



**Dynamika procesów przyrodniczych
w zlewni Drawy
i
Drawieńskim Parku Narodowym**

**DYNAMICS OF NATURAL PROCESSES IN THE DRAWA
RIVER CATCHMENT IN THE DRAWA NATIONAL PARK**

POZNAŃ 2010

Redakcja/Editors:

Artur Grześkowiak
Bogumił Nowak

Recenzenci:

prof. dr hab. inż. Sadzide Murat-Błażejewska
prof. dr hab. Lucjan Agapow
prof. dr hab. Ryszard Gołdyn
prof. dr hab. Józef Górski
prof. dr hab. Andrzej Kędziora
prof. dr hab. Marek Kraska
dr hab. Jerzy Jańczak prof. UG
dr hab. Ludwik Lipnicki prof. AWF
dr Ewa Liszkowska
mgr inż. Elżbieta Hołubczat

Tłumaczenie/Translator

Anna Szczepaniak

Projekt okładki/Cover design

Artur Grześkowiak

Zdjęcie na okładce/Cover photo

„Stara węgoria” - Bogumił Nowak

© Copyright by

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy
Oddział w Poznaniu
Centrum Limnologii
e-mail: limnologia@imgw.pl
www.imgw.pl

© Copyright by

Polskie Towarzystwo Geofizyczne
w Warszawie

ISBN 978-83-61102-50-2



WIELAND
DRUKARNIA CYFROWA
PREZENTERY REKLAMOWE

Druk:

Wieland Drukarnia Cyfrowa Poznań

Dynamika procesów przyrodniczych w zlewni Drawy

i

Drawieńskim Parku Narodowym

DYNAMICS OF NATURAL PROCESSES IN THE DRAWA
RIVER CATCHMENT IN THE DRAWA NATIONAL PARK

Redakcja
Artur Grześkowiak
Bogumil Nowak

Publikacja dofinansowana ze środków
Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego



Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej
Państwowy Instytut Badawczy
Oddział w Poznaniu



Polskie Towarzystwo Geofizyczne
w Warszawie

Poznań 2010

Spis treści/Contents:

Wstęp

Introduction9

Dwadzieścia lat Drawieńskiego Parku Narodowego – historia, funkcjonowanie oraz plany na przyszłość

Two decades of the Drawa National Park – history, functioning, plans for the future

(Elżbieta Holubczat)..... 11

Ponad 20 lat badań naukowych przyrody Drawieńskiego Parku Narodowego

Over two decades of scientific research in the Drawa National Park

(Aleksandra Gancarczyk)..... 17

Część I: Oryginalne prace badawcze

Part one: Original research works 25

Ocena statusu troficznego jezior przepływowych zlewni Drawy w odniesieniu do warunków środowiskowych terenu

Evaluation of the trophic status of the lakes localized in the Drawa river drainage in relation to environmental conditions of catchment

(Robert Czerniawski, Małgorzata Pilecka-Rapacz, Józef Domagała) 27

Czy kolonia kormoranów może być zagrożeniem dla ekosystemu Jeziora Ostrowieckiego /Drawieński Park Narodowy/

Can colony of cormorant be a threat to Ostrowieckie Lake ecosystem /Drawa National Park/

(Piotr Klimaszuk)..... 39

Jezioro meromiktyczne, unikatowy ekosystem wodny w Drawieńskim Parku Narodowym – funkcjonowanie i ochrona

Evaluation of the trophic status of the lakes localized in the Drawa river drainage in relation to environmental conditions of catchment

(Piotr Klimaszuk, Marek Kraska, Tomasz Joniak, Ryszard Piotrowicz) 47

Hydrologia i jakość wody jeziora Ostrowiec w Drawieńskim Parku Narodowym

Hydrology and water quality of Lake Ostrowiec in the Drawa National Park

(Artur Grześkowiak, Jerzy Jańczak, Ryszard Sziwa) 55

Przyczyny wahań stanów wody jezior zlewni rzeki Drawa

Causes of water level fluctuations in lakes in the Drawa river catchment

(Marika Kornaś, Grzegorz Krauze) 65

Ocena stanu ekologicznego rzeki Drawy w aspekcie wymogów ramowej dyrektywy wodnej

Assessment of the ecological status of the Drawa river according water framework directive

(Agnieszka E. Ławniczak, Krzysztof Szoszkiewicz, Tomasz Zgola, Szymon Jusik) 75

Mikroskopowe mikrobiota w zbiorowiskach szuwarowych jeziora Sitno

Microscopic mycobiota in rush communities of lake Sitno

(Kinga Mazurkiewicz-Zapałowicz, Dorota Ładczuk, Artur Silicki)..... 83

Zastosowanie metody długotrwałej opóźnionej luminescencji w badaniach środowiska wodnego na przykładzie badań osadów dennych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego

Application of the long-term delayed luminescence in the study of the aquatic environment on the example of the bottom sediments of lakes in Drawa National Park

(Lilla Mielnik, Agnieszka Tomaszewska, Ryszard Piotrowicz, Piotr Klimaszuk)..... 99

„Obcy w natarciu” – norka amerykańska (*neovison vison*) w Drawieńskim Parku Narodowym)
Aliens attack – american mink in the Drawa National Park
(Agnieszka Niemczynowicz, Marcin Brzeziński, Małgorzata Domagała, Andrzej Zalewski) 107

