury użytkowania ziemi. Wśród nich kluczowe znaczenie odegrało 10 nurtów:

1. ubytek powierzchni wód, torfowisk, turzycowisk i bagien, połączony z pocięciem terenu gęstą siecią rowów melioracyjnych,
2. wzrost trofii wielu siedlisk wodnych i lądowych,
3. wzrost lesistości,
4. ubytek powierzchni agrocenoz, z jednoczesnym ogólnym wzrostem różnorodności upraw i zanikiem niektórych – dawniej bardzo charakterystycznych dla regionu – rodzajów upraw,
5. wzrost powierzchni terenów zabudowanych o charakterze:
   – rozproszonym w otwartym krajobrazie rolniczym
   – zagęszczonym wokół użytkowanych rekreacyjnie jezior,
6. wzrost gęstości sieci dróg,
7. intensywny rozwój ruchu turystycznego,
8. rozdrobnienie struktury przestrzennej krajobrazu i wzrost mozaikowatości terenów rolniczo-osadniczo-leśnych,
9. wzrost stopnia geometryzacji krajobrazu,
10. wzrost udziału antropogenicznych struktur liniowych, izolujących poszczególne ekosystemy [16].

Na początku XXI wieku stosunki ekologiczne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego były więc niestabilne, struktura użytkowania ziemi bardzo rozdrobniona, drobno mozaikowa, a naturalne układy przyrodnicze – rozcięte gęstą siecią struktur liniowych o oddziaływaniu barierowym. Wszystkie te czynniki sprawiały, że systemy ekologiczne badanego regionu na początku XXI wieku były bardzo podatne na degradację.

Tereny o względnie stabilnych stosunkach ekologicznych to przede wszystkim kompleksy leśne o dojrzałym drzewostanie oraz pozadolinne tereny rolnicze. Małą i umiarkowaną dynamikę zmian wykazywały także niektóre zlewnie bagienno-leśne, od wielu lat objęte ochroną rezerwatową (Jezioro Brzeziczno, Durne Bagno) i bagienno-rolnicze (Bagno Bubnów, Bagno Staw, Garbatówka).

Badania ekologiczno-krajobrazowe wykazały, że wiele terenów o niekwestionowanych wybitnych walorach przyrodniczych (rejon jezior: Moszne, Długie, Łukie, Uściwierz) cechuje duża lub bardzo duża dynamika zmian, niestabilność stosunków ekologicznych, intensywne procesy sukcesyjne. Planowanie działań ochronnych dla tego typu obiektów jest nadzwyczaj trudne i powinno być przede wszystkim ukierunkowane na poprawę warunków homeostazy ekosystemów.

Łączna ocena struktury przestrzennej zespołu 63 zlewni cząstkowych zachodniej i centralnej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, przeprowadzona z punktu widzenia warunków funkcjonowania systemów ekologicznych (wg stanu z roku 1992) wykazała, że najwyższe walory pod tym względem[1] występowały wówczas w zlewniach jezior: Czarne Gościnieckie, Kleszczów, Łukie, Moszne i Długie, a także na Durnym Bagnie i na Bagnie Bubnów. Natomiast najmniej sprzyjające warunki dla realizacji naturalnych funkcji przyrodniczych występowały w dolinach rzecznych: górnej i środkowej Tyśmienicy, środkowej Piwonii oraz na Krowim Bagnie [16].

Na tym tle, wśród 9 zlewni cząstkowych poddanych szczegółowym analizom w ramach niniejszego projektu, najkorzystniejszą strukturę przestrzenną z punktu widzenia warunków funkcjonowania przyrody zachowały zlewnie:

– jeziora Moszne z przyległymi torfowiskami,
– Torfowiska Orłowskie.

Umiarkowanie korzystną strukturę przestrzenną zachowała zlewnia jeziora Uściwierz z przyległymi torfowiskami.

Nieco niższą bonitację uzyskała pod tym względem zlewnia jeziora Rotcze.

Niezbyt korzystną dla funkcjonowania przyrody strukturą przestrzenną odznaczała się zlewnia zbiornika zapadliskowego Nadrybie, zaś najgorsze warunki dla funkcjonowania przyrody występowały w zlewniach jeziora Piaseczno i zbiornika Szczecin (Mapa 1).

---

[1] tj.: duży udział wód, torfowisk, podmokłości i lasów, mały udział agrocenoz i zabudowy, duża średnia powierzchnia płatu, duży udział naturalnych, łagodnych ekotonów, małe obciążenie ruchem turystycznym, mała dynamika zmian siedliskowych i struktury użytkowania ziemi

7.2. Wpływ procesów zachodzących w strukturze ekologicznej krajobrazu na tożsamość ekologiczną i funkcjonowanie zbiorników wodnych i torfowisk

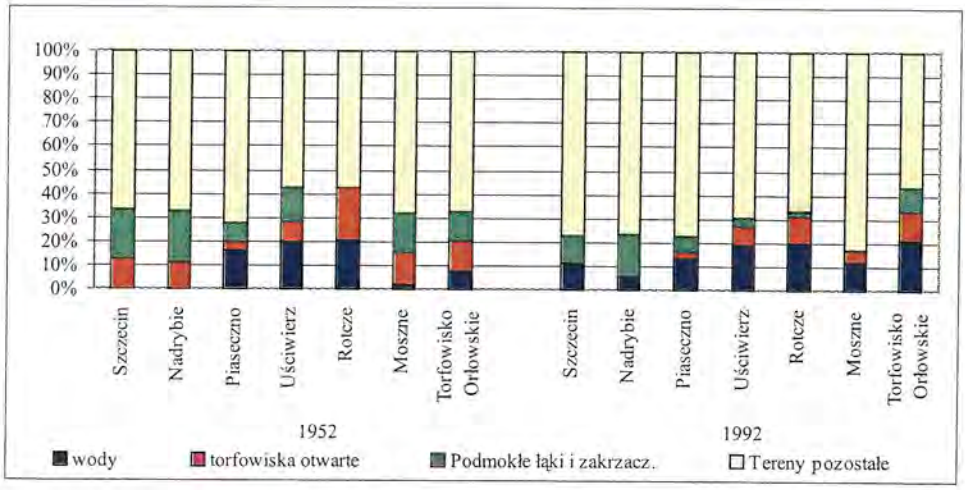
7.2.1. Zmiany zasięgu wód i terenów podmokłych

W analizowanym okresie (lata 1952-1992) największa terytorialnie skala odwodnień objęła zlewnie:

- Torfowiska Orłowskiego (221,4 ha)
- jeziora Uściwierz wraz z otaczającymi torfowiskami (192,5 ha)
- jeziora Moszne wraz z otaczającymi torfowiskami (167,3 ha).

W stosunku do ogólnej powierzchni wód i terenów podmokłych w badanych zlewniach, największa skala odwodnień miała miejsce w zlewni jeziora Moszne (osuszono tu aż 76% siedlisk podmokłych) oraz w zlewni Torfowiska Orłowskiego (37,2%) (Tabela 46, Rys. 73, 74). W wielu innych zlewniach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego skala osuszenia terenu była jednak jeszcze większa [19,17].

W latach 90-tych XX wieku w nieckach osiadań górniczych Nadrybie i Szczecin powstały zbiorniki wodne, które w 1999 roku miały powierzchnię odpowiednio: 18,2 i 59,9 ha. Jednak skala tych zalewisk i podtopień była znacznie



Rys. 73. Zmiany udziału wod i terenów podmokłych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

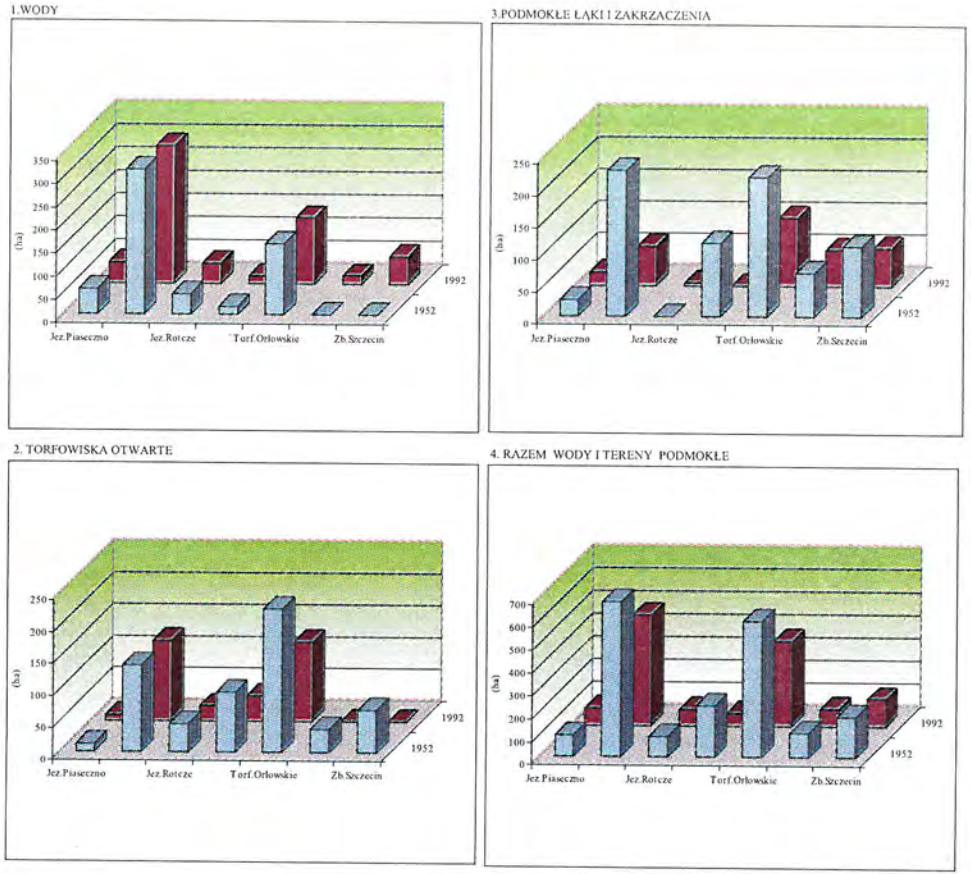
Fig. 73. Changes in area of lakes and wetlands in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Tabela 46. Zmiany udziału wód i terenów podmokłych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Table 46. Changes in area of lakes and wetlands in investigated in elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Zlewnia cząstkowa		Jezioro				Torfowisko	Zbiornik zapadliskowy	
		Piaseczno	Uściwierz	Rotcze	Moszne	Orłowskie	Nadrybie	Szczecin
Pow. (ha)		335	1590	216,5	700	1800	317	531,6
Wody	1952 (ha)	54,9	314,8	44,6	16,8	153	0,8	1,9
	1992 (ha)	45,3	298,9	43,5	16,8	144	18,2	59,9
	Δ (ha)	-9,6	-15,9	-1,1	0	-9	17,4	58
	Δ (%)	-17,5	-5,1	-2,4	0	-5,9	2175	3052
	WZC	-21,2	-5,3	-2,5	0	-6,3	95,6	96,8
Torfowiska otwarte	1952 (ha)	12,4	135,2	43,7	92,4	225	35,6	65,7
	1992 (ha)	9,4	125,6	23,4	38,5	124,2	0	0
	Δ (ha)	-3	-9,6	-20,3	-53,9	-100,8	-35,6	-65,7
	Δ (%)	-24,4	-7,1	-46,5	-58,3	-44,8	-100	-100
	WZC	-31,9	-7,6	-86,6	-140	-81,2	-100	-100
Podmokłe łąki i zakrzaczenia	1952 (ha)	24,8	227,4	0	113,4	217,8	67,6	109,2
	1992 (ha)	20,4	60,4	4,8	0	106,2	56,1	59,8
	Δ (ha)	-4,4	167	4,8	-113,4	-111,6	-11,5	-49,4
	Δ (%)	-17,7	-73,4	100	-100	-51,2	-17	-45,2
	WZC	-21,6	-276,5	100	-100	-105,1	-20,5	-82,6
Razem wody i tereny Podmokłe	1952 (ha)	92,1	677,4	88,3	222,6	595,8	104	176,8
	1992 (ha)	75,1	484,9	71,7	55,3	374,4	74,3	119,7
	Δ (ha)	-17	-192,5	-23,2	-167,3	-221,4	-29,7	-57,1
	Δ (%)	-22,6	-28,4	-18,8	-76	-37,2	-28,6	-32,3
	WZC	-18,5	-39,7	-32,3	-302,5	-59,1	-40	-47,4
SWZC		23,3	82,3	60,6	93,9	62,9	64	81,7

Δ (ha) – zmiana powierzchni w latach 1952 – 1992; Δ (%) – zmiana powierzchni w stosunku do roku 1952; WZC – wskaźnik zmienności cech; SWZC – syntetyczny wskaźnik zmienności cech



Rys. 74. Zmiany udziału wód i terenów podmokłych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Fig. 74. Changes in area of lakes and wetlands in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

mniejsza, niż skala osuszenia obu tych zlewni w latach 1950-1987. W 1999 roku w zlewni zbiornika Nadrybie było o 29,7 ha wód i terenów podmokłych mniej, niż w roku 1952, zaś w zlewni zbiornika Szczecin o 57,1 ha mniej (Tabela 46). W obu tych zlewniach powierzchnia zbiorników i otaczających je podmokłości nadal jednak wzrasta. W roku 2001 zalewisko Nadrybie miało już powierzchnię ok. 30 ha, a Szczecin ok. 80 ha. Prognozy osiadań gruntu przewidują, że w 2015 roku zbiorniki te będą miały odpowiednio 40 i 150 ha (niepublikowane dane Głównego Geologa Wojewódzkiego).

Spośród wszystkich badanych zlewni, największa skala zmian powierzchniowych stosunków wodnych, wyrażona wskaźnikiem SWZC, wystąpiła w zlewniach: jeziora Moszne (93,9), jeziora Uściwierz (82,3) i zbiornika Szczecin (81,7) (Tabela 46).

7.2.2. Zmiany struktury i charakteru użytkowania ziemi

Syntetyczny wskaźnik zmienności 3 cech: powierzchni lasów, agrocenoz i zabudowy w l. 1952-92 osiągnął zdecydowanie najwyższą wartość w zlewni jeziora Piaseczno: 104,3 (Tabela 47). Powierzchnia leśna wzrosła tu o 96,4 ha, tj. 2,5 raza, a powierzchnia terenów zabudowanych o 38,9 ha. Jest to w zdecydowanej większości zabudowa rekreacyjna wokół misy jeziora. Ponieważ w latach 50-tych zabudowa w zlewni jeziora Piaseczno zajmowała jedynie 0,7 ha, daje to wskaźnik wzrostu aż 54,6 raza (Tabela 47).

Powierzchnia agrocenoz w zlewni jeziora Piaseczno zmniejszyła się w tym czasie o 120,2 ha, tj. o 58,8%.

Zlewnie: jezior Uściwierz, Rotcze i Moszne oraz Torfowiska Orłowskiego i zbiornika Szczecin wykazywały podobną wartość SWZC, wahającą się od 49,4 (Torfowisko Orłowskie) do 58,3 (jezioro Uściwierz) (Tabela 47).

Największe powierzchnie leśne powstały na Torfowisku Orłowskim (401,4 ha) i w zlewni jeziora Moszne (296,8 ha). Jednocześnie w tych samych zlewniach nastąpił największy ubytek agrocenoz i otwartych torfowisk.

Powierzchnia terenów zabudowanych w tej grupie obiektów najsilniej wzrosła w zlewni jeziora Uściwierz – o 25,4 ha (zabudowa rekreacyjna) i w zlewni Zbiornika Szczecin – o 21,7 ha (zabudowa wiejska i inwestycje związane z Kopalnią Węgla Kamiennego Bogdanka) (Rys. 75 i 76).

Tabela 47. Zmiany struktury użytkowania ziemi w badanych zlewiach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Table 47. Changes in land-use structure in investigated elementary catchement basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Zlewnia cząstkowa		JEZIORO PIASECZNO	JEZIORO UŚCIWIERZ	JEZIORO ROTCZE	JEZIORO MOSZNE	TORFOWISKO ORŁOWSKIE	ZB.ZAPADL. NADRYBIE	ZB.ZAPADL. SZCZECIN
Pow. (ha)		335	1590	216.5	700	1800	317	531.6
	1952 (ha)	37.9	11.1	0	81.9	86.4	6.5	2.1
	1992 (ha)	134.3	160.6	16.2	378.7	487.8	11.5	9.7
LASY	Δ (ha)	96.4	149.5	16.2	296.8	401.4	5	7.6
	Δ (%)	254.4	1347	100	362.4	464.6	76.9	361.9
	WZC	71.8	93.1	100	78.4	82.3	43.5	78.3
	1952 (ha)	0.7	6.4	1.7	1.4	18	5.2	6.1
	1992 (ha)	38.9	31.8	4.8	2.1	32.4	6.1	27.8
ZABUDOWA	Δ (ha)	38.2	25.4	3.1	0.7	14.4	0.9	21.7
	Δ (%)	5457.1	396.9	182.4	50	80	17.3	356.7
	WZC	98.2	79.9	64.6	33.3	44.4	14.7	78
	1952 (ha)	204.3	895.2	126.4	394.1	1099.8	201.3	346.6
AGROCENOZY *	1992 (ha)	84.1	912.7	123.9	263.9	905.4	225.1	374.4
	Δ (ha)	-120.2	17.5	-2.6	-130.2	-194.4	23.8	27.8
	Δ (%)	-58.8	1.9	-2.1	-33	-17.7	11.8	8
	WZC	-143	1.9	-2.1	-49.3	-21.5	10.6	7.4
SWZC		104.3	58.3	55.6	53.7	49.4	22.9	54.6

Objaśnienia:

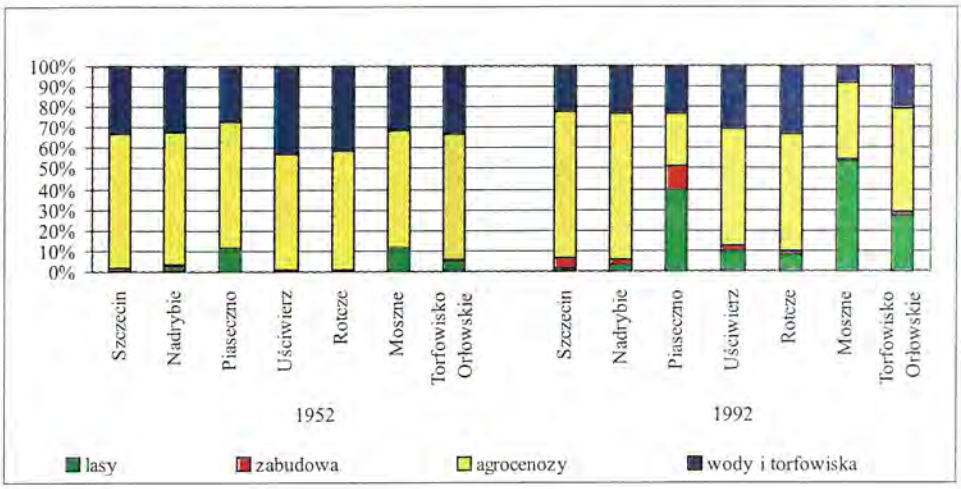
* - pola, łąki, sady, plantacje krzewów owocowych itp.