Zooplankton wybranych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego, jako wskaźnik ich stanu troficznego
Zooplankton of selected lakes of the Drawa National Park as an indicator of their trophic status
(Waldemar Piasecki, Maria Wolska) 117

Korekta opadu w bilansie wodnym
Precipitation correction in water balance
(Alfred Rösler, Mariusz Chmal)..... 127

Mikobiota jako potencjalne zagrożenie dla rybostanu jezior Marta i Sitno
Mycobiota as a potential threat to fish populations of lakes Marta and Sitno
(Artur Silicki, Kinga Mazurkiewicz-Zapałowicz, Jarosław Gancarczyk) 133

Chemizm wód źródeł Drawieńskiego Parku Narodowego i jego otuliny
Chemical composition of springs in Drawa National Park and its border area
(Marcin Stepień) 143

Biota porostów Drawieńskiego Parku Narodowego
Lichen biota of the Drawa National Park
(Anetta Wieczorek, Andrzej Łysko) 153

Bioróżnorodność organizmów zoobentosowych wybranych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego
Biodiversity of zoobenthos in selected lakes of the Drawa National Park
(Maria Wolska, Kinga Mazurkiewicz-Zapałowicz, Artur Silicki)..... 165

Ochrona czynna „kłoci ostrowieckich” w Drawieńskim Parku Narodowym
Active protection of the object “kłocie ostrowieckie” in the Drawa National Park
(Janina Jasnowska, Mariola Wróbel) 173

Część II: Komunikaty naukowe **Part two: Scientific bulletin 181**

O komplementarności działań w zakresie prawnej ochrony przyrody i zarządzania obszarami Natura 2000 na przykładzie Drawieńskiego Parku Narodowego i europejskiej sieci ekologicznej w puszczy nad Drawą
Complementarity of actions in environmental protection legislation and management of Natura 2000 areas on the example of the Drawa National Park and the european ecological network in the ilderness forest upon Drawa
(Janina Jasnowska, Sylwia Jurzyk-Nordlów) 183

Rezerваты przyrody w zlewni Drawy – w granicach województwa zachodniopomorskiego
Nature reserves in the Drawa river catchment – within the administrative borders of the west pomeranian voivodeship
(Agnieszka Lewandowska) 189

Baza danych krenologicznych jako część infrastruktury przestrzennych danych przyrodniczych Drawieńskiego Parku Narodowego i jego otuliny
Spring hydrogeology database as a part of environmental spatial data infrastructure of Drawa National Park and its border area
(Urszula Stepień, Marcin Stepień, Marcin Bielatko)..... 203

Przedmowa

Drawieński Park Narodowy został utworzony ze względu na ochronę dwóch rzek – Drawy i Płocicznej. Obejmuje także cenny obszar Puszczy Drawskiej, przylegającej do ich dolin. Jest klejnotem przyrody w młodoglacjalnym krajobrazie sandrowym na Równinie Drawskiej, w makroregionie Pojezierzy Południowopomorskich. Ten pozornie monotony krajobraz jest w rzeczywistości bardzo różnorodny, pocięty enklawami jezior, malowniczymi w swej naturalności dolinami rzek Drawy i Płocicznej oraz uchodzącymi do nich na obszarze Parku dopływami: Słopnicy, Korytnicy i Moczeli – do Drawy, a Rudnicy i Cieszynki do Płocicznej.

Drawieński Park Narodowy został powołany rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 10 kwietnia 1990 r. jako siedemnasta jednostka w Polsce. Powierzchnia jego wynosiła 8.691 ha, a swoim kształtem przypominał literę V, zgodną z biegiem rzek Drawy i Płocicznej. Granica Drawieńskiego Parku Narodowego jest z uwagi na ten szczególny kształt wyjątkowo długa i stwarza problem skutecznej ochrony. Utworzenie w 1996 r. rozległej otuliny o powierzchni 35.000 ha, okalającej regularnym kształtem cały jego obszar w znacznym stopniu rozwiązało tą kwestię. W tym czasie nastąpiło powiększenie Parku do powierzchni 11.019 ha.

Ważniejszymi kierunkami działalności Dyrekcji i Rady Naukowej Drawieńskiego Parku Narodowego były starania o powiększenie Parku, przyrodnicze badania naukowe, opracowanie sieci szlaków turystycznych oraz przygotowanie tras i obiektów przyrodniczych, służących celom dydaktycznym na wszystkich poziomach kształcenia, łącznie z doskonaleniem nauczycieli. Problematyka przyrodnicza Parku jest tak szeroka, że mogą tu być realizowane zarówno prace dyplomowe studentów wyższych uczelni jak i rozprawy naukowe, służące zdobyciu wyższych stopni naukowych.

W 2010 r. minęła dwudziesta rocznica powstania Drawieńskiego Parku Narodowego. Z tej okazji zorganizowana została przez Dyrekcję Parku, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział w Poznaniu oraz Polskie Towarzystwo Geofizyczne Oddział w Poznaniu konferencja naukowa pt. *Zasoby przyrodnicze zlewni*

Forward

The Drawa National Park was created to protect two rivers – the Drawa and the Plociczna rivers. The Park also comprises a very precious forest complex – Drawa Wilderness located along the rivers' valleys. The Drawa National Park is a natural jewel located in a landscape of early-glacial outwash plains of the Drawa Plain within the South-Pomeranian Lakelands macro-region. This seemingly monotonous landscape in fact features diversity of lake enclaves, naturally picturesque valleys of the Drawa and the Plociczna rivers and their tributaries: the Słopnica, the Korytnica and the Moczela rivers – tributaries of the Drawa River and Rudnica and Cieszynka rivers emptying into the Plociczna river.

The Drawa National Park was established by the Council of Ministers decree of 19 April 1990 as the seventeenth such unit in Poland. The "V" shaped Park reflecting the course of the Drawa and Plociczna rivers covered the area of 8691 ha. This unique shape of the National Drawa Park made its borders exceptionally long resulting in problems with its effective protection. In 1996, the creation of a wide, regularly shaped protection zone with the area of 35,000 ha surrounding the entire Park significantly improved this situation. At the same time, the Park area was enlarged to 11019 ha.

The most important activities of the Drawa National Park Directorate and the Scientific Council concentrated on endeavors to expand the Park, scientific research, creation of tourist trail network, preparation of trails and natural objects for didactic purposes at all educational levels including teacher professional upgrading programs. The scope of scientific topics related to the Park provides ample research opportunities for both undergraduate and graduate students.

2010 marks the twentieth anniversary of the Drawa National Park. To celebrate this occasion, the Park Directorate, Institute of Meteorology and Water Management Poznan Branch and the Polish Geophysical Society Poznan Branch organized a scientific conference *Natural Resources of the Drawa River Catchment* which took place in Tuczno in 12-14 Octo-

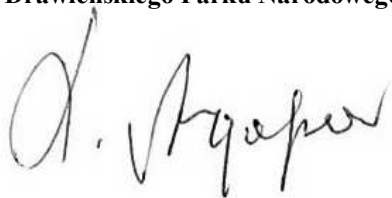
Drawy, która odbyła się w Tucznie w dniach 12-14 października 2010 r. Motywem przewodnim konferencji była dynamika procesów przyrodniczych w zlewni Drawy oraz ochrona przyrody w Polsce. Tematyka obrad była bardzo szeroka, a przedstawiane badania ujęto w bloki programowe, którym nadano tytuły: *Ochrona przyrody w Drawieńskim Parku Narodowym i innych obszarach chronionych, Monitoring wód w polskich parkach narodowych, Z badań przyrody w zlewni Drawy, Jeziora Drawieńskiego Parku Narodowego oraz Przyrodnicze charakterystyki zlewni Drawy*. W trakcie obrad odbyła się również wycieczka po Drawieńskim Parku Narodowym, która ukazywała procesy przyrodnicze, zachodzące w różnych ekosystemach.

Efekty prac, prezentowane w trakcie konferencji, zostały zamieszczone w niniejszej publikacji, która stanowi monografię, podsumowującą okres dwudziestu lat funkcjonowania Parku oraz badania, które w tym czasie zostały przeprowadzone na jego obszarze i terenach przyległych.

ber 2010. The main theme of the Conference was dynamics of natural processes within the Drawa River catchment and environmental protection in Poland. The discussions covered a variety of topics. Presented works were grouped into the following program segments: *Environmental protection in the Drawa National Park and other protected areas, Monitoring of water bodies in the Polish national parks, Environmental research in the Drawa River catchment, Lakes of the Drawa National Park, and Natural characteristics of the Drawa River catchment*. The Conference participants also took part in a sightseeing tour in the Drawa National Park where they could observe natural processes in different ecosystems.

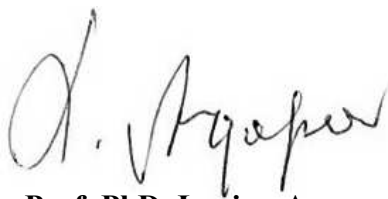
The works presented during the conference can now be found in this publication which is a monograph summarizing the two decades of the Drawa National Park and scientific research that has been conducted within the Park and its surrounding areas.