Δ (ha) - zmiana powierzchni w latach 1952 - 1992

Δ (%) - zmiana powierzchni w stosunku do roku 1952

WZC - wskaźnik zmienności cech

SWZC - syntetyczy wskaźnik zmienności cech



Rys. 75. Zmiany struktury użytkowania ziemi w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Fig. 75. Changes in land-use structure in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

7.2.3. Zmiany długości i gęstości sieci naturalnych stref ekotonowych oraz antropogenicznych struktur liniowych w krajobrazie badanych zlewni

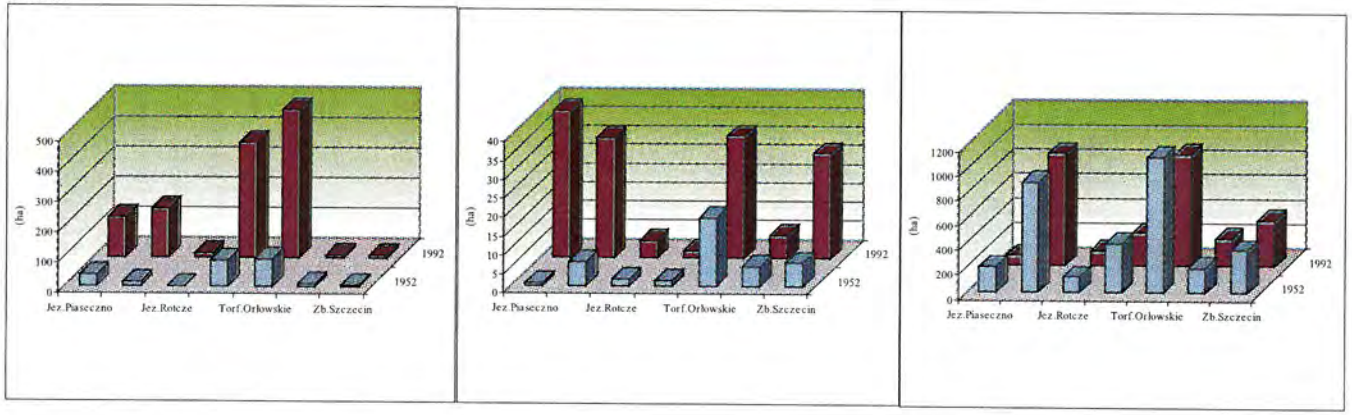
W badanym okresie (1952-1992) we wszystkich analizowanych zlewniach wzrosła ogólna długość oraz gęstość sieci stref stykowych w krajobrazie. Jest to równoznaczne z rozdrobnieniem struktury przestrzennej poszczególnych zlewni (Rys. 77-88).

Największy wzrost długości i gęstości tej sieci nastąpił w zlewni jeziora Piaseczno (odpowiednio o 30,4 i 30,5%) oraz w zlewni zbiornika Nadrybie (o 54,5 i 54,6%) (Tabela 48). Najmniejsza skala rozdrobnienia struktury przestrzennej krajobrazu wystąpiła w zlewniach jezior: Moszne i Rotcze – 12,3%.

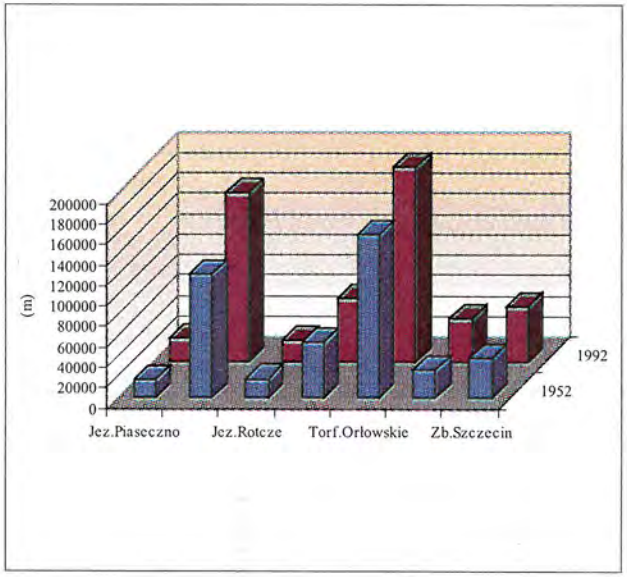
W zlewniach jezior: Uściwierz, Rotcze i Moszne oraz w zlewniach Torfowiska Orłowskiego i Torfowisk Uściwierskich wzrost długości i gęstości sieci stref stykowych spowodowany był głównie dwoma czynnikami:

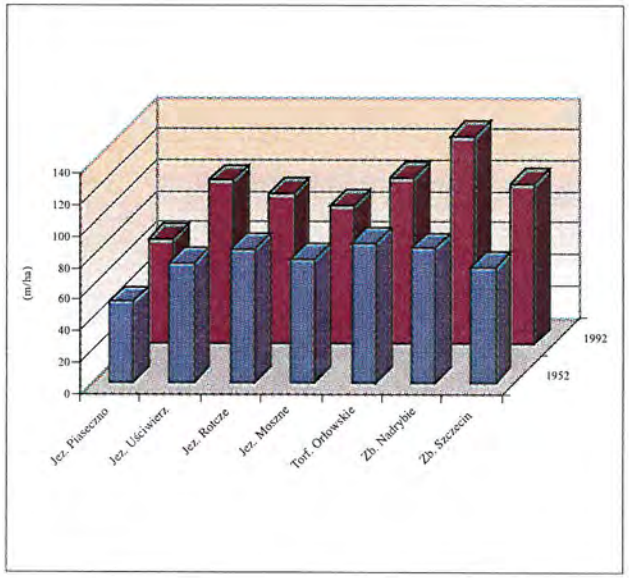
- rozcięciem struktury torfowisk i łąk siecią rowów melioracyjnych,

1. LASY



Rys. 76. Zmiany struktury użytkowania ziemi w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Fig. 76. Changes in land-use structure investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992



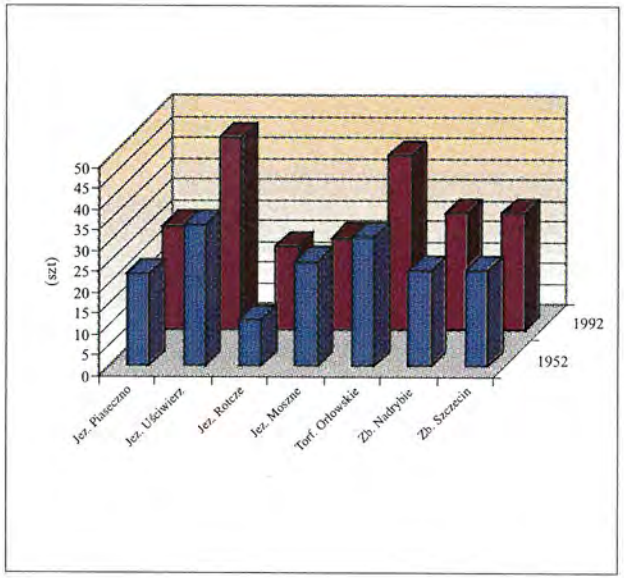


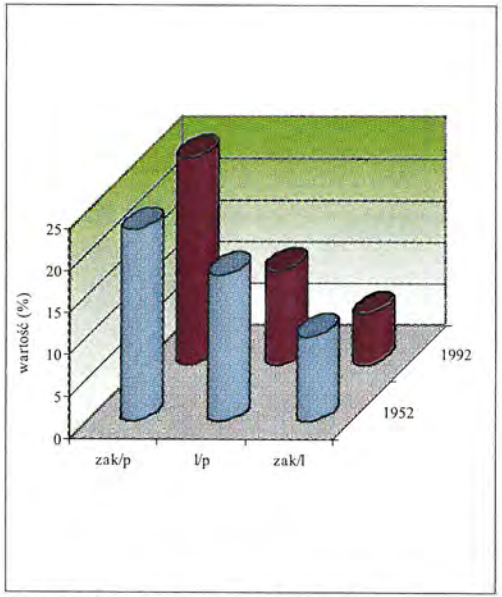
Rys. 77. Charakterystyka długości sieci stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Fig. 77. The lenght of tranzitional zones in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Rys. 78. Charakterystyka gęstości sieci stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Fig. 78. The density of boundaries network in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992





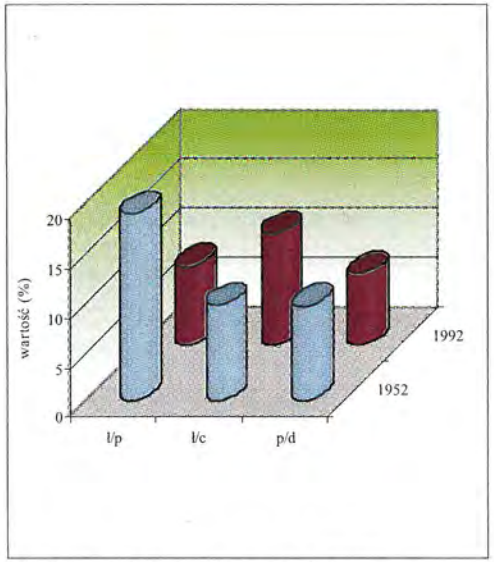
Objaśnienia: zak-zakrzaczenie, p-pole, l-las

Rys. 79. Charakterystyka różnorodności typów stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

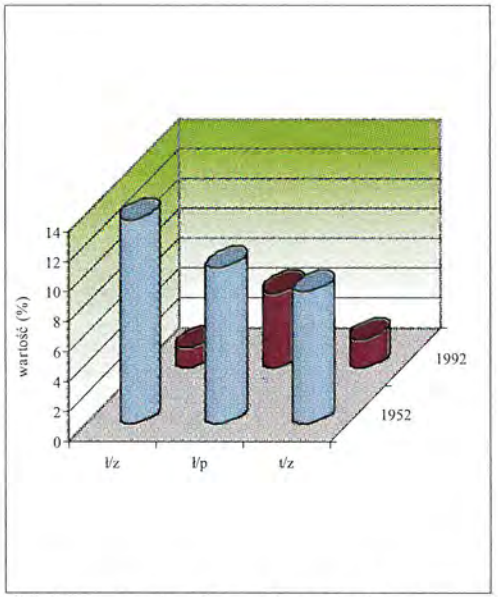
Fig. 79. The density of boundaries types in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Rys. 80. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Jeziora Piaseczno w latach 1952-1992

Fig. 80. Changes in domination of some boundaries types in Lake Piaseczno catchment basin – years 1952-1992



Objaśnienia: l-łąka, p-pole, c-ciek, d-droga



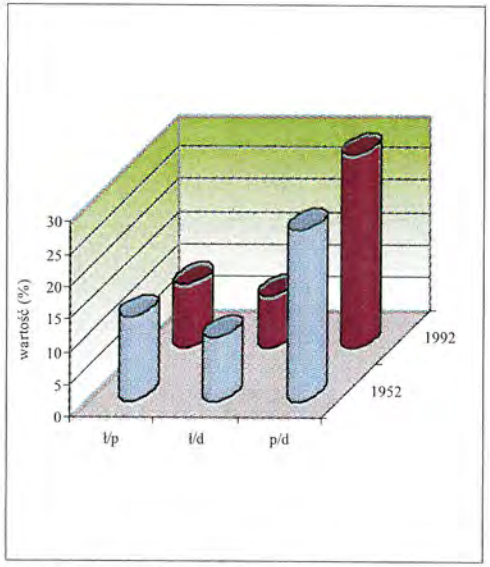
Objaśnienia: t-torfowisko, c-ciek, p-pole, d-droga

Rys. 81. Charakterystyka różnorodności typów stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

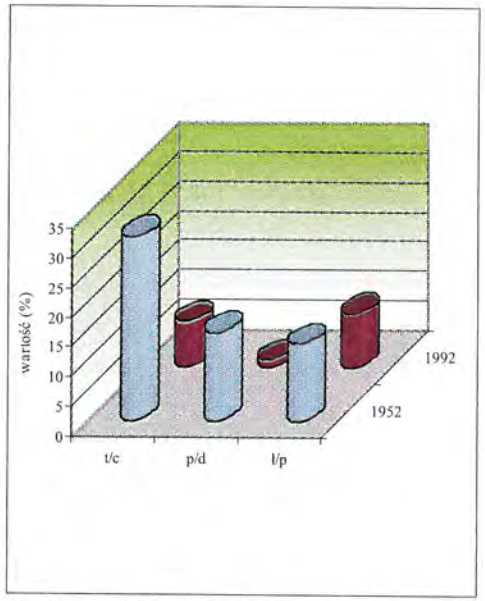
Fig. 81. Changes in domination of some boundaries types in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Rys. 82. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Jeziora Rotcze w latach 1952-1992

Fig. 82. Changes in domination of some boundaries types in Lake Rotcze catchment basin – years 1952-1992



Objaśnienia:ł-łąka, z-zabudowa, d-droga



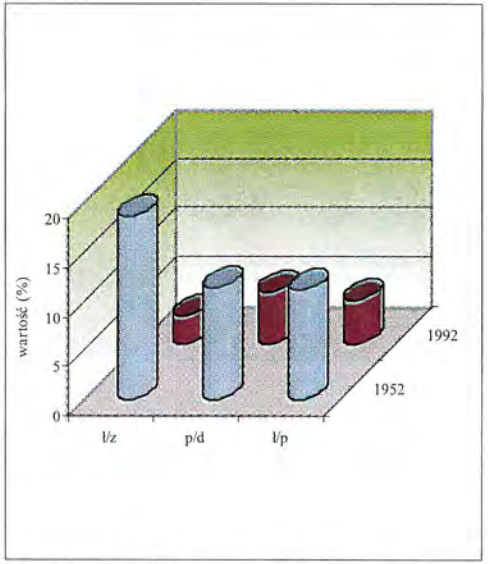
Objaśnienia: ł-łąka, z-zabudowa, p-pole, t-torfowisko

Rys. 83. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Jeziora Moszne w latach 1952-1992

Fig. 83. Changes in domination of some boundaries types in Lake Moszne catchment basin – years 1952-1992

Rys. 84. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Torfowisko Orłowskie w latach 1952-1992

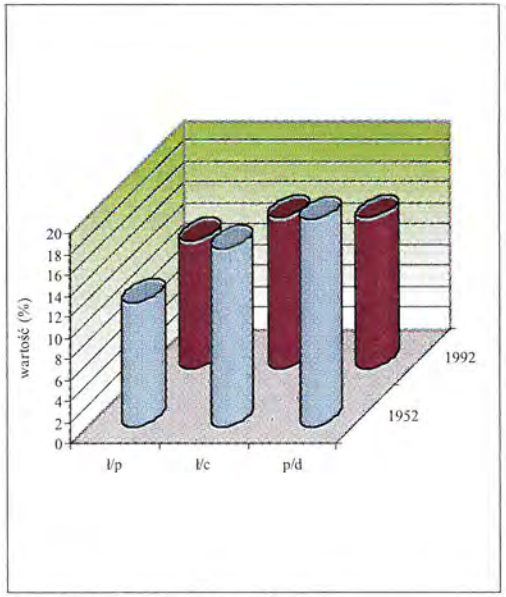
Fig. 84. Changes in domination of some boundaries types in Orłowskie Peatbog catchment basin – years 1952-1992



Objaśnienia: ł-łąka, p-pole, c-ciek, d-droga

Rys. 85. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Zbiornik zapadliskowy Nadrybie w latach 1952-1992

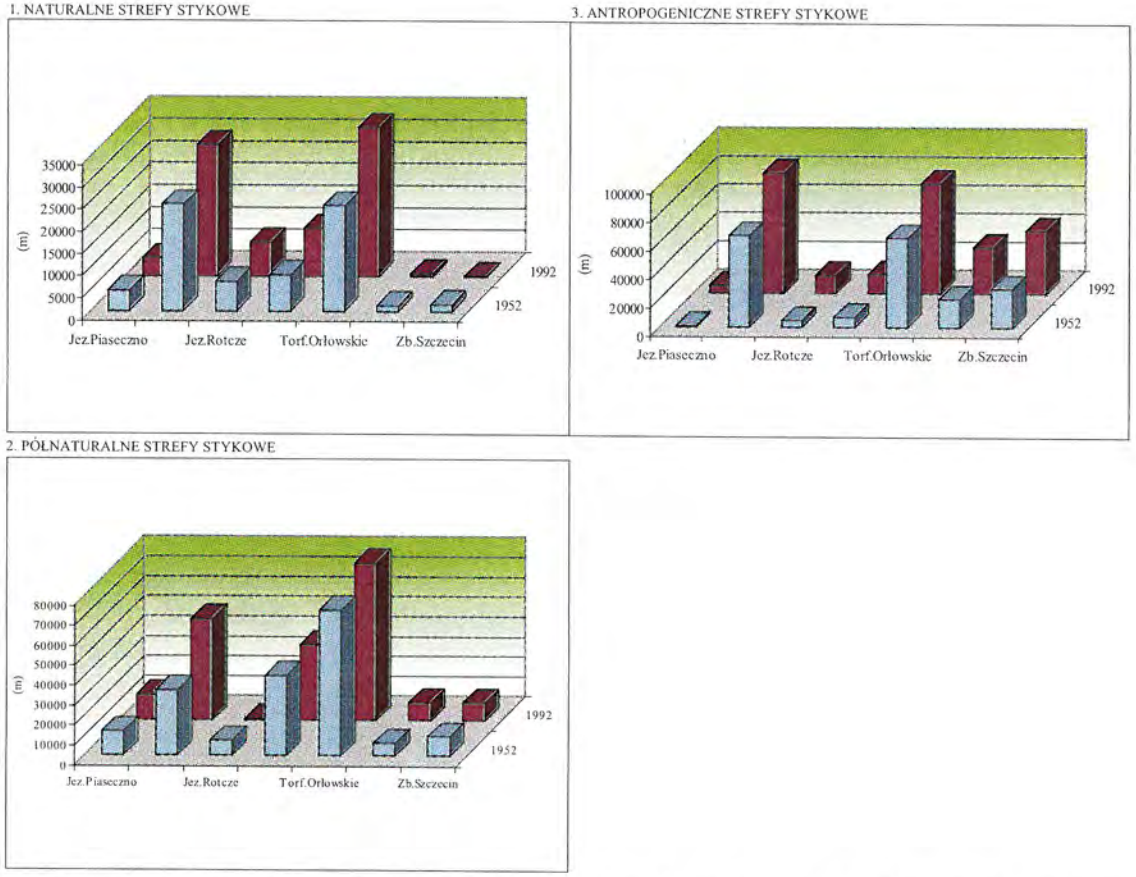
Fig. 85. Changes in domination of some boundaries types in Nadrybie reservoir catchment basin – years 1952-1992



Objaśnienia: ł-łąka, p-pole, d-droga,

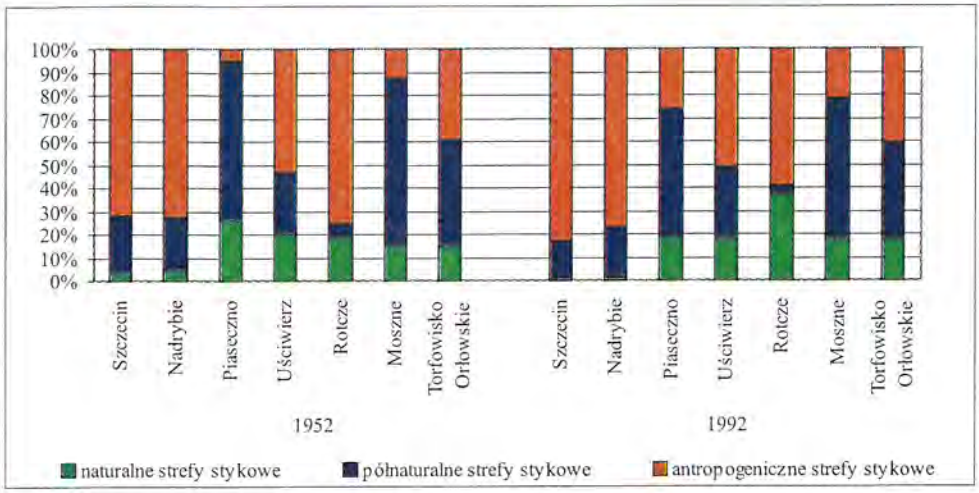
Rys. 86. Zmiany dominacji wybranych typów stref stykowych w zlewni Zbiornik zapadliskowy Szczecin w latach 1952-1992

Fig. 86. Changes in domination of some boundaries types in Szczecin reservoir catchment basin – years 1952-1992



Rys. 87. Zmiany długości naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Fig. 87. Changes in lenght of natural, half-natural and anthropogenic boundaries in investigated elementary catchment basin of Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992



Rys. 88. Zmiany udziału naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Fig. 88. Changes in the network of natural, half-natural and anthropogenic boundaries in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

– płatowym zarastaniem osuszonych torfowisk przez roślinność drzewiastą i krzewiastą.