**Przewodniczący Rady Naukowej
Drawieńskiego Parku Narodowego**

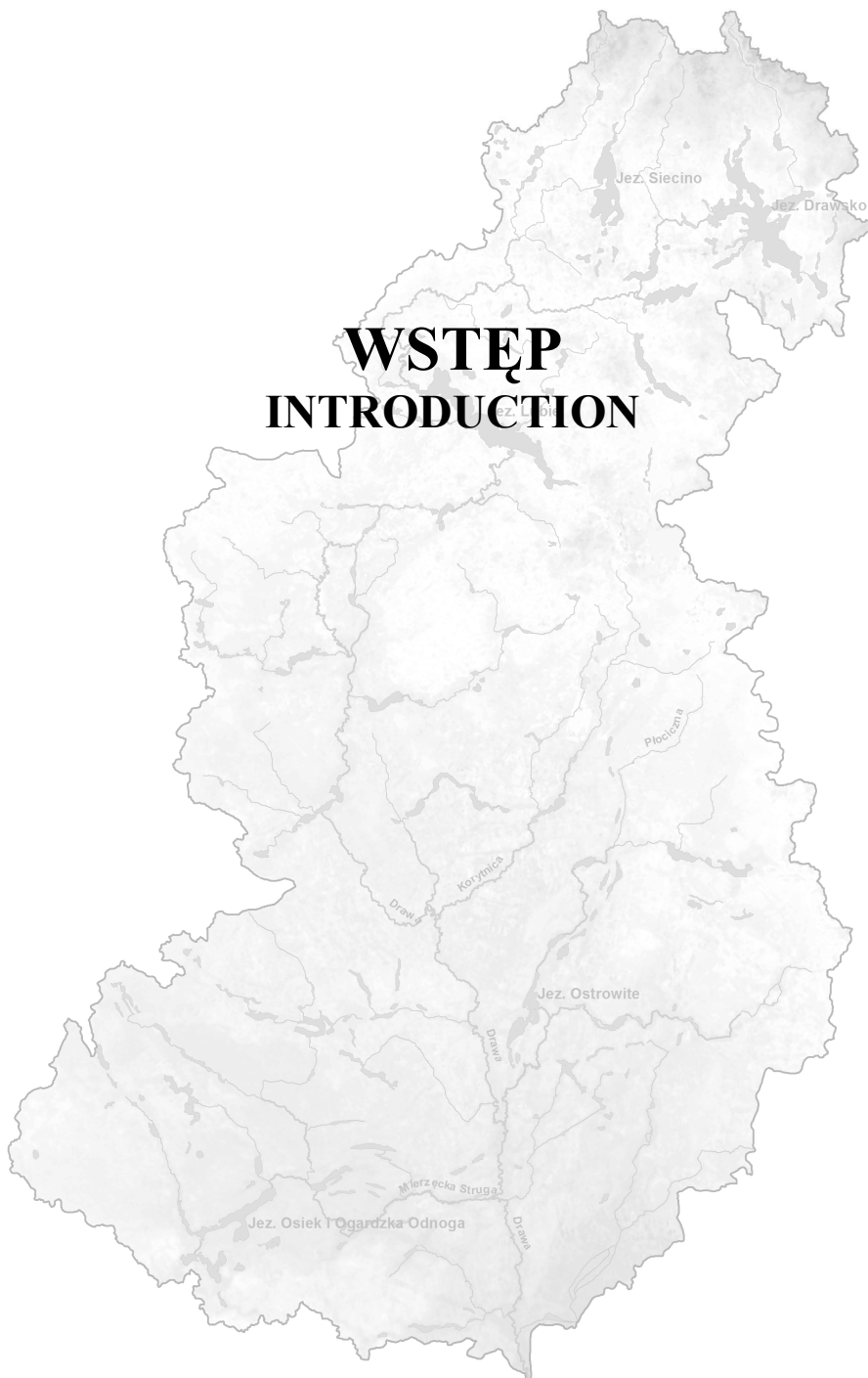


Prof. dr hab. Lucjan Agapow

**President of the Scientific Council
of the Drawa National Park**



Prof. PhD. Lucjan Agapow



WSTĘP

INTRODUCTION

DWADZIEŚCIA LAT DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO – HISTORIA, FUNKCJONOWANIE ORAZ PLANY NA PRZYSZŁOŚĆ

TWO DECADES OF THE DRAWA NATIONAL PARK – HISTORY, FUNCTIONING, PLANS FOR THE FUTURE

Parki narodowe obejmują obszary wyróżniające się szczególnymi wartościami przyrodniczymi, naukowymi, społecznymi, kulturowymi i edukacyjnymi, o powierzchni nie mniejszej niż 1000 ha. W Polsce utworzono dotąd 23 parki narodowe. Najstarsze z nich powstały przed ponad 50 laty. Tradycje ochrony tych obszarów często sięgają nawet kilku stuleci wstecz. Odznaczają się one szczególnym nagromadzeniem elementów cennych przyrodniczo.

Drawieński Park Narodowy powstał 1 maja 1990 roku na mocy Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 10 kwietnia 1990 roku w sprawie utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego (Dziennik Ustaw nr 26/1990 poz. 151). Jego powierzchnia wynosiła 8.691,50 ha (w województwie gorzowskim 5.551,15 ha i w województwie pilskim 3.140,35 ha).

Powstanie Drawieńskiego Parku Narodowego poprzedziły wieloletnie staranne badania naukowe, a ich zwieńczeniem była kampania polityczno-medialna na rzecz utworzenia Parku, realizowana w drugiej połowie lat osiemdziesiątych ubiegłego wieku. Głównymi autorami koncepcji merytorycznej powstania Parku są: Państwo Profesorostwo Janina i Mieczysław Jasnowscy oraz Profesor Lucjan Agapow.

Formalny wniosek o utworzenie Drawieńskiego Parku Narodowego zgłosiła Wojewódzka Komisja Ochrony Przyrody w Gorzowie Wielkopolskim wspólnie z Ligą Ochrony Przyrody. Autorami wniosku byli: doc. dr Lucjan Agapow, mgr inż. Michał Chelkowski i mgr inż. Jan Krawiec. Należy również podkreślić, że Drawieński Park Narodowy powstał w czasie intensywnych przemian politycznych i społeczno-gospodarczych naszego państwa, jakie miały miejsce po wydarzeniach 1989 roku. Zmiany

w kraju dotyczyły także nowej drogi w dziedzinie ochrony środowiska, w tym ochrony przyrody oraz kreowania nowej polityki ekologicznej ukierunkowanej na zrównoważony rozwój. Z dniem 1 maja 1990 roku powstały w Polsce aż dwa nowe parki narodowe: położony w południowo-wschodnim krańcu Poleski Park Narodowy oraz na północnym-zachodzie Drawieński Park Narodowy.

Drawieński Park Narodowy chroni najcenniejsze pod względem przyrodniczym fragmenty dużego kompleksu leśnego zwanego Puszcza Drawską. Teren ten został ukształtowany w wyniku fazy pomorskiej zlodowacenia bałtyckiego. Przez jego obszar przepływa rzeka Drawa, która silnie meandrując tworzy fragmentami bardzo głębokie i atrakcyjne pod względem krajobrazowym formy: stromizny o charakterze klifów, głębokie wąwozy oraz płaskie nadrzeczne terasy. Dno doliny Drawy ma często charakter silnie podmokły. W południowej części Parku do Drawy uchodzi rzeka Płociczna, mniejszy ciek, mający miejscami charakter górskiego potoku o silnych meandrach, żwirowo-kamienistym dnie i krystalicznie czystej wodzie. Ogromnym bogactwem Parku są też jeziora o bardzo zróżnicowanym charakterze i często krańcowo odmiernej trofii. Lokalizacja na stosunkowo niewielkiej powierzchni różnych form krajobrazowych oraz bogactwo siedlisk przyrodniczych stwarza na terenie Parku możliwość bytowania wielu gatunkom roślin i zwierząt, w tym rzadkim i objętym ochroną prawną. Ogromna bioróżnorodność terenu była podstawowym kryterium dla utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego.

Historia ochrony obszaru funkcjonującego obecnie jako Drawieński Park Narodowy sięga

początków XX wieku. Już wtedy nie prowadzono na obszarze przyszłego DPN typowej dla tamtego czasu gospodarki leśnej. Po drugiej wojnie światowej lasy Puszczy Drawskiej stały się przedmiotem badań naukowych. W badaniach tych uczestniczyły następujące placówki: Uniwersytet im Adama Mickiewicza w Poznaniu, Akademia Rolnicza w Szczecinie, Ośrodek Badań i Ekspertyz Naukowych w Gorzowie Wielkopolskim, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Gorzowie Wielkopolskim oraz Filia AWF w Gorzowie Wielkopolskim. W wyniku prac inwentaryzacyjnych na terenie przyszłego parku narodowego utworzono kolejno rezerwat przyrody: Radęcin w 1964 r. i Rzeką Drawą w 1974, które otworzyły drogę dla powstania parku narodowego.

Tradycje ochrony na obszarze „Rezerwat Radęcin” sięgają jednak znacznie wcześniejszego okresu. Wiek drzewostanów dębowo-bukowych w oddziale 165 d i 166 a, b określany jest na 250-350 lat, a pojedyncze okazy dębów osiągają ponad 450 lat. Teren „Radęcina” został uznany za rezerwat przez władze niemieckie w roku 1937. W dniu 30 czerwca 1964 roku Minister Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego uznał za rezerwat przyrody „Radęcin” obszar lasu o powierzchni 46,34 ha zlokalizowanego w Leśnictwie Zacisze Nadleśnictwa Wygon. Celem jego utworzenia było „zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych fragmentu pierwotnej puszczy dębowo-bukowej nad Drawą”. Po utworzeniu Drawieńskiego Parku Narodowego rezerwat stał się jego integralną częścią jako obszar ochrony ścisłej o nazwie „Rezerwat Radęcin”.

Zarządzeniem nr 33/74 Wojewody Szczecińskiego z dnia 19 czerwca 1974 roku w sprawie ochrony rzeki Drawy i pasa przybrzeżnego wprowadzono „ochronę rzeki Drawy na odcinku od miejscowości Drawno do miejscowości Głusko w granicach przyszłego parku narodowego wraz z wyznaczonym w terenie pasem przybrzeżnym wchodzącym w skład Nadleśnictw: Drawno, Bierzwnik i Głusko w powiecie choszczeńskim”. Rezerwat przyrody „Drawa” utworzony został Zarządzeniem Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 16 września 1974 roku. Obejmował odcinek rzeki Drawy o długości 37 km oraz pas przybrzeżnych lasów i łąk o łącznej powierzchni 522,41 ha położonych na terenie gmin Drawno i Radęcin w powiecie choszczeńskim województwa szczecińskiego. Celem ochrony w rezerwacie było „zachowanie malowniczego odcinka rzeki Drawy z przyległy-

mi drzewostanami, w których wyróżniono większość charakterystycznych dla Pomorza zespołów leśnych oraz występujących na tym terenie ciekawych i rzadkich zespołów roślinnych wód, źródlisk, bagien, łąk i muraw, jak również interesującej i bogatej fauny wodnej”. Bogactwo flory rezerwatu mogło być z powodzeniem porównywane z zasobami istniejących w tamtym czasie parków narodowych.

Również w prasie tego okresu ukazało się szereg informacji na temat wartości przyrodniczych i potrzeby objęcia ochroną terenu przyszłego Drawieńskiego Parku Narodowego. Kurier Szczeciński w 1974 roku pisał o sporządzonej przez zespół naukowców pod kierownictwem profesora dr. hab. Mieczysława Jasnowskiego monografii i dokumentacji cennego fragmentu Puszczy Drawskiej o wielkości 547 ha. S. Król w 1988 roku opublikował artykuł „Potrzeba utworzenia Parku Narodowego w Puszczy Drawskiej” w „Chrońmy Przyrodę Ojczystą”. W Ziemi Gorzowskiej z 1985 roku profesor Jasnowski uzasadniał potrzebę utworzenia parku narodowego, obejmującego „lasy i wody” wzdłuż Drawy. D. Frątczak pisała w „Ziemi Gorzowskiej” w 1987 roku o projektowanym parku narodowym na obszarze w pobliżu rezerwatu „Drawa” (Kronika DPN 1990-1992).