Natomiast w zlewni jeziora Piaseczno oraz w zlewniach zbiorników zapadliskowych Nadrybie i Szczecin, wzrost długości i gęstości sieci stref stykowych był głównie wynikiem rozwoju zabudowy i sieci dróg. W przypadku 2 ostatnich zlewni, znaczącą rolę odegrały także nowe rowy melioracyjne oraz pojawienie się nowych dla tych zlewni typów stref stykowych, takich jak: woda/łąka i woda/pole, które wystąpiły na obrzeżach zalewisk powstałych w nieckach pogórniczych osiadań gruntu.

7.2.4. Zmiany różnorodności typów stref stykowych

We wszystkich badanych obiektach, z wyjątkiem zlewni jeziora Moszne, w latach 1952-1992 wzrosła różnorodność typów stref stykowych. Najwięcej, bo aż 12 nowych typów styków pojawiło się w zlewni jeziora Uściwierz. Na drugim miejscu znalazła się zlewnia Torfowiska Orłowskiego (11 nowych typów stref stykowych). Proces ten należy wiązać ze wzrostem zróżnicowania form użytkowania tych terenów (np. zabudowa rekreacyjna, plantacje krzewów jagodowych i leszczyny, chmielniki

Tabela 48. Zmiany struktury sieci stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowch Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Table 48. Changes in the network of transitional zones in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Zlewnia cząstkowa		JEZIORO PIASECZNO	JEZIORO UŚCIWIERZ	JEZIORO ROTCZE	JEZIORO MOSZNE	TORFOWISKO ORŁOWSKIE	ZB.ZAPADL. NADRYBIE	ZB.ZAPADL. SZCZECIN
Pow. (ha)		335	1590	216.5	700	1800	317	531.6
długość	1952 (ha)	17210	120575	18425	55125	159400	27150	39275
sieci stref	1992 (ha)	22460	165050	20700	61875	190525	41945	53925
stykowych	Δ (ha)	5250	44475	2275	6750	31125	14795	14650
(m.)	Δ (%)	30.5	36.9	12.3	12.2	19.5	54.5	37.3
	WZC	23.4	26.9	11	10.9	16.3	35.3	27.2
gęstość	1952 (ha)	51.4	75.8	85.1	78.7	88.6	85.6	73.9
sieci stref	1992 (ha)	67	103.8	95.6	88.4	105.8	132.3	101.4
stykowych	Δ (ha)	15.6	28	10.5	9.7	17.2	46.7	27.5
(m./ha)	Δ (%)	30.4	37.9	12.3	12.3	19.4	54.6	37.2
	WZC	23.3	27	11	11	16.3	35.3	27.1
różnorodność	1952 (ha)	22	34	11	25	31	23	23
sieci stref	1992 (ha)	25	46	20	22	42	28	28
stykowych	Δ (ha)	3	12	9	-3	11	5	5
(szt)	Δ (%)	13.6	35.3	81.8	-12	35.4	21.7	21.7
	WZC	12	26.1	45	-13.6	26.2	17.9	17.9

Tabela 48. Ciąg dalszy
Table 48. Continued

	TYP	zak/p	ł/p	zak/ł	ł/p	ł/c	p/d	t/c	p/d	ł/p	ł/z	p/d	ł/p	ł/z	ł/p	ł/z	ł/p	ł/c	p/d	ł/p	ł/d	p/d
zmiany	1952 (%)	22,9	17,6	10,2	19	9,7	9,6	31	14,9	12,9	18,6	11,3	11	13,6	10,4	8,8	11,8	16,9	19,7	13	9,9	26,4
dominacji	1992 (%)	24,9	11,2	6,1	8	11,4	7,2	7,5	1,1	8,9	2,8	5,3	4,4	1,3	5	1,9	12,2	14,4	14,4	9,6	7,8	29,7
wybranych	Δ	2	-6,4	-4,1	-11	1,7	-2,4	-23,5	-13,8	-4	-15,8	-6	-6,6	-12,3	-5,4	-6,9	0,4	-2,5	-5,3	-3,4	-2,1	3,5
typów stref	Δ (%)	8,7	-36,4	-40,2	-57,8	17,5	-2,5	-75,8	-92,6	-31	-84,9	-53,1	-60	-90,4	-51,9	-78,4	3,4	-14,8	-26,9	-26,2	-21,2	12,5
stykowych	WZC	8	-57,2	-67,2	-57,8	14,9	-33,3	-313	-1254	-44,9	-564,3	-113,2	-150	-946	-108	-363	3,3	-17,4	-36,8	-35,4	-26,3	11,1
SWZC			31.9			31			279.8			143.8			245.9			21.6			26.9	

Objasnienia:

zak/p - granica pomiędzy zakrzaczeniem i polem

ł/p - granica pomiędzy lasem i polem

zak/ł - granica pomiędzy zakrzaczeniem i lasem

ł/p - granica pomiędzy łąką i polem

ł/c - granica pomiędzy łąką i ciekiem

p/d - granica pomiędzy polem i drogą

t/c - granica pomiędzy torfowiskiem i ciekiem

ł/z - granica pomiędzy łąką i zabudową

t/z - granica pomiędzy torfowiskiem i zabudową

Δ (ha) - zmiana powierzchni w latach 1952 - 1992

Δ (%) - zmiana w stosunku do roku 1952

WZC - wskaźnik zmienności cech

SWZC - syntetyczny wskaźnik zmienności cech

itp.), w tym z wkraczaniem zabudowy na tereny dotychczas dla niej niedostępne (np. bezpośrednie otoczenie jezior, obrzeża torfowisk itp.). W zlewni jeziora Moszne zanikły 3 typy styków. Wiąże się to z zanikiem gospodarczego użytkowania tej zlewni i ze znacznym wzrostem jej lesistości.

W badanych zlewniach zaobserwowano też duże zmiany w strukturze dominacji określonych typów stref. Strefy stykowe, które dominowały tu w latach 50-tych (zakrzaczenie/pole, zakrzaczenie/las, las/pole, torfowisko/ciek, łąka/pole), ustąpiły pierwszeństwa innym strefom styku (łąka/ciek, łąka/las, pole/zabudowa, łąka/zabudowa). Największa skala tych zmian wystąpiła w zlewniach: jeziora Rotcze (SWZC 279,8), Torfowiska Orłowskiego (SWZC 245,9) i jeziora Moszne (SWZC 143,8) (Tabela 48).

7.2.5. Zmiany udziału naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych

Z punktu widzenia stopnia naturalności, w krajobrazie możemy wyróżnić 3 rodzaje stref stykowych występujących między płatami jednakowego użytkowania ziemi:

- styki naturalne, występujące pomiędzy ekosystemami naturalnego pochodzenia (np. jezioro/torfowisko, torfowisko/las),
- styki półnaturalne, występujące pomiędzy ekosystemami pochodzenia naturalnego, a terenami i formami ukształtowanymi przez człowieka (np. torfowisko/łąka, torfowisko/rów melioracyjny, jezioro/pole, las/droga),
- styki antropogeniczne, ukształtowane pomiędzy różnymi formami antropogenicznego użytkowania ziemi (np. łąka/pole, pole/zabudowa, pole/droga).

W analizowanym okresie (1952-1992) w zlewniach: jezior Piaseczno i Uściwierz oraz zbiorników Nadrybie i Szczecin zmniejszył się udział styków o charakterze naturalnym (ekotonów), odpowiednio o 8,3; 1,8; 2,9 i 3,6%. Strefy te zwiększyły natomiast swój udział w zlewniach: jeziora Moszne (o 2,9%), Torfowiska Orłowskiego (o 2,8%) i jeziora Rotcze (o 1,2%) (Tabela 49). Jest to w dużej mierze efekt naturalnej sukcesji zbiorowisk leśnych i zaroślowych na osuszone torfowiska.

Jednocześnie we wszystkich zlewniach – z wyjątkiem jeziora Uściwierz – spadł udział stref o charakterze półnaturalnym, a wzrósł udział stref o charaktere antropogenicznym. Największy wzrost udziału steref antropogenicznych wystąpił nad jeziorem Rotcze (o 34,6%) i nad jeziora Piaseczno (o 20,5%). Świadczy to o skali presji antropogenicznej na krajobraz tych zlewni. W zlewni jeziora Uściwierz udział stref antropogenicznych spadł o 1,8%, ale jednocześnie udział stref o charakterze półnaturalnym wzrósł o 3,6% (Tabela 49).

Tabela 49. Udział naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Table 49. The participation of natural, half-natural and anthropogenic boundaries in investigated elementary catchment basin of Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

		Zlewnia cząstk.	JEZIORO PIAŚNICZNO	JEZIORO UŚCIWIERZ	JEZIORO ROTCZE	JEZIORO MOSZNE	TORF ORŁOWSKIE	ZB ZAPADL. NADRYBIE	ZB ZAPADL. SZCZECIN
		1952	4500	23875	6575	8125	23750	1225	1525
		1992	4000	29650	7650	10875	33675	675	175
	Długość	△	-500	5575	1075	2750	9925	-550	-1350
NATURALNE	(m.)	△ %	-11.1	24.2	16.3	33.8	41.8	-44.9	-85.8
STREFY		WZC	-12.5	18.8	14.1	25.3	29.5	-81.5	-771.4
STYKOWE		1952	26.1	19.8	35.7	14.7	14.9	4.5	3.9
	Udział	1992	17.8	18	36.9	17.6	17.7	1.6	0.3
	procentowy	△	-8.3	-1.8	1.2	2.9	2.8	-2.9	-3.6
		△ %	-3.8	-9.1	3.4	19.7	6.7	-64.4	-92.3
		WZC	-46.6	-10	3.3	16.5	15.8	-181.3	-1200
		1952	11835	32675	7325	40125	72850	6150	9575
		1992	12710	50725	825	37875	79175	8995	9150
	Długość	△	875	18050	-6500	-2250	6325	2845	-425
PÓŁNATURALNE	(m.)	△ %	7.4	55.2	-88.7	-5.6	8.7	46.2	-4.4
STREFY		WZC	6.9	35.6	-787.9	-5.9	8	31.6	-4.6
STYKOWE		1952	68.8	27.1	39.8	72.8	45.7	22.7	24.4
	Udział	1992	56.6	30.7	4	61.2	41.6	21.5	17
	procentowy	△	-12.2	3.6	-35.8	-11.6	-4.1	-1.2	-7.4
		△ %	-17.7	13.3	-89.9	-15.9	-8.9	-5.3	-30.3
		WZC	-21.5	11.7	-895	-18.9	-9.9	-5.6	-43.5
		1952	875	64025	4525	6875	62800	19775	27175
		1992	5750	84675	12225	13125	77675	32275	44600
	Długość	△	4875	20650	7700	6250	14875	12500	16425
ANTROPOGENICZNE	(m.)	△ %	557.1	32.3	170.2	90.9	23.7	63.2	58.3
STREFY		WZC	84.8	24.4	63	47.6	19.2	38.7	36.8
STYKOWE		1952	5.1	53.1	24.5	12.5	39.4	72.8	71.7
	Udział	1992	25.6	51.3	59.1	21.2	40.7	76.9	82.7
	procentowy	△	20.5	-1.8	34.6	8.7	1.3	4.1	11
		△ %	401.9	-3.4	141.2	69.6	3.3	5.6	15.3
		WZC	80.1	-3.5	58.5	41	3.2	5.3	13.3
SWZC			42.1	17.3	303.6	25.9	14.2	57.3	344.9

Objaśnienia: △ - zmiana w latach 1952 - 1992
△% - zmiana w stosunku do roku 1952
WZC - wskaźnik zmienności cech
SWZC - syntetyczny wskaźnik zmienności cech

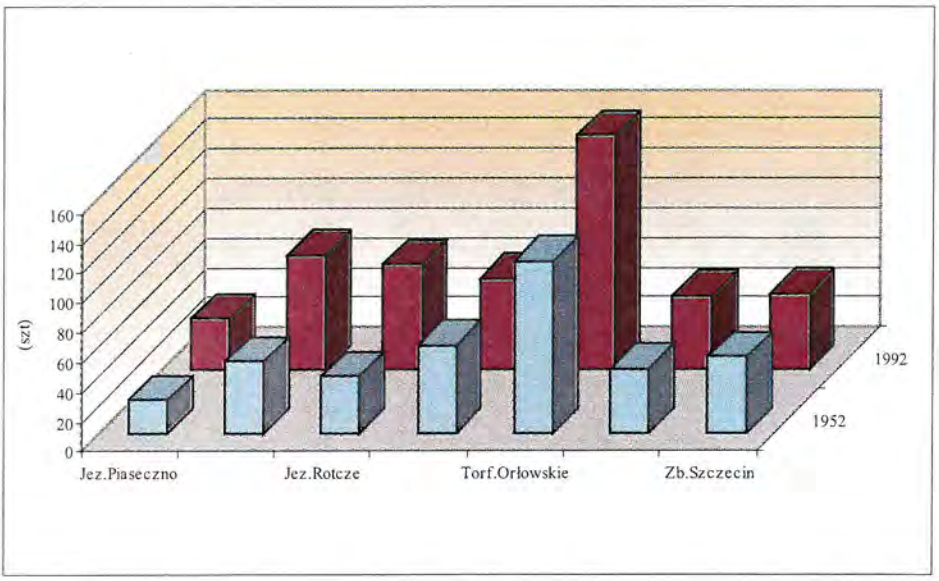
Przykłady zmian zachodzących w krajobrazowej sieci stref stykowych w poszczególnych zlewniach zawierają mapy 2-9 opracowane w oparciu o Rys. 91.

7.2.6. Zmiany średniej wielkości płatu terenu o jednakowej formie użytkowania ziemi

We wszystkich badanych zlewniach wzrosła ogólna liczba płatów użytkowania ziemi (Rys. 89). Największy wzrost liczby płatów występował w zlewniach jezior: Rotcze (wzrost liczby płatów o 86,8%), Uściwierz (wzrost o 62,5%) i Piaseczno (wzrost o 59,1%) (Tabela 50). Związane jest to głównie z rozwojem zabudowy terenu.

Najwięcej nowych płatów leśnych przybyło w zlewni Torfowiska Orłowskiego (57 szt.) oraz w zlewni jezior Uściwierz (24 szt.) i Moszne (19 szt.).

W 1992 r. najmniejszą średnią powierzchnię płatu, a więc najbardziej drobnomozaikową strukturę przestrzenną miała zlewnia jeziora Rotcze (3,1 ha) i zbiornika Nadrybie (6,3 ha). Największą średnią powierzchnię płatu miała zlewnia jeziora Uściwierz (20,4 ha) (Tabela 50, Rys. 90).



Rys. 89. Zmiany ogólnej liczby płatów w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992

Fig. 89. Changes in the total number of patches in investigated elementary catchment basins of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

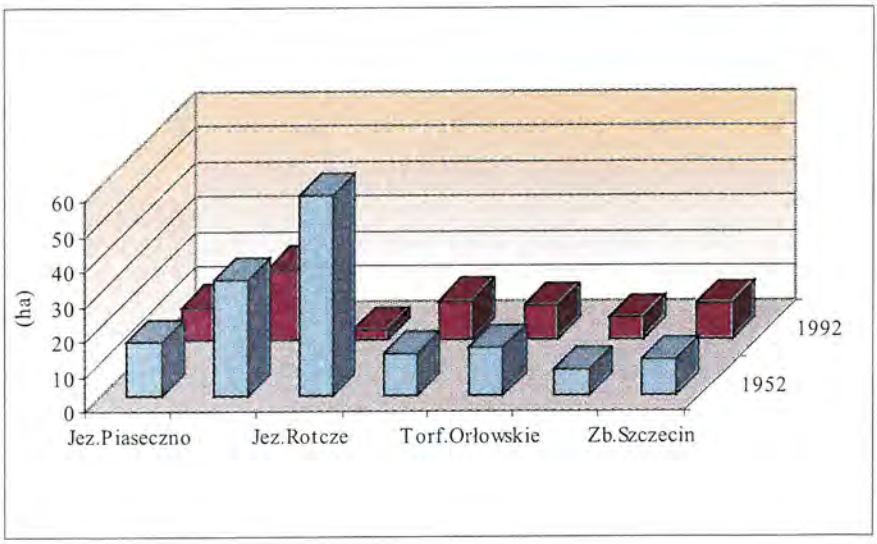
Tabela 50. Zmiany średniej wielkości płatu w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Table 50. Changes in the average size of petches in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

	Zlewnia cząstk.	JEZIORO PIASECZNO	JEZIORO USCIWERZ	JEZIORO ROTCZE	JEZIORO MOSZNE	TORF. ORŁOWSKIE	ZB.ZAPADL. NADRYBIE	ZB.ZAPADL. SZCZECIN
POW (ha)		335	1590	216.5	700	1800	317	531.6
LICZBA	1952	5	12	15	16	28	6	3
PŁATÓW	1992	9	24	11	19	57	11	11
LASÓW	Δ (szt)	4	12	-4	3	29	5	8
(szt)	Δ (%)	80	100	-26.6	18.8	103.5	83.3	266.7
	WZC	44.4	100	-36.5	43.7	50.9	45.5	72.7
ŚREDNIA	1952	7.6	0.9	0	5.1	3.1	1.1	0.7
POW	1992	14.9	6.7	1.5	19.9	8.6	1	0.9
PŁATU	Δ (ha)	7.3	5.8	1.5	14.8	5.5	-0.1	0.2
LASÓW	Δ (%)	96	644.4	100	290.2	177.4	-9.9	28.5
(ha)	WZC	50	86.6	100	74.4	64	-10	22.2
	1952	22	48	38	59	116	43	51
OGÓLNA	1992	35	78	71	62	158	50	52
LICZBA	Δ (szt)	13	30	33	3	42	7	1
PŁATÓW	Δ (%)	59.1	62.5	86.8	5.1	36.2	16.3	2
(szt)	WZC	37.1	38.5	46.5	4.8	26.2	14	1.9
	1952	15.2	33.1	57	11.8	13.7	7.4	10.5
PRZECIĘTNA	1992	9.6	20.4	3.1	11.3	10.1	6.3	10.3
POW.	Δ (ha)	-5.6	-12.7	-2.6	-0.5	-3.6	-1.1	-0.2
PŁATU	Δ (%)	-36.8	-38.4	-45.6	-4.2	-26.2	-14.8	-1.9
(ha)	WZC	-58.3	-62.3	-83.8	-4.4	-35.6	-17.5	-0.9
SWZC		47.5	59.4	82.6	31.8	44.2	21.7	24.7

Objaśnienia:

Δ (ha, szt) - zmiana w latach 1952 - 1992
Δ (%) - zmiana w stosunku do roku 1952

WZC - wskaźnik zmienności cech
SWZC - syntetyczny wskaźnik zmienności cech

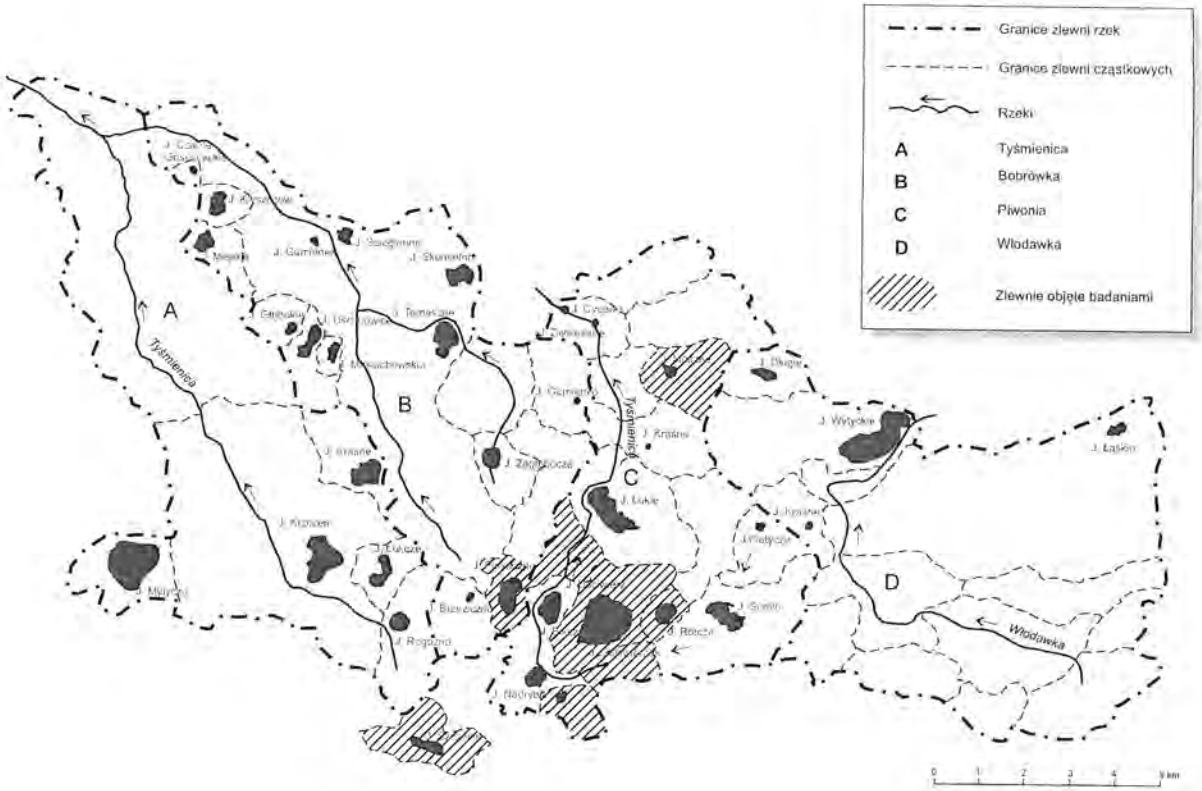


Rys. 90. Zmiany przeciętnej powierzchni płatu w badanych zlewniach cząstkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego w latach 1952-1992
Fig. 90. Changes in the average size of patches in investigated elementary catchment basin of the Łęczna-Włodawa Lakeland – years 1952-1992

Największa skala wzrostu stopnia rozdrobnienia krajobrazu, wyrażona wskaźnikiem SWZC, obejmującym zmiany 4 antropogenicznych parametrów, wystąpiła w zlewniach jezior Rotcze (82,6) i Uściwierz (59,4) (Tabela 50).