Informacje na temat projektowanego „Drawskiego” a potem „Drawieńskiego” Parku Narodowego pojawiały się systematycznie w dokumentach Wojewody Gorzowskiego od 1984 roku. Przełomowym krokiem dla utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego było zorganizowanie konferencji naukowej w dniach 30-31 maja 1985 roku oraz opracowanie publikacji „Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego” wydanej przez Gorzowskie Towarzystwo Naukowe oraz Urzędy Wojewódzkie w Gorzowie Wielkopolskim i Pile. Publikacja ta prezentowała zbiór informacji z wielu dziedzin nauk przyrodniczych, w pełni uzasadniających celowość utworzenia parku narodowego (Kronika DPN 1990-1992).

Nadanie z dniem 1 maja 1990 roku formy prawnej parku narodowego rozpoczęło ochronę terenu ujętego w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego w zupełnie innym wymiarze. Po formalnym utworzeniu Parku, od 1 czerwca 1990 roku, rozpoczęła działanie nowa jednostka organizacyjna o nazwie Dyrekcja Drawieńskiego Parku Narodowego. Jej dyrektorem został mgr inż. Tadeusz Kohut. Siedziba Parku mieściła się w Drawnie przy ul. Bohaterów Stalingradu

91, w dawnym budynku Brygady Ośrodka Transportu Leśnego. Jednostka w pierwszym roku swojego funkcjonowania zatrudniała 39 osób. Od 1 lipca 1990 roku przy Parku utworzono gospodarstwo pomocnicze. W pierwszym okresie działalności skupiono się na uregulowaniu granic Parku. Następnie podjęto temat powiększania terenu DPN. Rozpoczęto również starania o przejęcie wód znajdujących się na terenie DPN od ich dotychczasowych zarządców. Opracowano także projekt otuliny Drawieńskiego Parku Narodowego.

Zgodnie z nadanym Parkowi Statutem do jego zadań należała:

- ocena aktualnego stanu oraz określenie potrzeb i kierunków ochrony przyrody oraz swoistych cech krajobrazu;
- wykonywanie ochrony przyrody, z uwzględnieniem wartości etnicznych i kulturowych Parku;
- wykonywanie badań naukowych i prowadzenie działalności dydaktycznej;
- udostępnianie terenu Parku oraz wykonywanie obsługi ruchu turystycznego w DPN, z zachowaniem wymogów ochrony przyrody;
- ochrona mienia Parku;
- zwalczanie przestępstw i wykroczeń w zakresie ochrony przyrody;
- wykonywanie działalności gospodarczej niezbędnej dla zabezpieczenia funkcjonowania Parku;
- wykonywanie innych zadań określonych odrębnymi przepisami.

Szczegóły organizacyjne działalności Parku w tym jego strukturę organizacyjną określał jego regulamin organizacyjny. Kolejne zmiany Statutu DPN miały miejsce 2 lipca 2003 i 10 października 2005 roku i związane były ze zmianami ustawy o ochronie przyrody. Obecnie Statut Drawieńskiego Parku Narodowego określa siedzibę Parku oraz jego strukturę organizacyjną, podział na obwody ochronne oraz znak logo. Pozostałe przepisy regulujące funkcjonowanie ochrony Parku zawarte są bezpośrednio w ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody, co zapewnia jednolity poziom ochrony w wszystkich parkach narodowych w kraju.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 10 kwietnia 1990 roku w sprawie utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego wyznaczyło ochronę ścisłą na obszarze 225 ha. Pozostała powierzchnia podlega ochronie częściowej – mającej na celu przywrócenie przyrodzie stanu naturalnego i krajobrazowej – dążącej do zacho-

wania w stanie możliwie niezmiennym naturalnych składników krajobrazu.

Zarządzeniem nr 2 Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 2 lutego 1991 roku została powołana Rada Naukowa Drawieńskiego Parku Narodowego. Pierwsze posiedzenie Rady odbyło się w dniu 6 marca 1991 roku w gmachu Urzędu Wojewódzkiego w Gorzowie Wielkopolskim. Pierwszym Przewodniczącym Rady został wybrany doc. Lucjan Agapow, który do chwili obecnej nieprzerwanie pełni tę funkcję. W 1992 roku rozpoczęła swe funkcjonowanie Sekcja naukowo-badawcza, która realizowała na terenie DPN wybrane tematy badawcze oraz bibliografię Drawieńskiego Parku Narodowego i Puszczy Drawskiej. Rozpoczęto również działalność dydaktyczną i wydawniczą. Zainicjowano organizację ruchu turystycznego. Dzięki stałej obecności pracowników Parku w terenie można było na bieżąco obserwować stan środowiska oraz zagrożenia wewnętrzne i zewnętrzne. Gromadzona jest również informacja o stanie przyrody Parku poprzez obserwacje i dokumentowanie flory i fauny. Powstają punkty informacji turystycznej DPN w Drawnie i Głusku. W latach 1990-2000 przygotowano dokumentację do planu ochrony dla Drawieńskiego Parku Narodowego. Niestety z powodów zmian w ustawie o ochronie przyrody dokument ten nie doczekał się formalnego zatwierdzenia (Kronika DPN 1993-1994). Na przestrzeni 20 lat Drawieńskim Parkiem Narodowym kierowali:

- od 1 maja 1990 roku do 7 sierpnia 2008 roku – mgr inż. Tadeusz Kohut;
- od 7 sierpnia 2008 roku do 24 listopada 2008 roku – dr inż. Ireneusz Lewicki;
- od 24 listopada 2008 roku – mgr inż. Elżbieta Hołubczat.

Park wraz z funkcjonującym przy DPN Gospodarstwem Pomocniczym w tym czasie dawał zatrudnienie 140 osobom. Zespół pracowników Parku zawsze odznaczał się bardzo profesjonalnym przygotowaniem zawodowym, starannością, wytrwałością i ogromnym zaangażowaniem w wykonywaną pracę.

W przedstawionym opracowaniu nie jest możliwe szczegółowe omówienie wszystkich działań prowadzonych przez Drawieński Park Narodowy na przestrzeni dwudziestu lat funkcjonowania. Jako najważniejsze z nich należy wymienić:

- stały monitoring środowiska przyrodniczego terenu Parku;
- opracowanie kompletnej dokumentacji na

potrzeby planu ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego, przedłożenie projektu planu ochrony do zatwierdzenia Ministra Środowiska;

- realizację szeregu przedsięwzięć czynnej ochrony przyrody w DPN;
- ochronę i popularyzację dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego Parku;
- powiększenie obszaru Parku o nowe cenne przyrodniczo tereny;
- oznakowanie w terenie granic Parku oraz jego obszarów ochrony ścisłej;
- stałe egzekwowanie przepisów obowiązujących w DPN oraz mienia Parku poprzez działania Straży Parku;
- wnioskowanie i rekomendowanie nowych przedsięwzięć służących ochronie i popularyzacji parku narodowego;
- udostępnienie Parku dla potrzeb edukacji ekologicznej: wystawy, prelekcje, spotkania w terenie, organizacja różnego rodzaju konkursów dla szkół podstawowych, gimnazjów i szkół średnich, tworzenie i realizacja programów edukacyjnych, przygotowanie systemu ścieżek przyrodniczych bezpośrednio w terenie;
- udostępnienie Parku dla potrzeb turystyki: stworzenie systemu szlaków turystycznych wraz z niezbędną infrastrukturą techniczną, miejsc parkingowych, pól biwakowych, miejsc postojowych, punktów widokowych, tablic informacyjnych, punktów informacji turystycznej;
- udostępnienie Parku dla celów naukowych: stworzenie możliwości odbycia praktyk oraz wykonania prac naukowych;
- nawiązanie i rozwijanie współpracy z wieloma instytucjami w regionie, a także na forum krajowym;
- prowadzenie współpracy międzynarodowej w tym wspólnych projektów ochrony przyrody;
- promocja Parku w mediach: czasopiśmie fachowych, radiu i telewizji;
- zgromadzenie i udostępnienie bogatego zbioru bibliotecznego o tematyce przyrodniczej;
- opracowanie strony informacyjnej Parku www.dpn.pl.

W przyszłości planowana jest kontynuacja i rozwijanie wyżej opisanych działań. Już w bieżącym roku podjęto starania dla opracowania planu ochrony dla Drawieńskiego Parku Narodowego jako najważniejszego dokumentu określającego sposób i kierunki ochrony Parku.

Jako sprawujący nadzoru nad obszarami Natura 2000, leżącymi w całości lub części jego terenie, dyrektor Parku będzie również opracowywał plany zadań ochronnych dla tych obszarów, co z pewnością otworzy możliwość do jeszcze skuteczniejszej ochrony DPN. Rozpoczęto również prace nad inwestycją „Centrum edukacji przyrodniczej przy DPN z zapleczem administracyjnym Parku”, gdyż Drawieński Park Narodowy jako jedyny w kraju nie posiada takiego obiektu. We wstępnej ocenie merytorycznej jest również niezmiernie ważny projekt „Proekologiczne zarządzanie ruchem turystycznym, mającym na celu ochronę gatunków, siedlisk, ekosystemów przed nadmierną presją turystów w Drawieńskim Parku Narodowym”, ze względu na wzrastające znaczenie zagadnień związanych z udostępnieniem Parku do celów turystycznych.

Drawieński Park Narodowy jest jednym z młodszych parków narodowych w Polsce. Prowadzona w nim na przestrzeni 20 lat ochrona, pozwoliła skutecznie zachować ten obszar o szczególnych wartościach przyrodniczych oraz udostępnić go społeczeństwu. Obserwuje się również w Parku wzrost liczebności wielu gatunków oraz stale odnajduje się nowe, wcześniej nie odnotowywane, co jest potwierdzeniem dla jego wysokiej wartości oraz właściwego kierunku ochrony. Dyrekcja Parku, jako odpowiedzialna za ochronę całej jego przyrody wraz z wartościami kulturowymi i krajobrazowymi, będzie nadal prowadzić działania mające na celu zachowanie wartości Parku. W tych działaniach szczególnie ważna będzie współpraca z jednostkami gospodarującymi bezpośrednio na jego terenie, w otulinie Parku oraz obszarach Natura 2000, obejmujących swym zasięgiem Drawieński Park Narodowy.