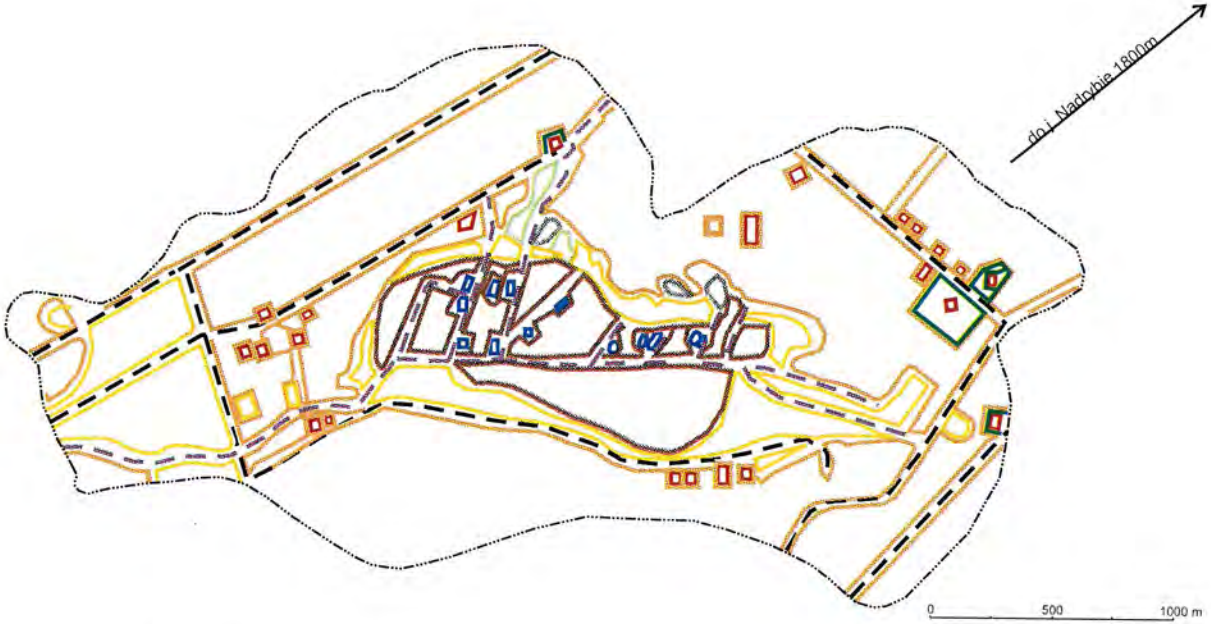
Wyniki wielu badań poświęconych relacjom pomiędzy wielkością powierzchni a różnorodnością biologiczną płatu krajobrazowego wskazują, że im płat jest mniejszy, tym jest uboższy gatunkowo i podatniejszy na degradację [5,28,74].

Znacznie trudniejsza jest interpretacja ekologicznych efektów wzrostu mozaikowatości krajobrazu całej zlewni, gdyż wynik oceny zależy między innymi od takich czynników jak: różnorodność typów płatów, charakter i miejsce nowo powstających płatów (np. leśne na torfowisku, leśne na polu, urbanizacyjne na polu, czy urbanizacyjne wśród lasu), charakter międzypłatowych stref stykowych, stopień wzajemnej izolacji płatów, w szczególności tych o najwyższej różnorodności biologicznej. Zagadnienia te wymagają wielu dalszych badań [40].



Mapa 1. Rozmieszczenie obszarów badań w zachodniej i centralnej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 1. Situation of the research area in west and central part of Łęczna-Włodawa Lakeland



Granica zlewni

Pozostałe oznaczenia - wg tabeli: "Macierz typologiczna stref stykowych".

Mapa 2. Analiza sieci stref stykowych występujących między płatami różnego typu użytkowania ziemi w zlewni łąki wsi Kolonia Szczecin w 1952 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

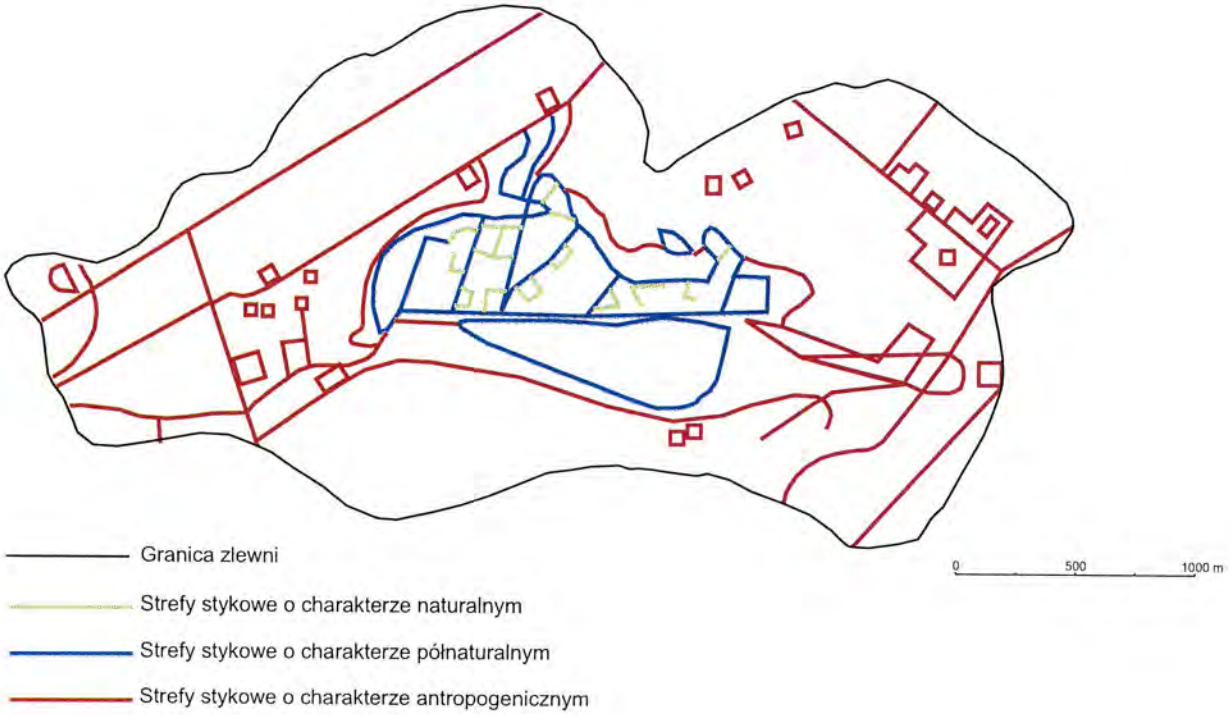
Map. 2. Analysis of boundaries network between different land-use patches in meadows catchment basin near Kolonia Szczecin village in 1952

Granica zlewni

Pozostałe oznaczenia - wg tabeli: "Macierz typologiczna stref stykowych".

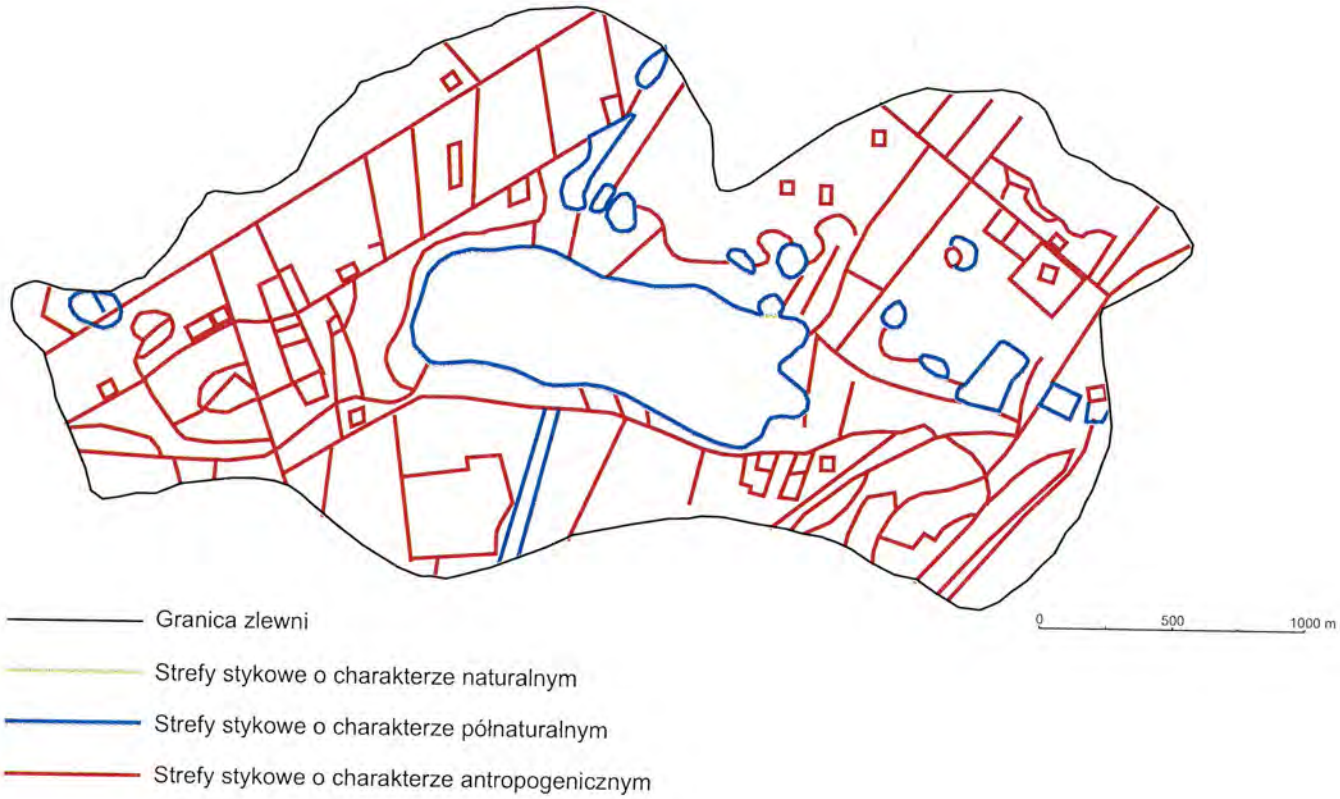
Mapa 3. Analiza sieci stref stykowych występujących między płatami różnego typu użytkowania ziemi w zlewni zbiornika zapadliskowego "Szczecin" w 1992 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 3. Analysis of boundaries network between different land-use patches in Szczecin catchment in 1992



Mapa 4. Sieć naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w krajobrazie zlewni łąk wsi Kolonia Szczecin w 1952 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

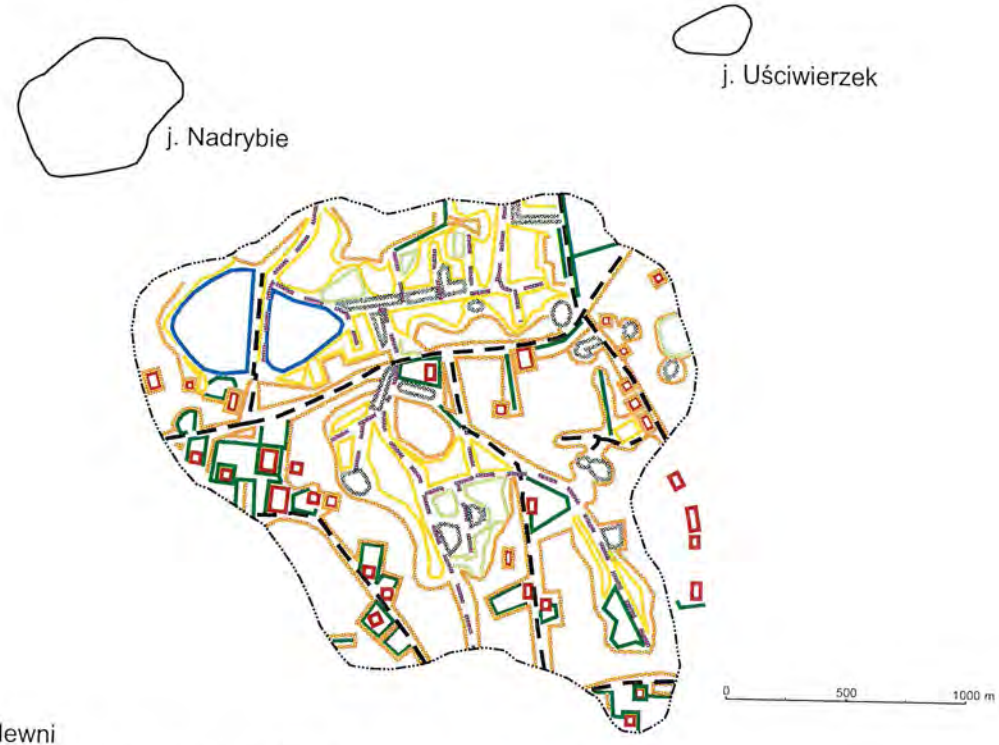
Map. 4. Natural, half-natural and anthropogenic boundaries network in the landscape of meadows catchment basin near Kolonia Szczecin village in 1952



Mapa 5. Sieć naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w krajobrazie zlewni zbiornika zapadliskowego "Szczecin" Szczecin w 1952 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)
Map. 5. Natural, half-natural and anthropogenic boundaries network in the landscape of meadows catchment basin near Kolonia Szczecin 1952

Mapa 6. Analiza sieci stref stykowych występujących między płatami różnego typu użytkowania ziemi w zlewni łąk wsi Nadrybie w 1952 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 6. Analysis of boundaries network between different land-use patches in meadows catchment basin near Nadrybie village in 1952

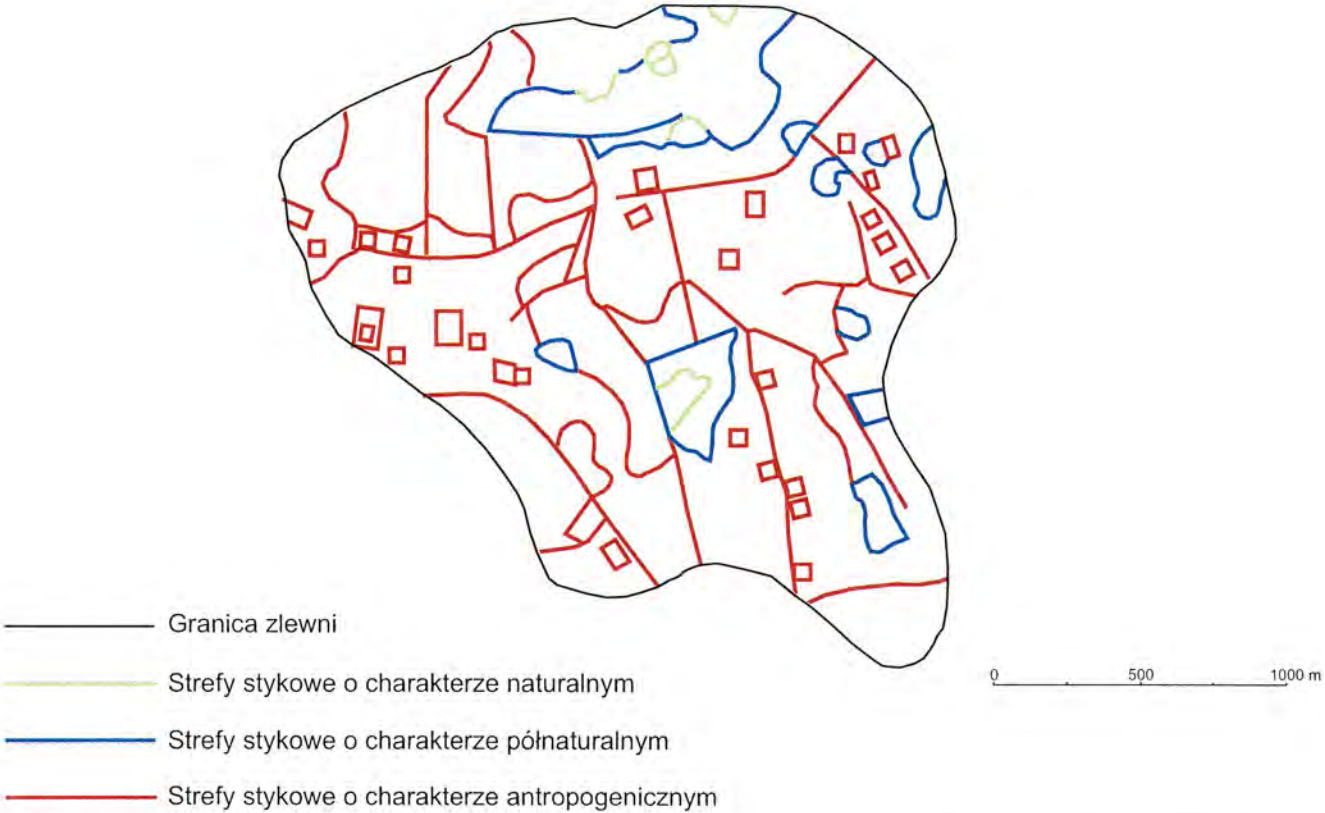


Granica zlewni

Pozostałe oznaczenia - wg tabeli: "Macierz typologiczna stref stykowych".

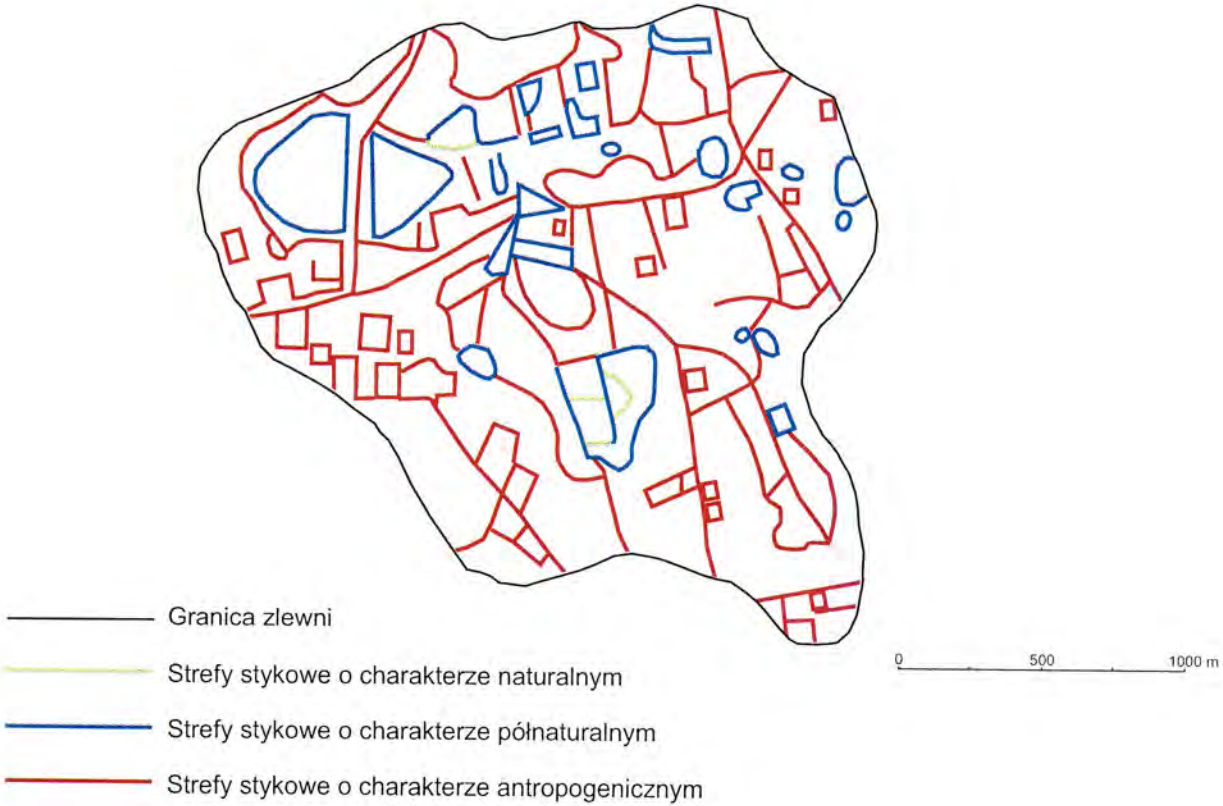
Mapa 7. Analiza sieci stref stykowych występujących między płatami różnego typu użytkowania ziemi w zlewni zbiornika zapadliskowego "Nadrybie" w 1992 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 7. Analysis of boundaries network between different land-use patches in meadows catchment basin near Nadrybie village in 1992



Mapa 8. Sieć naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w krajobrazie zlewni łąk wsi Nadrybie w 1952 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 8. Natural, half-natural and anthropogenic boundaries network in the landscape of meadows catchment basin near Nadrybie village in 1952



Mapa 9. Sieć naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych stref stykowych w krajobrazie zlewni zbiornika zapadliskowego "Nadrybie" w 1992 r. – Oprac. T.J. Chmielewski, K. Fryzel, 2001 (mat. niepubl.)

Map. 9. Natural, half-natural and anthropogenic boundaries network in the landscape of meadows catchment basin near Nadrybie village in 1952

MACIERZ TYPOLOGICZNA STREF STYKOWYCH W KRAJOBRAZIE BADANYCH ZLEWNI

Lp.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Typ płatu ekologicznego lub elementu liniowego	JEZIORA I STAWY	SZUWAR	TORFOWISKO, TURZYCOWISKO	ŁĄKA*	ZAKRZACZENIE**	LAS***	ZIELEŃ PROD., ZADRZEWIENIA LINIOWE	POLE	ZABUDOWA I TERENY PRZEMYSŁOWE	DROGI	CIEKI
1	JEZIORA I STAWY											
2	SZUWAR											
3	TORFOWISKO, TURZYCOWISKO											
4	ŁĄKA*											
5	ZAKRZACZENIE**											
6	LAS***											
7	ZIELEŃ PROD., ZADRZEWIENIA LINIOWE											
8	POLE											
9	ZABUDOWA I TERENY PRZEMYSŁOWE											
10	DROGI											
11	CIEKI											

*,**,*** W TYM TERENY PODMOKŁE

Rys. 91. Macierz typologiczna stref stykowych w krajobrazie badanych zlewni
Fig. 91. Typological matrix of boundaries in landscape of investigated catchment basins

7.3. Wpływ Kopalni Węgla Kamiennego "Bogdanka" i Kanału Wieprz - Krzna na naturalność, charakter i skalę przekształceń struktury ekologicznej badanych zlewni, w zależności od ich położenia wzdłuż transektu: Kopalnia - Poleski Park Narodowy

Przeprowadzone analizy wykazały, że w latach 1952-1992 struktura ekologiczna badanych zlewni podlegała daleko idącym, wielokierunkowym przekształceniom.

W północnej części badanego transektu (zlewnia jeziora Moszne) wskutek budowy i funkcjonowania systemu Kanału Wieprz-Krzna nastąpiły wielkoskalowe przekształcenia stosunków wodnych i likwidacja 76% powierzchni zbiorowisk naturalnej roślinności torfowiskowej. Jednocześnie jednak, wskutek gospodarczego wykorzystania jedynie znikomej części osuszonego terenu, wystąpiły tu procesy intensywnej naturalnej sukcesji leśnej. Zjawiskom tym sprzyjało objęcie znacznej części zlewni jeziora Moszne statusem rezerwatu przyrody od 1972 roku i całej powierzchni zlewni – statusem parku narodowego od 1990 roku. Od 1994 roku w zlewni jeziora Moszne podjęto prace zmierzające do częściowego odtworzenia zalewisk i terenów podmokłych [15,22]. Brak jednak monitoringu przestrzennego zasięgu odtwarzanych podtopień oraz systematycznych badań efektów ekologicznych tego przedsięwzięcia, mimo że realizowane jest ono w samym centrum parku narodowego.

W centralnej części badanego transektu (zlewnie: Torfowiska Orłowskiego, jezior Piaseczno, Uściwierz i Rotcze) nakładały się na siebie 2 główne presje antropogeniczne:

- odwodnienia związane z budową i funkcjonowaniem systemu Kanału Wieprz-Krzna
- zabudowa rekreacyjna otoczenia jezior.

Na Torfowisku Orłowskim, objętym od 1982 roku statusem rezerwatu przyrody, a od 1990 roku włączonym do Poleskiego Parku Narodowego, procesy przekształceń struktury ekologicznej krajobrazu były podobne do zlewni jeziora Moszne. Po okresie drastycznych odwodnień na torfowiskach nastąpiła sukcesja leśna. Powierzchnia lasów w zlewni Torfowiska Orłowskiego wzrosła o 401,4 ha. Natomiast po 1990 roku, nad brzegiem przylegającego do Torfowiska Orłowskiego jeziora Łukie pojawiła się nielegalna zabudowa letniskowa.

Największa skala zmian w ogólnej strukturze użytkowania ziemi (lasy, agrocenozy, zabudowa) wystąpiła w zlewni jeziora Piaseczno, gdzie wartość SWZC wyniosła 104,3. Nastąpił tu przede wszystkim bardzo intensywny rozwój

zabudowy rekreacyjnej. Wskutek osuszenia zlewni, wypalania pokrywy roślinnej oraz nawiezienia skały dołowej z Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka, silnej degradacji ekologicznej uległo bardzo cenne niegdyś torfowisko przyległe do północnego brzegu tego jeziora.

Znaczna skala zmian objęła także zlewnie jeziora Uściwierz i otaczających go torfowisk. Przeprowadzono tu silne odwodnienia, a strukturę przestrzenną zlewni rozcięto gęstą siecią rowów. Część torfowisk przeorano i zamieniono na ekstensywne łąki kośne. Od połowy lat osiemdziesiątych wokół jeziora Uściwierz zaczęła coraz intensywniej rozwijać się zabudowa letniskowa. Niektóre partie działek prowizorycznie utwardzono nielegalnie nawiezioną skałą dołową z Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka. Jezioro Uściwierz należy obecnie do najszybciej zarastających zbiorników Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Jednocześnie struktura przestrzenna otaczającego go torfowiska i strefy litoralowej została w wielu miejscach rozcięta ścieżkami wydeptanymi przez wypoczywających tu ludzi oraz kładkami i pomostami prowadzącymi w głąb strefy litoralu.

W latach 1992-1996 w zlewni jeziora Uściwierz zrealizowano jeden z pierwszych w Polsce programów renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych. Jego pozytywne efekty ekologiczne zostały dość dobrze udokumentowane [19,21].

W południowej części badanego transektu obejmującej zlewnie zbiorników Nadrybie i Szczecin, do połowy lat 80-tych zmiany struktury ekologicznej krajobrazu były stosunkowo niewielkie. Były to zlewnie torfowiskowo-rolnicze. Torfowiska osuszono w latach 60-tych, zamieniając je na użytki zielone, a częściowo na grunty orne. Rozwój Lubelskiego Zagłębia Węglowego spowodował tu znaczący wzrost długości i gęstości sieci dróg i innych elementów infrastruktury technicznej oraz rozwój zabudowy wiejskiej. Procesy osiadania gruntu, wywołane podziemną eksploatacją węgla "na zawał", spowodowały wystąpienie tu w końcu lat 80-tych podmokłości, a następnie coraz większej powierzchni lustra wody. Powstały zbiorniki wodne Nadrybie i Szczecin. W 2001 roku ich powierzchnia wynosiła odpowiednio 30 i 80 ha. W połowie lat 90-tych, dzięki interwencji służb ochrony środowiska Wojewody Lubelskiego, Kopalnia odstąpiła od planów odwadniania niecek osiadań. Powstała w ten sposób szansa podniesienia walorów przyrodniczych i krajobrazowych tego terenu i stworzenia przyrodniczej "otuliny" wokół Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka. Należy jednak podkreślić, że z przyrodniczego i krajobrazowego punktu widzenia, błędem

było wybudowanie po trasie dawnej drogi gruntowej – nasypu drogowego ze skały dołowej, rozcinającego na dwie części zbiornik Nadrybie.

W badanym okresie we wszystkich analizowanych zlewniach nastąpiło rozdrobnienie struktury ekologicznej krajobrazu.

W zlewniach jeziora Moszne i Torfowiska Orłowskiego wynikło ono najpierw z rozcięcia ekosystemów torfowiskowych siecią rowów odwadniających, potem – z płatowo rozwijającej się sukcesji leśnej. W zlewniach tych wzrost mozaikowatości krajobrazu, połączony z sukcesywnie odbudowywaną (po 1990 roku) retencją wodną torfowisk, sprzyja odradzaniu się różnorodności biologicznej, zniszczonej w latach sześćdziesiątych i siedemdziesiątych. Powrót do pierwotnie ukształtowanych biocenoz torfowiskowych jest jednak niemożliwy. W nowych warunkach siedliskowych powstają nowe układy ekologiczne. Procesy te wymagają dalszych szczegółowych badań.

Z inną sytuacją ekologiczną mamy do czynienia w przypadku zlewni jezior Piaseczno i Rotcze, gdzie wzrost mozaikowatości połączony jest z silnym wzrostem udziału antropogenicznych struktur liniowych w krajobrazie. Tu warunki funkcjonowania przyrody wyraźnie się pogarszają.

W zlewni jeziora Uściwierz i przylegających do niego torfowisk sytuacja jest zróżnicowana. Z jednej strony znaczne odwodnienia i rozwój zabudowy rekreacyjnej pogarszają warunki funkcjonowania przyrody. Z drugiej strony – przeprowadzony w latach 1992-1996 program renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych w południowo-zachodniej części zlewni, pozwolił na częściową odbudowę utraconych walorów przyrodniczych. Zasięg przestrzenny renaturalizacji jest jednak znacznie mniejszy, niż zasięg negatywnych zmian w strukturze ekologicznej tej zlewni.

W zlewniach zbiorników Nadrybie i Szczecin – dzięki powstawaniu coraz większych powierzchni wodnych – tworzone są warunki do przyrodniczego wzbogacania tego terenu. Konieczne są tu jednak szczegółowe prace badawcze i projektowe w tym zakresie.

7.4. Skala i kierunki zmian różnorodności krajobrazowej, siedliskowej i biocenotycznej.

Różnorodność krajobrazowa

W porównaniu z latami 50-tymi XX wieku, na badanym obszarze wystąpiło kilka nowych form użytkowania ziemi:

- zabudowa rekreacyjna (kolonijna i rozproszona),
- zieleń produkcyjna (plantacje krzewów jagodowych i leszczyny, chmielniki),
- tereny przemysłowe (Kopalnia Węgla Kamiennego wraz z systemem infrastruktury technicznej),
- zawodnione niecki osiadań gruntu.

Zmienił się charakter architektury wiejskiej – z jednolitego, regionalnego stylu poleskiego, w chaos bezstylowej zabudowy, gdzie niemal każdy budynek jest inny, nie związany przewodnimi cechami kompozycyjnymi z innymi obiektami.

Rozległe – dawniej bardzo charakterystyczne dla poleskiego krajobrazu – przestrzenie wodno-torfowiskowo-bagienne uległy fragmentacji i przekształciły się w mozaikę łąk, pól, lasów i różnego typu zabudowy, z enklawami jeziorno-torfowiskowymi. Różnorodność krajobrazowa regionu wzrosła, ale nie wpłynęło to na wzrost walorów estetycznych krajobrazu. Wręcz przeciwnie – walory te uległy daleko idącej degradacji.

Różnorodność siedliskowa

Rozcięcie terenu gęstą siecią rowów melioracyjnych i związane z tym osuszenie ok. 73% torfowisk i bagien, spowodowało istotne zredukowanie powierzchni i lokalnej różnorodności siedlisk hydrogenicznych. Zanikły przede wszystkim rozległe otwarte powierzchnie torfowisk niskich i przejściowych oraz bardzo liczne niegdyś małe zbiorniki śródtorfowiskowe, o zróżnicowanej, lecz zazwyczaj niskiej lub bardzo niskiej trofii.

Wraz z systemem melioracyjnym Kanału Wieprz-Krzna, do wielu siedlisk dawniej ubogich w biogeny, okresowo napływały wody obce, silnie zanieczyszczone.

Wzrost zawartości tlenków siarki i azotu w powietrzu, procesy murszenia torfu, nawożenie związane z produkcją rolną, zanieczyszczenia komunalne związane z rozwojem zabudowy i funkcji rekreacyjnej, spowodowały dalszą eutrofizację znacznej części siedlisk zarówno wodnych, jak i lądowych. Zanikły zwłaszcza (lub znacznie zmniejszyły swój zasięg) siedliska skrajnie ubogie w biogeny: oligotroficzne i dystroficzne, ustępując miejsca siedliskom żyźniejszym.

Różnorodność biocenotyczna

Różnorodność biocenoz jest ściśle związana z różnorodnością siedliskową. Wraz z zanikiem określonych siedlisk, giną całe zamieszkujące je zespoły

populacji roślin i zwierząt. Z kolei wzrost powierzchni określonych typów siedlisk, sprzyja wzrostowi różnorodności zamieszkujących je gatunków [40].

Zmiany zachodzące w strukturze ekologicznej krajobrazu badanego regionu stwarzają coraz większe ograniczenia liczebności gatunków preferujących wody mało żyzne i różnorodności biocenoz torfowiskowo-bagiennych oraz biocenoz wód mezotroficznych i dystroficznych.

Tendencje te uległy zahamowaniu, a nawet lokalnemu odwróceniu, dzięki realizowanym na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim od 1992 roku programom renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych [15,19,21].

Stale natomiast poprawiają się warunki rozwoju liczebności i wzrostu różnorodności biocenoz leśnych.

8. PRZYRODNICZE PRZESŁANKI RENATURALIZACJI DEGRADOWANYCH TORFOWISK I WÓD W OBSZARZE FUNKCJONALNYM POLESKIEGO PARKU NARODOWEGO

Cechą obszaru funkcjonalnego Poleskiego Parku Narodowego, podobnie jak i całego Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, jest powolna naturalna wymiana wody, niewielkie jej zasoby oraz zróżnicowana jakość. W ostatnim stuleciu środowisko podlegało różnorodnym modyfikacjom, a kierunki oddziaływań na hydrosferę są liczne i skomplikowane. Zachodzące procesy naturalne i antropogeniczne w środowisku i ich intensywność mogły działać przeciwstawnie lub jednokierunkowo, stąd stopień przekształceń hydrosfery jest trudny do realnej oceny. Na wody podziemne i powierzchniowe oddziaływuje kilka grup czynników. Jednym z najważniejszych jest odwodnienie terenu, głównie wybudowanie i funkcjonowanie całego systemu kanału Wieprz-Krzna z doprowadzalnikami i siecią rowów nawadniająco-odwadniających. Następstwem tej inwestycji są zmiany warunków drenażu wód podziemnych oraz przekształcanie naturalnych warunków odpływu wód powierzchniowych i podziemnych. Budowa Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka i eksploatacja węgla systemem "na zawał", spowodowała powstanie na powierzchni zmian, tzw. niecek osiadań. W sąsiedztwie kopalni węgla utrzymuje się na znacznym obszarze duże obniżenie ciśnienia piezometrycznego wód poziomu jurajskiego i karbońskiego. Inne zagrożenie dla stosunków wodnych obszaru funkcjonalnego Poleskiego Parku Narodowego stanowi niekontrolowany pobór wód dla potrzeb bytowych i rolniczych przez ośrodki rekreacyjne, domki letniskowe i gospodarstwa wiejskie, a także zrzuty nawet niewielkich ilości ścieków,

gromadzenie odpadów, chemizacja rolnictwa, stacje paliw, nieszczelne szamba, składowanie skały płonnej oraz odprowadzanie zasolonych wód kopalnianych do systemu melioracyjnego kanału Wieprz-Krzna.

Zebrane materiały 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 powiązanie dynamiki wód podziemnych i powierzchniowych. Zwykle każdego roku obserwuje się podnoszenie stanów wody od okresu jesieni do wiosny oraz ich spadek w okresie półrocza letniego. Odstępstwa od charakterystycznego reżimu zmian stanów wody i odpływu stwierdza się w latach o nietypowym rozkładzie opadów atmosferycznych, które wystąpiły w ostatnim dziesięcioleciu.

W latach 1990-1995 zasilanie atmosferyczne było niskie, była to druga część posusznego okresu lat 1982-1995. Stany wód podziemnych i powierzchniowych osiągały minimalne wartości, szczególnie w latach 1990-1992. W okresach letnich ruch wody stwierdzano tylko w większych rzekach, sieć rowów melioracyjnych była sucha. W latach 1997-2001 obserwowano zwiększanie się zasobów wody, co wyrażało się podniesieniem zwierciadła wód podziemnych i powierzchniowych, wzrostem przepływu oraz pojawieniem się obszarów podmokłych. W tym okresie nastąpiło generalne podniesienie zwierciadła wody w skali regionalnej - na całym obszarze międzyrzecza Wisły i Bugu. Wzrost zasobów wodnych nie był równomierny, największe ich przyrosty stwierdzono po opadach, które wystąpiły w lipcu 1997 roku oraz w półroczu chłodnym 1999 i 2002 roku. Na początku ostatniego dziesięciolecia nastąpiło wyraźne osuszenie powierzchni obszaru funkcjonalnego Poleskiego Parku Narodowego, a pod koniec tego okresu duże jego podtopienie.

Głębokość występowania zwierciadła wody była uzależniona od wielkości zasilania atmosferycznego, a w części obszaru górniczego również od obniżania się powierzchni gruntów. Poza nieckami osiadań nie udokumentowano wpływu Kopalni Węgla Kamiennego Bogdanka na podniesienie zwierciadła wody i podtopienie terenu.

Zbiorników zapadliskowych Szczecin i Nadrybie nie należy włączać do systemu Kanału Wieprz-Krzna. Silnie zeutrofizowane wody jeszcze bardziej pogorszą stan ekologiczny jezior połączonych systemem Kanału Wieprz-Krzna.

Stopień stabilności stosunków wodnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego wynika z wahań zwierciadła wody w jeziorach, zbiornikach zapadliskowych i torfowiskach.

Zmiany zasobów wodnych wpływały bardzo wyraźnie na kształtowanie się w tych ekosystemach procesów fizyczno-chemicznych oraz stosunków biocenotycznych.

Ekosystemy wodne charakteryzowały się mniejszymi lub większymi zróżnicowanymi stężeniami metanu. W typowo antropogenicznych zbiornikach zapadliskowych: Szczecin i Nadrybie emisja tego gazu osiągała bardzo wysokie wartości. Najintensywniej przebiegała ona wiosną (zbiornik Nadrybie) lub latem (zbiornik Szczecin), osiągając odpowiednio 64, 37 i 91,1 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. Powierzchnia wody otwartej obydwu zbiorników stanowiła najbardziej intensywną strefę emisji metanu, gdyż występowały w niej nawet tysiąckrotnie wyższe stężenia tego gazu niż w strefie litoralu. Natomiast stężenia metanu kształtowały się inaczej, albowiem było go wielokrotnie więcej w strefie przybrzeżnej niż w strefie wody otwartej. Wartości potencjału oksydoredukcyjnego w strefach przybrzeżnych zbiorników Szczecin (–167,5 mV) i Nadrybie (–172,3 mV) wskazywały na zachodzące w tych zbiornikach procesy metanogenezy.

W ekosystemach jeziornych emisja metanu kształtowała się na znacznie niższym poziomie. W zależności od statusu troficznego jezior wykazywała ona bardzo wysokie zróżnicowanie. Najwyższą emisją metanu charakteryzowało się dystroficzne jezioro Moszne, wynosząc 39,97 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, a najniższą mezotroficzne jezioro Piaseczno, osiągającą zaledwie 1,233 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. W eutroficznych jeziorach Rotcze i Uściwierz emisja metanu zamykała się w przedziale 9,98-19,96 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. Wartości potencjału oksydoredukcyjnego gleb strefy przybrzeżnej jezior przyjmowały wartości powyżej 100 mV, co odpowiadało aktywnym procesom przebiegu metanogenezy.

Emisja metanu z powierzchni ekosystemów torfowiskowych kształtowała się na najwyższym poziomie, wahając się od 0,013 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ na torfowisku położonym wokół jeziora Moszne, do 0,822 $t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ na torfowisku położonym przy jeziorze Uściwierz. Wzrastała ona wraz z głębokością i kształtowała się odwrotnie do poziomu wód gruntowych. Zarówno stężenia jak i emisja tego gazu wykazywały odwrotną zależność do kształtowania się potencjału oksydoredukcyjnego.

Strefa intensywnej metanogenezy w torfowiskach znajduje się poniżej poziomu wód gruntowych, na głębokości nie mniejszej niż 40-50 cm od powierzchni. Wydaje się więc, że na procesy metanogenezy w ekosystemach wodno-torfowiskowych wyraźny wpływ mają: dostępność wody, tlenu oraz łatwo rozpuszczalnej frakcji materii organicznej. Wpływają one na tempo przebiegu tego procesu, przyśpieszając lub opóźniając anaerobowy rozkład materii

organicznej [78]. Szacuje się bowiem, że lekkie podniesienie lub całkowicie zatopienie wodą uwalnia do atmosfery około 80%, zaś jeziora około 25% całkowitej emisji metanu [58,75]. W roku 2000 emisja metanu z torfowisk osiągała wartości 300 $Tg \cdot rok^{-1}$ a z jezior około 100 $Tg \cdot rok^{-1}$.

Ze względu na wysoką zdolność radiacyjną cząsteczki metanu, 21 razy większą niż cząsteczki CO_2, wzrost emisji metanu w atmosferze wyraźnie przyczynia się do powiększenia efektu cieplarnianego. Występujące w glebie tzw. bakterie metanofory wykorzystują go jako źródło energii. Muszą być jednak zachowane dobre warunki tlenowe warunkujące aktywność życiową tych bakterii. Utlenianie metanu przez tzw. metanofory w anaerobowej warstwie gleby lub osadu dennego może prowadzić do znacznej redukcji metanu z powierzchni mokradeł i terenów podmokłych [1]. Ważne jest zatem zachowanie i utrzymanie strefy równowagi między aeracją a uwodnieniem gleb torfowiskowych, bogatych w materię organiczną.

Problem ten powinien być szczególnie wnikliwie rozważany i brany pod uwagę przy tworzeniu koncepcji renaturalizacji podlegających degradacji ekosystemów wodno-torfowiskowo-bagiennych, lub terenów podmokłych.

Pojawiające się zbiorniki zapadliskowe, jako skutek działalności Kopalni Węgla Kamiennego w Bogdance, osiadanie terenu, obniżanie się poziomu wód gruntowych, spływy powierzchniowe a także funkcjonowanie kanału Wieprz-Krzna wymagają dalszych wieloletnich badań. Sposób zasilania tych zbiorników poprzez spływy powierzchniowe i podziemne ma istotny wpływ na skład chemiczny wody, a przede wszystkim biogenów podnoszących trofię. Stężenia biogenów fosforowych (PO_4, fosfor ogólny) zarówno w wodach piezometrycznych jak i w strefie pelagialu były najwyższe. Utrzymujące się w sezonie letnim zakwity wód – zwłaszcza w Nadrybiu – ograniczają rekreacyjne wykorzystanie tych zbiorników. Jednakże, po dokonaniu odpowiednich zabiegów hydrotechnicznych, mogą one być atrakcyjne dla wędkarzy. Niewskazane byłoby natomiast wprowadzenie tych żyznych wód do systemu kanału Wieprz-Krzna.

Atrakcyjne pod względem rekreacyjnym jeziora Piaseczno, Uściwierz i Rotcze narażone są na niekorzystne zmiany w składzie chemicznym wód, jak również w zasiedlających je biocenozach, pod wpływem rozwijającej się intensywnie rekreacji. W sezonie letnim niemal wszystkie jeziora – z wyjątkiem leżących w obszarze Poleskiego Parku Narodowego – "oblegane" są przez turystów. Budowa zwartych kolonii domków letniskowych w pobliżu jezior stanowi dla nich poważne zagrożenie. Aby zminimalizować niekorzystny wpływ turystyki na funkcjonowanie ekosystemów jeziornych o dużych walorach

przyrodniczych niezbędne jest uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej w okolicznych gminach. Obok wodociągów, które zwykle powstają w pierwszej kolejności i regulują pobór wód do celów bytowych i gospodarczych, konieczna jest budowa kolektorów ściekowych, obejmujących także letniskową zabudowę wokół jezior, oraz budowa oczyszczalni ścieków. Jest to szczególnie istotne, ponieważ gleby występujące w zlewniach tych jezior są lekkie i dobrze przepuszczalne, dlatego wszelkie zanieczyszczenia trafiające do gleb dość łatwo migrują i wraz z wodami gruntowymi dostają się do wód powierzchniowych. Świadczą o tym wyższe w porównaniu z wodami pelagialu jezior stężenia w wodach piezometrycznych niemal wszystkich składników mineralnych oraz materii organicznej.

Stan przeobrażeń poszczególnych ekosystemów torfowiskowych nie wykazuje istotnych zróżnicowań. Większość z nich od dziesiątków już lat pozostaje w decesyjnej fazie rozwoju, która, jak ogólnie wiadomo, prowadzi do ich stopniowej, lecz nieuchronnej eliminacji z krajobrazu. Zatrzymanie lub chociażby spowolnienie tych procesów przy obecnym stanie warunków wodnych, jest bardzo trudne. Torfowiska te, ukształtowane zostały na własnych zasobach wodnych regionu, determinowane specyficznymi dla całego obszaru Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego warunkami geomorfologiczno-hydrologicznymi. Obecnie stosunki wodne tego regionu uległy wyraźnym zmianom. Jest to skutek przemożnego i długotrwałego oddziaływania systemu melioracyjnego, który przyspieszył m.in. spływ powierzchniowy z tych terenów oraz spowodował znaczne obniżenie zwierciadła wód, szczególnie w pierwszym poziomie wodonośnym [79]. W rezultacie tych zmian, pogłębiających się także ograniczonym przepływem poziomym wód gruntowych z przyległych do siedlisk bagiennych gruntów mineralnych, zmniejszyła się znacznie wielkość pierwotnej retencji wodnej, będącej tu dawniej głównym źródłem hydrologicznego zasilania mokradeł. Stąd też w działaniach zmierzających do ograniczenia tempa mineralizacji torfu i spowolnienia procesu zanikania pobagiennych gleb torfowych należy zwrócić szczególną uwagę na ograniczanie odpływu wód z zatorfionych obszarów, co zwiększy retencję wodną oraz poprawi stan uwodnienia tych obszarów. W siedliskach okresowo podmokłych, bądź słabo odwodnionych, obniżanie się powierzchni gleb torfowych jest stosunkowo małe i wynosi 4-6 mm rocznie [131]. Zjawiska związane z obniżaniem się powierzchni gleb torfowych, będącym skutkiem procesu mineralizacji, są dość trudne do monitorowania, zwłaszcza w krótkich odstępach czasowych. Tempo przebiegu tego procesu jest bowiem zróżnicowane i zależy w głównej mierze od

zmieniającej się, zarówno w poszczególnych sezonach wegetacyjnych jak i w poszczególnych latach, dynamiki czynników intensyfikujących proces mineralizacji torfu, przede wszystkim od temperatury i wilgotności przypowierzchniowych, objętych tym procesem, warstw profilu glebowego.

Aktualnie największym zagrożeniem dla nie użytkowanych ekosystemów łąkowych na torfowiskach związanych zarówno z fazą decesji jak i rekompensacji, jest zarastanie ich roślinnością zaroślowo-leśną. Prowadzi ono bowiem do znaczących, na ogół bardzo negatywnych, zmian w biocenozach tych ekosystemów. Kierunek tych przekształceń jest różny i zależy od wielu czynników. W zabagnionych mechowiskach zmiany te zachodzą na ogół powoli i prowadzą do przekształcania się ich w brzeziny bagienne [94]. Natomiast na mechowiskach i turzycowiskach częściowo odwodnionych i przesychających, roślinność ta rozwija się szybko i prowadzi do powstania lasów brzozowych, przechodzących następnie w brzeziny nerecznicowe. Te ostatnie z kolei zbiorowiska, w dalszym etapie ewolucyjnego rozwoju, przekształcają się w brzeziny pokrzywowe, najintensywniej i najszybciej degradujące pobagienne siedliska torfowe [92]. Brzeziny, pokrzywy z występującą w nich licznie nitrofilną maliną, występowały na torfowiskach uściwierskich. Rozwijały się one w brzeżnej partii zarośli leśnych, przyległych od strony północnej do torfowiska przejściowego, otaczającego silnie zarośnięte jeziorko Uściwierzek. Bardzo gęsto porośnięty pokrzywą i maliną był również przyległy od strony północno-zachodniej do tych zarośli pas słabo zmurszałych (MtI) gleb torfowo-murszowych wytworzonych z przemiennie występujących w profilu słabo i średnio rozłożonych torfów mechowiskowych. Intensywnemu rozwojowi tych zbiorowisk sprzyjało niewątpliwie głębokie odwodnienie gleb, pomimo iż występowały one w obszarze objętym w początkach lat 90. minionego stulecia, zabiegami renaturalizacyjnymi. Podczas suszy latem 2002 roku zwierciadło wody gruntowej występowało tam na głębokości poniżej 150 cm.

Mając na uwadze bardzo złożone procesy przesuszania zachodzące w badanych torfowiskach a zwłaszcza zjawiska dotyczące obniżania się ich powierzchni, należałoby koniecznie i pilnie zorganizować monitoring tych zmian w najbardziej reprezentatywnych typach torfowisk. Bez monitorowania zjawisk dotyczących obniżania się powierzchni torfowisk trudno będzie określić kierunek, a zwłaszcza tempo zachodzących w nich zmian.

Biocenozy wodne w zbiornikach zapadliskowych i jeziorach położonych na terenie funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego kształtowały się bardzo różnie. Na ich strukturę jakościową i ilościową miały wpływ różne czynniki.

W zbiornikach zapadliskowych występował niewielki stopień zróżnicowania jakościowego, jak i ilościowego. Bardzo często pojawiały się w nich zakwity zielenic (Nadrybie) lub bardzo liczne populacje kryptofitów i euglenin (Szczecin). Są to glony charakterystyczne dla wód przeżyźnionych lub bogatych w materię organiczną [152]. Wśród makrofitów dominowały amfifity lub helofity. Taki układ dominacji makrofitów w zbiorowiskach może być wyrazem wysokiej żyzności oraz wczesnego stadium sukcesji ekologicznej tych zbiorników. Uboga różnorodność gatunkowa bezkręgowców wodnych – zarówno zooplanktonu jak i zoobentosu potwierdzają wyraźnie wysoką żyzność oraz niestabilne warunki w nich panujące. Wydaje się że decydujący wpływ na rozwijające się w zbiornikach zapadliskowych struktury biocenotyczne, mają przede wszystkim bardzo duże wahania poziomu wody oraz wysokie stężenia związków biogennych w wodzie.

Biocenozy wodne jezior uściwierskich charakteryzują się wysoką różnorodnością gatunkową i obecnością gatunków wskaźnikowych niskiej trofii. Świadczyć to może o stabilności oraz umiarkowanym tempie eutrofizacji tych ekosystemów jeziornych. W fitocenozach stan ten potwierdzają wysoka różnorodność gatunkowa makrofitów we wszystkich strefach litoralu, a także rozległe strefy izoetidów. W zoocenozach czynnikiem kształtującym liczebność bezkręgowców wodnych jest zawartość biogenów w wodzie oraz zawartość tlenu w strefie profundalowej. Bogactwo, tworzonych w litoralu mikrosiedlisk przez makrofity miało także istotny wpływ na liczebności i skład gatunkowy fauny wodnej w tej strefie biotycznej, co potwierdza wysoki współczynnik korelacji.

Biocenozy wodne dystroficznego jeziora Moszne, położonego w Poleskim Parku Narodowym charakteryzują się niską różnorodnością gatunkową i niskimi liczebnościami populacji. Wśród gatunków wskaźnikowych przeważały gatunki preferujące eutrofię. Niepokojące zmiany nastąpiły w zasiedlających to jezioro zbiorowiskach makrofitów, gdzie następuje wyraźny wzrost udziału gatunków preferujących wody żyzne. W zoocenozach natomiast czynnikiem kształtującym liczebność była przede wszystkim wysoka zasobność wód w związki biogenne, oraz duże zawartości metanu rozpuszczonego w wodzie. Zjawisko to może być potwierdzeniem postępującej od kilku lat alkalizacji wód i wzrostu trofii tego jeziora. Alkalizacja wód tego jeziora jest prawdopodobnie powodowana wzrostem zasilania go wodami naporowymi.

Ekologiczne uwarunkowania zbiorników wodnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego wskazują, że jeziora uściwierskie wykazują najwyższą różnorodność gatunkową i stabilną równowagę biocenotyczną.

Natomiast zbiorniki zapadliskowe Nadrybie i Szczecin, znajdujące się we wczesnym stadium sukcesji znajdują się jeszcze w stanie chwiejnej równowagi ekologicznej. Wydaje się, że decydujący wpływ na rozwijające się struktury biocenoz we wszystkich jeziorach miał przede wszystkim poziom znajdujących się w wodzie związków biogennych. Natomiast w zbiornikach zapadliskowych czynnikami wpływającym na kształtowanie się fito- i zoocenoz miały wahania poziomu lustra wód. Przy opracowywaniu programu renaturalizacji lub ochrony ekosystemów wodnych należałoby poświęcić więcej uwagi problemom dotyczącym kierunków zmian i aktualnego stanu biocenoz.

W ciągu II połowy XX wieku na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim powierzchnia wód i terenów podmokłych zmniejszyła się, w tym zniszczeniu uległo ponad 73% powierzchni naturalnych torfowisk. Ponad 95% długości naturalnych cieków poddano regulacji koryt, upodobniając je do rowów, a jednocześnie wykopano ponad 600 km sztucznych rowów, rozcinających i odwadniających obszary torfowiskowo-turzycowiskowe.

Znaczna część terenów osuszonych podlega procesom przyspieszonej sukcesji leśnej, a równolegle sztucznie zalesianych jest wiele najsłabszych gruntów porolnych. W efekcie, w II połowie XX wieku lesistość Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego wzrosła 2,3 raza [16].

Wskaźniki te świadczą o skali przekształceń struktury ekologicznej regionu i charakteru fizjonomii krajobrazu.

Zwiększenie powierzchni terenów podmokłych oraz przywracanie niektórym ciekom charakteru zbliżonego do naturalnego, powinno – przynajmniej w części – zmniejszyć skalę degradacji struktury ekologicznej Pojezierza.

W przypadku 9 szczegółowo badanych zlewni cząstkowych, do różnego typu zabiegów renaturalizacyjnych kwalifikują się w szczególności:

- Powstałe wśród gruntów rolnych zbiorniki zapadliskowe Nadrybie i Szczecin, wymagające rozwijania szerokiej, bogatej przyrodniczo strefy ekotonowej, zmniejszającej skalę presji użytkowanej gospodarczo zlewni, na młody ekosystem wodny. W zlewniach obu tych zbiorników pożądane byłyby płatowe zalesienia, z dominacją gatunków drzew iglastych, deeutrofizujących siedlisko.
- Fragmenty koryta rzeki Piwonii, szczególnie w zlewni jeziora Łukie, gdzie pożądane jest odcinkowe zmeandrowanie koryta, z lokalnym odtworzeniem rozlewisk na trasie przepływu rzeki.

- Odsłonięcie roślinności mszysto-krzewinkowej i czynne hamowanie sukcesji na torfowisku przy jeziorze Moszne, od strony ścieżki dydaktycznej Poleskiego Parku Narodowego.

Ponadto w bezpośrednim sąsiedztwie zlewni jeziora Moszne, w wyniku prac renaturalizacyjnych prowadzonych przez Poleski Park Narodowy, powstało duże zalewisko na tzw. "Łąkach Zienkowskich". Pożądane byłoby lokalne zmeandrowanie rowu doprowadzającego tu wodę, przyrodnicze wzbogacenie strefy ekotonowej zalewiska oraz kępowe zadrzewienie zlewni w jego otoczeniu. Należałoby też zwiększyć udział gatunków drzew iglastych w drzewostanach strefy wododziałowej zlewni jeziora Moszne i zlewni zalewiska na Łąkach Zienkowskich, w celu wzmocnienia deeutrofizującego oddziaływania tych lasów na wody obu zlewni.

9. PODSUMOWANIE

W obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego jak i całego Polesia Lubelskiego stosunki wodne kształtują się pod wpływem różnych czynników terenowych i klimatycznych. Zależą one od: rzeźby terenu, przepuszczalności gleby, opadu, parowania oraz sposobu gospodarczego użytkowania terenu. Obszar ten charakteryzuje się powolną, naturalną wymianą wody, umiarkowanymi jej zasobami i zróżnicowaną jakością.

W tych tak specyficznie ukształtowanych stosunkach wodnych Parku wykształciły się w procesie ewolucyjnym unikatowe w skali Europy ekosystemy wodno torfowiskowe. Cechują się one bogatymi i wyraźnie zróżnicowanymi zespołami roślinnymi i zwierzęcymi z występującymi w nich licznymi gatunkami endemicznymi i reliktowymi, gatunkami rzadkimi i specyficznymi (np. wskaźnikami trofii).

Od wielu dziesięcioleci stosunki wodne w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego podlegają mniejszym lub większym modyfikacjom i przemianom. Na ich przemiany wpływają różnego pochodzenia czynniki: nasilająca się rekreacja, odwodnienie terenu przez system wodny Kanału Wieprz Krzna, oraz Kopalnia Węgla Kamiennego Bogdanka wydobywająca węgiel na tzw. "zawał". Taka forma eksploatacji węgla powoduje powstawanie niecek osiadań na powierzchni terenów przylegających do kopalni i utrzymywanie się na znacznym obszarze obniżonego ciśnienia piezometrycznego wód poziomu jurajskiego i karbońskiego.

Głębokość występowania zwierciadła wody jest uzależniona od wielkości zasilania atmosferycznego, a w obszarze górniczym również od obniżania się powierzchni gruntów. Jednakże poza nieckami osiadań nie obserwuje się wpływu górnictwa na podniesienie zwierciadła wody i podtopienie terenu. Stopień stabilności stosunków wodnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego jest zależny od wahań poziomu wody w jeziorach, torfowiskach i zbiornikach zapadliskowych.

Modyfikacje stosunków wodnych w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego posiadają znaczący wpływ na zakłócenia procesów fizyko-chemicznych oraz pojawiające się zmiany w strukturze biocenotycznej w ekosystemach wodnych i torfowiskowych. W obydwu typach ekosystemów największym zmianom podlega metan. Najniższe wartości występują w jeziorach, znacznie wyższe w zbiornikach zapadliskowych i najwyższe w torfowiskach.

Stan przeobrażeń fitocenotycznych i zoocenotycznych poszczególnych ekosystemów wodnych jest bardzo różny. Na obraz jakościowy i ilościowy mają wpływ różne czynniki. Niemniej jednak zbiorniki zapadliskowe wykazują zawsze niewielki stopień zróżnicowania biocenotycznego i chwiejną równowagę biocenotyczną. Poszczególne typy troficzne jezior charakteryzują się wysokim zróżnicowaniem biocenotycznym – stabilną równowagą fito i zoocenoz.

Stan przeobrażeń poszczególnych ekosystemów torfowiskowych nie wykazuje istotnych zróżnicowań. Większość z nich od szeregu lat pozostaje w decesyjnej fazie rozwoju, prowadzącej do stopniowej, lecz nieuniknionej ekologicznej degradacji – ustępowania z krajobrazu poleskiego. Jest to skutek długotrwałego i przemożnego oddziaływania na stosunki wodne tzw. systemu melioracyjnego, który przyspieszył m. in. spływ powierzchniowy tego terenu oraz spowodował znaczne obniżenie zwierciadła wód pierwszego poziomu wodonośnego.

Zaznaczające się niekorzystne zjawiska w hydrosferze i biosferze obszaru Poleskiego Parku Narodowego nie stanowią jeszcze poważnych zagrożeń dla funkcjonowania jezior i torfowisk o dużych walorach przyrodniczych, jednak powinny one być minimalizowane poprzez odpowiednie działania ochronne.

PODZIĘKOWANIA

Składamy serdeczne podziękowania Panom dr Andrzejowi Paleologowi oraz dr. Janowi Igorowi Rybakowi za okazaną pomoc przy opracowaniu taksonomicznym wrotków (*Rotatoria*) i skorupiaków planktonowych (*Cladocera* i *Copepoda*), a dr Tomaszowi Mieczanowi za duży wkład w redakcyjne przygotowanie monografii do druku.

10. PIŚMIENNICTWO:

1. **Augustin J., Merbach W., Rogasik J.:** Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in north-east Germany. B. Fertil Soils, 28, 1-4, 1998.
2. **Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J.:** Rozwój kompleksu jeziorno-torfowiskowego Moszne w Poleskim Parku Narodowym. W: Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych (Red. S. Radwan). Wyd. AR, TWWP, PPN, Lublin, 71 - 75, 1993.
3. **Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J:** Paleogeograficzne warunki rozwoju jezior i torfowisk Poleskiego Parku Narodowego i jego strefy ochronnej. Ann UMCS, sect. B, 43, 1, 1 - 17, 1993.
4. **Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J.:** Geneza i ewolucja mis jeziorno-torfowiskowych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie – aktualny stan rozpoznania. W: Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. (Red. S. Radwan),Wyd. AR, TWWP, Lublin, 46 - 61, 1995.
5. **Banaszak J. (red.):** Wyspy środowiskowe: bioróżnorodność i próby typologii. Wyd. Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz, 112, 2002.
6. **Bartoszewski S., Michalczyk Z.:** Dynamika wód Poleskiego Parku Narodowego. W: Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 17 - 22, 1996.
7. **Baryła R., Urban D.:** Ekosystemy łąkowe. W: Poleski Park Narodowy (Red. S. Radwan) Wyd. Morpol, Lublin, 199 - 216, 2002.
8. **Beaver J. R., Havens K. E.:** Seasonal and spatial variation in zooplankton community structure and their relation to possible controlling variables in Lake Okeechobee. Freshw. Biol., 36, 45 - 56, 1996.
9. **Beklioglu M., Moss B.:** Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. Freshw. Biol., 36, 315 - 325, 1996.
10. **Borchulski Z., Łyszczarz L.:** Zagrożenia i szanse zagospodarowania przestrzennego w obszarze Kopalni Węglaq Kamiennego "Bogdanka". W: Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Wyd. UMCS Lublin, 279 - 285, 2000.
11. **Borowiec J.:** Kierunki i tendencje degradacji chemicznej środowiska terenów bagiennych i łąkowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W: Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych. (Red. S. Radwan, M. Karbowski, M. Sołtys). Wyd. AR, TWWP, PTE, PPN, Lublin, 13 - 25, 1993.
12. **Buraczyński J.:** Rzeźba powierzchni podczwartorzędowej. W: Kenozoik Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin, 65 - 72, 1983
13. **Buraczyński J., Wojtanowicz J.:** Objaśnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski, ark. Kołacze, Wyd. Geol., Warszawa, 1982.
14. **Chmiel S., Michalczyk Z., Turczyński M.:** Hydrological changes of waters in reservoirs formed and a result of mining deformations. Limnological Review, 2, Maria Curie Skłodowska University Press, Lublin, 57 - 62, 2002.
15. **Chmielewski T.J.:** Programy renaturalizacji ekosystemów wodno-torfowiskowych na Lubelszczyźnie w latach 1992-2000: założenia metodyczne, realizacja, efekty. W: Renaturyzacja obiektów przyrodniczych: aspekty ekologiczne i gospodarcze (Red. Z. Michalczyk). Wyd. UMCS, Lublin, 29 - 44, 2000.
16. **Chmielewski T.J.:** Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie: przekształcenia struktury ekologicznej krajobrazu i uwarunkowania zagospodarowania przestrzennego. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 4, Lublin, ss. 146, 2001.

17. **Chmielewski T.J.:** System planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę. Wyd. Politechniki Lubelskiej, Lublin, ss 293, 2001.
18. **Chmielewski T.J., Harasimiuk M., Radwan S.(red.):** Renaturalizacja ekosystemów wodno - torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim. Wyd. UMCS, Lublin, ss 134, 1996
19. **Chmielewski T.J., Radwan S.:** Zmiany stosunków ekologicznych w rejonie Poleskiego Parku Narodowego w ostatnich 75 latach. W: Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych (Red. S. Radwan, M. Karbowski, M. Sołtys). Wyd. AR, PTE, TWWP, PPN, Lublin, 13 - 25, 1993.
20. **Chmielewski T.J., Radwan S.:** Procesy ekologiczne zachodzące w płytkich jeziorach i otaczających je torfowiskach na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim. W: Funkcjonowanie ekosystemów wodno - błotnych w obszarach chronionych Polesia (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 131 - 137, 1996.
21. **Chmielewski T.J., Radwan S.:** Renaturalizacja ekosystemów wodno - torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim w 6 lat po ingerencji. W: Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych (Red. B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak). Instytut Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn, 19 - 40, 1999.
22. **Chmielewski T.J., Radwan S., Sielewicz B.:** Changes in ecological relationships in a group of eight shallow lakes in the Polesie Lubelskie region (eastern Poland) over forty years. Hydrobiologia, 342/343, 285 - 295, 1997.
23. **Chmielewski T.J., Radwan S., Sielewicz B.:** Długotrwałe interakcje: zlewnia - ekosystem jeziorny w warunkach zróżnicowanej antropopresji na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim. W: Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna (Red. T. Puszkar, L. Puszkar).Wyd. UMCS, Lublin, 371 - 388, 1997.
24. **Connor T. E., Jones Ch.:** Zooplankton dynamics in an artificially destratified reservoir, Lake Barcroft, Fairax County, Virginia: a 2-year study. Verh. Internat. Verein. Limnol., 27, 2950 - 2953, 2000.
25. **Crisman T.L., Philips E.J., Beaver J. R.:** Zooplankton seasonality and trophic state relationship in Lake Okeechobee, Florida. Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ehrgebnisse der Limnologie, 45, 213 - 232, 1995.
26. **Czerwiński A.:** Lasy bagienne w Kotlinie Biebrzy i perspektywy ich rozwoju w aspekcie produkcyjnym i ochrony środowiska. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 372, 335 - 370, 1991.
27. **Dawidek J., Turczyński M.:** Modifications of hydrosphere in the Tarasinka catchment area. W: Problems in Fluid Mechanics and Hydrology, 2, Prague, 463 - 468, 1999.
28. **Dawson D.:** Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. English Nature Research Reports No. 94. English Nature, Peterborough, UK, pp 89, 1994.
29. **Dobrowolski K.A., Lewandowski K. (red.):** Ochrona środowisk wodnych i błotnych w Polsce. Wyd. PAN, ss 185, 1998.
30. Dokumentacja geologiczna złóż torfu rejonu Kanału Wieprz-Krzna - sekcja Piwonia Górna; podkategoria C2. Katedra Torfoznawstwa SGGW i Zakład Wykorzystania Torfowisk IMUZ, Warszawa, 1958.
31. **Dombrowskaja A.B., Korieniewa M.M., Tjuremnow C.N.:** Atłas rastitielnych ostatkow wstrieczajemych w torfie. Moskwa - Leningrad, 1969.
32. **Domurand A., Kostecki M.:** Metale ciężkie w spływach powierzchniowych ze zlewni bezpośredniej oraz w wodzie zbiornika Nakło - Chechło. Arch.Ochr. Środ., 2, 81 - 95, 2001.
33. **Fijałkowski D., Urban D.:** Szata roślinna obiektu wodno - torfowiskowego "Uściwierzek" i jej przekształcenia. Ann UMCS, sect.C, 52, 119 - 143, 1997.
34. **Fukarek T.:** Fitosocjologia. PWRiL, Warszawa, ss 2181967.

35. **Görres M., Bludau W.:** Der Zusammenhang zwischen pooen - und 14C - analytisch ernittelten Siedlungsphasen und erhöhten Mineralstoffgehalten in Profilen des Weidfilzes (Starnberger See). Telma, 22, 123 - 144, 1992.
36. **Gervais F., Berger S., Schönfelder I., Rusche R.:** Basic limnological characteristics of the shallow eutrophic lake Grimnitzsee (Brandenburg, Germany). Limnologica, 29, 105 - 119, 1999.
37. **Grosse - Brauckmann G.:** Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. I. Gewebereste krautiger Pflanzen und ihre Merkmale. Telma, 2, 19 - 55, 1972.
38. **Grosse - Brauckmann G.:** Über pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. II. Weitere Reste (Früchte und Samen, Moose u.a.) und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. Telma, 4, 51 - 117, 1974.
39. **Grosse - Brauckmann G., Streitz B.:** Pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. III. Früchte, Samen und einige Gewebe (Fotos von fossilen Pflanzenresten). Telma, 22, 53 - 102, 1992.
40. **Gutzwiller K.J.(red.):** Applying landscape ecology in biological conservation. Springer, New York - Berlin - Heidelberg - London - Paris - Tokyo, pp 518, 2002.
41. **Harasimiuk M.:** Geneza mis jeziornych i torfowiskowych: W: Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza (Red. M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński). Wyd. UMCS, Lublin, 50 - 53, 1998.
42. **Harasimiuk M., Michalczyk Z., Turczyński M. (red):** Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. Wyd. UMCS, PIOŚ, Lublin, ss 177, 1998.
43. **Havens K. E.:** Summer zooplankton dynamics in the limnetic and littoral zones a humic acid lakes. Hydrobiologia, 147, 163 - 180, 1991.
44. **Henkiel A.:** Regionalne zróżnicowanie facjalne czwartorzędu.W: Kenozoik Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS Lublin, 92 - 107, 1983.
45. **Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B.:** Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Wyd. Arkady, Warszawa, ss 846, 1976.
46. **Hillbricht-Ilkowska A., Spodniewska I., Węgleńska T., Karabin A.:** The seasonal varation of some ecological efficiencies and production rates in plankton community of several polish lakes of different trophy. Proceed. of the IBP - Unesco Symp. On Productiv. Problems of Freshwat., Warszawa - Kraków, 111 - 127, 1972.
47. **Hindak F.:** Klúč na určovanie výtrusných rastlín. I. Riasy. SPN, Bratislava, 1975.
48. **Holopainen A. L., Huttenen P., Letanskaya G., Protopopova E.:** The trophic state of Lake Lagoda as indicated by late summer phytoplankton. Hydrobiologia, 322, 117 - 124, 1996.
49. **Ilmavirta V., Huttunen P.:** Characterization of 151 small lakes in Eastern Finland based on their water chemistry, land - use on catchment and phytoplankton communities. Limnologica, 20, 229 - 241, 1990.
50. **Janiec B.:** Przyrodnicza ocena wpływu Kanału Wieprz - Krzna na jakość hydrosfery Pojezierza Łęczyńsko - Włodawskiego. Gosp. Wodna, 2, 36 - 42, 1993.
51. **Janiec B.:** Wpływ Kanału Wieprz - Krzna na przenoszenie zanieczyszczeń do środowiska wodnego. W: Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz - Krzna (Red. S. Radwan). AR Lublin, TWWP Lublin, 59 - 68, 1994.
52. **Janiec B., Michalczyk Z., Wojciechowski K.:** Stan i zagrożenia stosunków wodnych centralnego rejonu Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Ann UMCS, sect. B, 39, 173 - 206, 1988.
53. **Jones R. I.:** Mixotrophy in planktonic protists: an overview. Freshw. Biol., 45, 219 - 226, 2000.
54. **Kajak Z.:** Determinants of maximum biomass of benthic Chironomidae (Diptera). Ent. Scand., 29, 303 - 308, 1987.

55. **Kajak Z.:** Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms. Int. Revue. ges. Hydrobiol., 73, 5 - 19, 1988.
56. **Kajak Z, Dusoge K.:** The regularities of vertical distribition of benthos in bottom sediments of three Masurian lakes. Ekol. Pol., 32, 485 - 499, 1971.
57. **Kalveness D.:** Ecology of the Cryptomonadida: A first review. In: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton (Eds. C. D. Sandgren). Cambridge University Press, Cambridge, 1988.
58. **Kammen D. M., Marino B. D.:** On the origin and magnitude of pre - industrial antropogenic CO2 and CH4 emisions. Chemosphere, 26(1 - 4), 69 - 86, 1993.
59. **Karjalainen J., Rahkola M., Holopainen A. L., Huttula T., Jurvelius T., Viljanen M., Avinski M., Letanskaya G., Telesh I.:** Trophic gradients and associated changes in the plankton community in two bays of Lake Loga. Boreal Env. Res., 4, 229 - 238, 1999.
60. **Kirchgessner D.A., Piccot S.D., Chadha A.:** Estimation of methane emission from a surface coal mine using open - path spectroscopy and modeling techniques. Chemosphere, 26, 1 - 4, 23 - 44, 1993.
61. **Klosowski S.:** Ekologia i wartość wskaźnikowa zbiorowisk roślinności szuwarowej naturalnych zbiorników wód stojących. Fragm. Flor. Geobot., 37(2), 563 - 595, 1992.
62. **Kołodziejczyk A.:** Occurence of Gastropoda in the lake littoral and their role in production and transformation of detritus. I. Snails in the littoral of Mikołajskie Lake - general characteristic of occurences. Ekol. Pol., 32, 441 - 468, 1984.
63. **Kornijów R.:** Ochotkowate (Chironomidae) płytkiego litoralu jeziora Piaseczno. Ann UMCS, sect.C, 137 - 149, 1982.
64. **Kornijów R., Kairesalo T.:** The responses of epiphytic fauna inhabiting two macrophytes of contrasting architecture to experimental fish exclusion in an oligotrophic lake. In: Water quality and stress indicators in marine and freshwater ecosystems: linking levels of organisation (individuals, populations, communities) (Eds. D.W. Sutcliffe). Freshwater Biological Association, Edinburg, 176 - 177, 1994.
65. **Kowalczyk C.:** Wioślarki (Cladocera) i widłonogi (Copepoda) stref przejściowych wybranych jezior Polesia Lubelskiego. W: Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia Lubelskiego (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 76 - 82, 1998.
66. **Krassowska A., Niemczycka T.:** Pokrywa mezozoiczna Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Przew. LVI Zjazdu PTGeol., Wyd. Geol., Warszawa, 36 - 55, 1984.
67. **Kuczyńska - Kippen N.:** Seasonal changes of the rotifer community in the littoral of a polymictic lake. Verh. Internat. Verein. Limnol., 27, 2964 - 2967, 2000.
68. **Kulesza P., Turczyński M.:** Przeobrażenia hydrosfery w zlewniach jezior Nadrybie i Uściwierzek (Pojezierze Łęczyńsko - Włodawskie). W: Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior. Wyd. Uniwersytet Warmińsko - Mazurski, Olsztyn, 105 - 116, 2000.
69. **Kwadrans J.:** The benthic flora in small forest streams with different water trophy level and pH status (Pogórze Wielickie Hills, southern Poland). Acta Hydrobiol., 42, 241 - 255, 2000.
70. **Lauridsen T. L., Pedersen L. J., Jeppesen E., Sondergaard M.:** The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. J. Plankton Res., 18, 2283 - 2294, 1996.
71. **Lubliner - Mianowska K.:** Wskazówki do badania torfu. Metody geobotaniczne, polowe i laboratoryjne. Państw. Wyd. Techn., Katowice, 1951.
72. **Lui J. K.:** Lakes of the middle and lower basins of the Chang Jiang (China). In: Ecosystems of the World, 23. Lakes and Reservoir Ecosystems, 331 - 335, 1984.

73. **Łoś M.J.:** Wpływ Kanału Wieprz - Krzna na stosunki wodne w Poleskim Parku Narodowym. W: Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie (Red. S. Radwan). AR Lublin, TWWP Lublin, 28 - 30, 1995.
74. **Mac Arthur R.H., Wilson E.O.:** The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology, 1. Princeton University Press, New Jersey, ss 203, 1967.
75. **Makhov G. A., Bazhin N. M.:** Methane emission from lakes, Chemosphere 38(6), 1453 - 1459, 1999.
76. **Maruszczak H.:** Stan i zmiany lesistości województwa lubelskiego w latach 1830 - 1930. Ann. UMCS, sect. B, 5, 109 - 178, 1952.
77. **Matsumura - Tundisi T., Rocha O., Tundisi J. G.:** Carbon uptake by Scolodiaptomus corderio and Thermocyclops minutus on different size fractions of phytoplankton from Lake Dom Halvecio. W: Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lake (Eds. J.G.Tundisi, Y. Saajo), 275 - 284, 1997.
78. **Merr J. L., Roger P.:** Production, oxidatio, emission and consumption of methane by soils: A review. Eur. J. Soil Biol., 37, 25 - 30, 2001.
79. **Michalczyk Z.:** Wody podziemne i ich wykorzystanie. W: Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna (Red. S. Radwan). Wyd. AR Lublin, TWWP Lublin, 43 - 46, 1994.
80. **Michalczyk Z.:** Zmiany sieci hydrograficznej w rejonie oddziaływania Kanału Wieprz - Krzna. W: Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz - Krzna. (Red. S. Radwan) Wyd. AR, TWWP, Lublin, 43 - 46, 1994.
81. **Michalczyk Z., Bartoszewski S., Chmiel S., Głowacki S., Turczyński M.:** Stosunki wodne rejonu jezior Rogóżno-Piaseczno-Nadrybie, ich przekształcenia i problemy renaturalizacji. W: Renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Wyd. UMCS, Lublin, 25 - 42, 1996.
82. **Michalczyk Z., Bartoszewski S., Turczyński M.:** Stosunki wodne Polesia. W: Środowisko przyrodnicze Polesia - stan aktualny i zmiany (Red. S. Radwan, J. Gliński, M. Geodecki, M. Rozmus). Acta Agrophysica, 66, 49 - 76, 2002.
83. **Michalczyk Z.,Turczyński M.:** Monitoring dynamiki zwierciadła wody jezior łęczyńsko - włodawskich. W: Monitoring środowiska (Red. I.Wiatr, H. Marczak). Wyd. Ekoinżynieria, Nałęczów, 545 - 552, 1998.
84. **Michalczyk Z., Turczyński M., Dawidek J.:** Charakterystyka hydrograficzna dorzecza Tarasienki. W: Ekosystemy wodne i lądowe Sobiborskiego Parku Krajobrazowego i ich ochrona (Red. W. Wojciechowska). Wyd. KUL, Lublin, 9 - 66, 1999.
85. **Michalczyk Z., Wilgat T.:** Stosunki wodne Lubelszczyzny. Wyd. UMCS, Lublin, ss 167, 1998.
86. **Michalczyk Z., Zarębski K.:** Wymiana wód podziemnych w południowo - zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko - Włodawskiego w rejonie KWK "Bogdanka".Współczesne problemy hydrogeologii, 7, 2. Wyd. AGH, Kraków - Krynica, 119 - 126, 1995.
87. **Misztal M., Smal H.:** Wpływ różnych form użytkowania zlewni na status ekologiczny jezior. W: Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie (Red. S. Radwan). Maszynopis, Lublin, 1992.
88. **Misztal M., Smal H., Ligęza S., Dymińska P.:** Substancje mineralne i organiczne w wodach zlewni i jeziorach: Piaseczno, Łukie, Moszne. W: Ekotony słodkowodne. Struktura - rodzaje - funkcjonowanie (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 177 - 181, 1998.
89. **Molenda T.:** Charakterystyka hydrograficzna i hydrochemiczna projektowanego użytku ekologicznego "Stawy Janina - Barbara". W: Kształtowanie środowiska geograficznego i

ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych. WbiOŚ, WnoZ UŚ, Katowice - Sosnowiec, 26, 26 - 41, 1998.

90. **Nurminen L. K. L., Horppila J. A.:** A diurnal study on the distribution of filter feeding zooplankton: effect of emergent macrophytes, pH and lake trophy. Aquat. Sci., 64, 198 - 206, 2002.
91. **Okruszko H.:** Zasady rozpoznawania i podziału gleb organicznych z punktu widzenia melioracyjnego. Biblioteczka Wiad. IMUZ, 52, 1976.
92. **Okruszko H.:** Lasy na torfowiskach niskich. Aura, 11, 2 - 4, 1981.
93. **Okruszko H.:** Przeobrażanie się mokradeł pod wpływem odwodnienia. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 372, 251 - 269, 1991.
94. **Okruszko H.:** Wpływ sposobu użytkowania na glebę torfową oraz związane z tym zjawiska i trudności. Bibliteczka Wiad. IMUZ, 77, 105 - 118, 1991.
95. **Okruszko H.:** Uwarunkowania rozwoju roślinności zaroślowej i leśnej na torfowiskach niskich. Potrzeby i możliwości kierowania rozwojem roślinności zaroślowo - leśnej na torfowiskach. Osowiec, BPN, 1996.
96. **Okruszko H., Churski T., Karpińska J.:** Torfowiska i gytiowiska w rejonie jezior krasowych Uściwierz na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 107, 121 - 165, 1971.
97. **Oleksowicz A.S.:** Dynamika zbiorowisk glonów w troficznie zróżnicowanych jeziorach Pojezierza Kaszubskiego. Rozprawy UMK, Toruń, 575-585, 1988.
98. **Olszta W., Zawadzki S.:** Właściwości retencyjne gleb, metody ich określania oraz sposoby wykorzystania w melioracji. Materiały instruktażowe, 94. Wyd. IMUZ Falenty, 1991.
99. **Oświt J.:** Identyfikacja warunków wilgotnościowych w siedliskach łąkowych za pomocą wskaźników roślinnych (metoda fitoindykacji). Biblioteczka Wiad. IMUZ, 79, 39 - 67, 1992.
100. **Pacowski R.:** Możliwości bioindykacji warunków powietrzno-wodnych na zmeliorowanych terenach pobagiennych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 186, 81 - 96, 1977.
101. **Pacowski R., Oświt J.:** Tendencje rozwojowe zbiorowisk łąkowych na torfowiskach Kuwaskich. Biblioteczka Wiad. IMUZ, 47, 80 - 135, 1974.
102. **Paczos S.:** Ogólne warunki meteorologiczne obszaru LZW. W: Stan badań obszaru LZW ze szczególnym uwzględnieniem CRW. Wyd. Politechnika Lubelska, Lublin, 223 - 263, 1998.
103. **Pałczyński A.:** Szata roślinna Bagien Biebrzańskich na tle warunków siedliskowych. Ref. na konf. naukową, Łomża, 1984.
104. **Pennak R. W.:** Structure of zooplankton populations in the littoral macrophyte zone of some Colorado lakes. Trans. Amer. Microsc. Soc., 85, 329 - 349, 1966.
105. **Pieczyńska E., Kołodziejczyk A., Rybak J. I.:** The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities. Hydrobiologia, 391, 9 - 21, 1999.
106. **Porzycki J.:** Zarys geologii Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Przewodnik LVI Zjazdu PTGeol., Wyd. Geol., Warszawa, 7 - 21, 1984.
107. **Radwan S. (red.):** Aktualny stan środowiska w rejonie Kanału Wieprz-Krzna i propozycje ekologicznego zagospodarowania tego terenu. Maszynopis, Lublin, 1992.
108. **Radwan S. (red.):** Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie. Maszynopis, Lublin, 1992.
109. **Radwan S. (red):** Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna. AR Lublin, TWWP Lublin, 1994.
110. **Radwan S. (red.):** Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia. Wyd. UMCS, Lublin, 1996.
111. **Radwan S. (red.):** Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie. Wyd. UMCS, Lublin, 1998.

112. **Radwan S. (red.):** Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. Morpol, Lublin, 2002.

113. **Radwan S., Bielańska-Grajner I., Paleolog A., Popiołek B.:** Rotifer communities of ecotones in six trophically different lakes of Polesie Lubelskie region (Eastern Poland). Polish Journal of Ecology (w druku), 2003

114. **Radwan S., Bielańska - Grajner I., Popiołek B.:** Zgrupowania wrotków (Rotatoria) w różnych typach siedlisk litoralowych i w pelagialu jezior Polesia Lubelskiego. W: Ekotony słodkowodne – struktura – rodzaje – funkcjonowanie (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, 63 - 73, 1998.

115. **Radwan S., Chmielewski T.J.:** Ekologiczna degradacja ekosystemów wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W: Współczesne kierunki ekologii. Ekologia behawioralna (Red. T. Puszkar, L. Puszkar).Wyd. UMCS, Lublin, 363 - 370, 1997.

116. **Radwan S., Chmielewski T., Ozimek T.:** Struktura i funkcjonowanie ekotonów woda/ląd w różnych typach troficznych jezior Polesia Lubelskiego. W: Ekotony słodkowodne. Struktura – rodzaje – funkcjonowanie (Red. S. Radwan). Wyd. UMCS, Lublin, 17 - 40, 1998.

117. **Radwan S. Jarzynowa B., Kowalczyk Cz., Kowalik W., Popiołek B., Wojciechowska W., Zwolski W.:** Stosunki biocenotyczne w jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. W: Jeziora lobeliowe. Charakterystyka, funkcjonowanie i ochrona. Cz. II. (Red. M. Kraska) Idee Ekologiczne, 7, Ser. Szkice, 5, 9 - 16, 1994.

118. **Radwan S., Kornijów R.:** Hydrobiologiczne cechy jezior - stan aktualny i kierunki zmian. W: Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Monografia przyrodnicza. (Red. M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński). Wyd. UMCS, Lublin: 129 - 144, 1998.

119. **Radwan S., Kornijów R.:** Hydrochemiczna i hydrobiologiczna charakterystyka wód powierzchniowych. W: Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna (Red. S. Radwan). AR Lublin, TWWP Lublin, 47 - 58, 1994.

120. **Radwan S., Kornijów R., Kowalik W., Jarzynowa B., Zwolski W., Kowalczyk C., Popiołek B.:** Ecological and fishery characteristic of lakes situated in the future Western Polesie National Park. Ann. UMCS, sect.C, 42, 163 - 183, 1987.

121. **Radwan S., Kornijów R., Kowalik W., Kowalczyk Cz., Popiołek B., Stępień B., Wojciechowska W.:** Procesy hydrobiologiczne w zespole jezior i torfowisk na obszarze renaturalizacji. W: Renaturalizacja ekosystemów wodno-torfowiskowych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim (Red. T.J. Chmielewski, M. Harasimiuk., S. Radwan.). Wyd. UMCS, Lublin, 61 - 80, 1996.

122. **Radwan S., Kowalczyk C., Zwolski W., Kornijów R., Kowalik W., Paleolog A., Stępień B.:** Wpływ Kanału Wieprz-Krzna na eutrofizację wód jeziora Krasnego na Pojezierzu Łęczyńsko - Włodawskim. Ann UMCS, sect.C, 41, 101 - 114, 1986.

123. **Radwan S., Kowalik W., Wojciechowska W., Jarzynowa B., Kornijów R., Kowalczyk C., Popiołek B., Zwolski W.:** Stan aktualny biocenoz jezior Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny. W: Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie (Red. S. Radwan). AR Lublin, TWWP Lublin, 46 - 61, 1995.

124. **Radwan S., Mieczan T., Płaska W., Wojciechowska W., Sender J., Jaszczenko P.:** Ekosystemy wodne Polesia - stan aktualny i kierunki zmian. Acta Agrophysica, 66, 89 - 120, 2002.

125. **Radwan S., Sałata B., Harasimiuk M. (red.):** Środowisko przyrodnicze Parku Krajobrazowego Lasy Janowskie. Wyd. UMCS, AR Lublin, PK "Lasy Janowskie", 1997.

126. **Radwan S., Sender J.:** Kształtowanie się różnorodności biologicznej w obszarach wodno - błotnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego W: Funkcjonowanie ekosystemów wodno -

błotnych w obszarach chronionych Polesia (Red. S. Radwan). Wydawnictwo UMCS, Lublin, 45 - 55, 1996.

127. **Radwan S., Stępień B., Bojar W., Koproń J.:** 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, 1998.

128. **Radwan S., Zwolski W., Kowalczyk C., Kowalik W., Popiołek B.:** Występowanie bezkręgowców w strefie przybrzeżnej jezior Piaseczno i Głębokie o różnej trofii. Studia. Ośr. Dok. Fizjogr., 19, 327 - 364, 1991.

129. **Reynolds C. S.:** What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. Hydrobiologia, 369/370, 11 - 26, 1998.

130. **Robertson A., Scavia D.:** North American Great Lakes. In: Ecosystems of the World 23. Lakes and Reservoir Ecosystems (Eds. F.B. Taub), 135 - 176, 1984.

131. **Roguski W.:** Podstawy kształtowania warunków wodnych w użytkowanych rolniczo dolinach rzecznych. Biblioteczka Wiad. IMUZ ,81, 15 - 24, 1993.

132. **Różkowski A., Rudzińska T.:** Model hydrogeologiczny centralnego i północnego okręgu węglowego w Lubelskim Zagłębiu Węglowym. Kwart. Geol., 22, 2, 1978.

133. **Różkowski A., Wilk Z. (red.):** Warunki hydrogeologiczne Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. Geolog., Warszawa, ss 107, 1989.

134. **Różkowski A., Zarębski K.:** Wpływ górniczego drenażu wód podziemnych w Lubelskim Zagłębiu Węglowym na środowisko naturalne. W: Mat. II krajowego sympozjum "Ochrona powierzchni przed szkodami górniczymi". Wyd. SITG - WUG Katowice, 1985.

135. **Samecka - Cymerman A., Kempers A.J.:** Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. The science of the Total Environment, 281, 87 - 98, 2001.

136. **Sapek A., Sapek B.:** Metody analizy chemicznej gleb organicznych. Wyd. IMUZ Falenty, 1997.

137. **Schmidt - Halewicz S.:** Composition and seasonal changes of the heterotrophic plankton community in a small oligotrophic reservoir. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 40, 197 - 207, 1994.

138. **Silva W. M., Matsumura - Tunndisi T.:** Distribution and abudance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoirs of the Tiete River (Sao Paulo State, Brazil). Verh. Internat. Verein. Limnol., 28, 667 - 670, 2002.

139. **Sobczyński T., Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J.:** Mineralizacja próbek osadów dennych jezior do oznaczania zawartości metali ciężkich. W: Metody pobierania i przygotowania próbek wód, ścieków i osadów dennych do analiz fizyczno - chemicznych (Red. J. Siepak). Wyd. UAM, Poznań, 47 - 50, 1997.

140. **Soszka H.:** Uwagi o odżywianiu się larw Chironomidae związanych z roślinami. Wiad. Ekol., 22, 136-141, 1976.

141. **Starmach K.:** Plankton roślinny wód słodkich. PWN, Warszawa - Kraków, 1989.

142. Studium melioracji doliny Świnki i regulacji rzeki z uwzględnieniem skutków eksploatacji górniczej. Maszynopis BPWM, 1982.

143. Systematyka gleb Polski.: Roczn. Gleb., 40, 3/4, Warszawa, 1989.

144. **Szajda J.:** Ewapotranspiracja potencjalna jako wskaźnik ewapotranspiracji rzeczywistej łąki i pastwiska na glebie torfowo-murszowej. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln., 390, 135 - 149, 1989.

145. **Szańkowski M., Kłosowski S.:** Habitat conditions of nymphaeid associations in Poland. Hydrobiologia, 415, 177 - 185, 1999.
146. **Szuniewicz J., Okruszko H., Chrzanowski S.:** Ruchy powierzchni i spłycanie się gleb torfowo-murszowych na torfowisku Wizna. Wiad. IMUZ, 19, 3, 9 - 23, 1998.
147. **Szymanowski M.:** Wpływ sposobu użytkowania gleby torfowo-murszowej na niektóre jej właściwości fizyczno-wodne. Biblioteczka Wiad. IMUZ, 68, 57 - 84, 1987.
148. **Tifonova I. S.:** Phytoplankton composition and biomass structure in relation to trophic gradient on some temperate and subarctic lakes of north-western Russia and the Prebaltic. Hydrobiologia, 369/370, 99 - 108, 1998.
149. **Tobolski K.:** Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 2000.
150. **Tomaszewicz H.:** The position of *Scirpo-Phragmitetum* W. Koch 1926 in systematics. Acta Soc. Botanicorum Poloniae, XLII, 3, 379 - 400, 1973.
151. **Tomaszewicz H.:** Roślinność wodna i szuwarowa Polski. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, 1979.
152. **Tremel B.:** Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. Hydrobiologia, 323, 97 - 105, 1996.
153. **Urban D., Michalska R.:** Zawartość pierwiastków śladowych w glebach i roślinności łąkowej wybranych obiektów torfowiskowych Poleskiego Parku Narodowego. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., ss 835-840, 2000.
154. **Wicik B.:** Plan Ochrony Poleskiego Parku Narodowego. Gleby Poleskiego Parku Narodowego. Maszynopis, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa, 1997 - 98.
155. **Wilgat T.:** Jeziora łęczyńsko-włodawskie, Ann UMCS, sect.B, 8, Lublin, 37 - 122, 1954.
156. **Wilgat T.:** Budowa geologiczna, rzeźba i wody Polesia Lubelskiego. W: Polesie Lubelskie. Wyd. Lubelskie, Lublin, 9 - 30, 1963
157. **Wilgat T.:** Możliwości zmian stosunków wodnych pod wpływem robót górniczych w Centralnym Rejonie Węglowym Lubelskiego Zagłębia Węglowego. LXXXVIII Sesja Naukowa Inst.Geol., Wyd.Geol., Warszawa,75 - 82, 1980.
158. **Wilgat T. (red.):** Polesie Lubelskie. Wyd. Lubelskie, Lublin, 1963.
159. **Wilgat T., Janiec B., Michalczyk Z., Turczyński M.:** Hydrological consequences of human action in the Łęczna - Włodawa Lake Region. Geographia Polonica 68, 117 - 147, 1997.
160. **Wilgat T., Janiec B., Michalczyk Z., Wojciechowski K:** Wpływ górnictwa na stosunki wodne w Lubelskim Zagłębiu Węglowym. W: Ekologiczno-gospodarcze problemy rozwoju górnictwa Lubelskiego Zagłębia Węglowego. NOT, Lublin, 37 - 61, 1987.
161. **Wilgat T., Michalczyk Z., Paszczyk J.:** Płytkie wody podziemne w obszarze związanym z centralnym rejonem Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Wyd. UMCS, Lublin, 1984.
162. **Wilgat T., Michalczyk Z., Turczyński M., Wojciechowski K.:** Jeziora łęczyńsko-włodawskie. Studia Ośr. Dok. Fizjogr., 19. Wyd. PAN, Kraków, 23 - 140, 1991.
163. **Wojciechowska W., Krupa D.:** Many year's and seasonal changes in phytoplankton of lakes Polesie National Park and its protection zone. Ekol. Pol., 40, 317 - 332, 1992.
164. **Wojciechowski I.:** Wybrane problemy ekologiczne związane z eksploatacją systemu Kanału Wieprz-Krzna. W: Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna (Red. S. Radwan). AR Lublin, TWWP Lublin, 87 - 89, 1994.
165. **Wojciechowski K.:** Niedobory i nadwyżki wodne w województwie lubelskim. Ann UMCS, sect.B, 18, Lublin, 249 - 263, 1965.
166. **Zarzycki K.:** Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. PAN, Inst. Bot. Kraków, ss 45, 1984.

167. **Zinkiewicz W, Zinkiewicz A.:** Atlas klimatyczny województwa lubelskiego. Wyd. UMCS, Lublin, 1975.
168. **Żelichowski A. M.:** Tektonika Lubelskiego Zagłębia Węglowego. Przew. LVI Zjazdu PTGeol. Wyd. Geol. Warszawa, 21 - 36, 1984.
169. **Żurek S.:** Melioracje bagien. W: Przewodnik do hydrograficznych badań terenowych (Red. M.Gutr - Korycka, H. Werner - Więckowska). Wyd. PWN, Warszawa, 215 - 220, 1989.