LITERATURA

- Agapow L., Jasnowski M.; 1986; Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego; Materiały z Konferencji Naukowej (30-31 maja 1985 r); Gorzowskie Towarzystwo Naukowe; Gorzów Wlkp.
- Budkowska D.; 1990-1992 Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego Tom I; Drawno
- Jasnowski M., Jasnowska J., Ćwikliński E., Markowski S., Grinn U., Kowalski W., Seidler W., Wolejko T.; 1973; Rezerwat

rzeczny „Rzeka Drawa”; Wojewódzka Rada Narodowa, Wydział Rolnictwa i Leśnictwa Wojewódzki, Konserwator Przyrody, Szczecin

Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego Tom I rok 1990-92; Biblioteka DPN

Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego Tom II rok 1993-94; Biblioteka DPN

Plan urządzania gospodarstwa rezerwatowego dla Rezerwatu Przyrody „Radęcin” na okres 1.01.1975 do 31.12.1984; Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Gorzowie Wlkp.

Plan urządzania gospodarstwa rezerwatowego dla rezerwatu przyrody „Radęcin” na okres 1.01.1985 do 31.12.1994; Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Gorzowie Wlkp.

Wnuk-Gławdel E.; 1993-1994; Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego; Tom II; Drawno

PONAD 20 LAT BADAŃ NAUKOWYCH PRZYRODY DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

OVER TWO DECADES OF SCIENTIFIC RESEARCH IN THE DRAWA NATIONAL PARK

BADANIA NAUKOWE TERENU NAD DRAWĄ I PŁOCICZNĄ PRZED POWSTANIEM DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARO- DOWEGO

Pierwsze badania naukowe terenów projektowanego Parku i Puszczy Drawskiej rozpoczęły się w latach 60-tych ubiegłego wieku. Tym, którym udało się tu dotrzeć, zachwycili się pięknem terenu, głuszą, dzikimi ostępami. Zgromadzone materiały umożliwiły utworzenie w roku 1964 Rezerwatu Radęcin, a w roku 1974 Rezerwatu „Rzeka Drawa”. Wydarzenia te, a szczególnie utworzenie rezerwatu Rzeka Drawa, stały się inspiracją i motywacją do powstania obiektu o randze parku narodowego. W latach 1978 – 79 członkowie Wojewódzkiego Komitetu Ochrony Przyrody w Gorzowie Wielkopolskim, wspólnie z LOP zgłosili pierwszy wniosek o utworzenie Drawieńskiego Parku Narodowego w oparciu o rezerwaty „Drawa” i „Radęcin”. Wnioskodawcami byli: doc. dr Lucjan Agapow, mgr inż. Michał Chełkowski i mgr inż. Jan Krawiec.

W badaniach naukowych, gromadzeniu i uzupełnianiu dokumentacji naukowej przyszłego parku narodowego, uczestniczyli pracownicy z wielu ośrodków naukowych: Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Akademii Rolniczej w Szczecinie, Ośrodka Badań i Ekspertyz Naukowych w Gorzowie Wielkopolskim, Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Gorzowie Wielkopolskim, Filli AWF w Gorzowie Wielkopolskim. Kierownictwo i koordynację specjalistycznych zespołów powierzono doc. dr Lucjanowi Agapowowi.

W ramach opracowania dokumentującego potrzebę objęcia części Puszczy nad Drawą najwyższą formą ochrony przyrody przewidzianą polskim prawem, powstały rzetelne, wartościowe

we i ważne opracowania.

Opracowano dokumentację fizjograficzną, którą wykonał zespół pod kierunkiem mgr inż. Henryka Kujawy, a konsultował te prace prof. dr hab. Mieczysław Jasnowski. Udokumentowano występującą roślinność lądową w rejonie Drawy i Płocicznej. Tą podstawową, rozległą i żmudną pracę wykonał zespół pod kierunkiem prof. dr hab. Mieczysława Janowskiego z udziałem doc. dr hab. Janiny Janowskiej i innych botaników. Powstało wówczas ponad 1000 zdjęć fitosocjologicznych. Najważniejsze materiały dowodowe opracowano w formie 18 map tematycznych.

Florę jezior zbadał zespół pod kierunkiem prof. Izabelli Dąbskiej oraz dr Marka Kraski. Opisane wówczas bogactwo roślinności jezior oraz jej unikatowość, pozwoliły udokumentować zasadność utworzenia na tym terenie parku narodowego.

Oceny wartości faunistycznych przyszłego parku podjął się zespół pod kierunkiem doc. dr hab. Kazimierza Stepczaka z udziałem doc. dr Lucjana Agapowa, mgr Adama Głazaczowa i in. Zbadano niektóre, wybrane grupy zwierząt: pijawki, mięczaki, ważki, jętki, ptaki, ssaki. Występowanie rzadkich i bardzo rzadkich gatunków z wymienionych grup zwierząt było podczas tych badań bezsprzecznie udokumentowane.

Prof. dr hab. Michał Chełkowski i doc. dr Bożena Chełkowska przedstawili, na potrzeby opracowania dokumentacji, wyniki wieloletnich badań nad występowaniem i wędrówkami łososia w Drawie.

Zespół badawczy pod kierunkiem mgr inż. Jana Krawca i mgr Leszka Hoffmana wysoko ocenił stan czystości wód.

Nie zapomniano też w ramach powstającego opracowania zająć się zasadami zagospodarowania turystycznego. Pracom tego zespołu przewodniczył dr Adam Wojtowicz z udziałem Marty i Zbigniewa Traczów. Pojawiły się propozy-

cje modyfikacji istniejących i zupełnie nowe szlaki turystyczne. Funkcje dydaktyczne przyszłego parku narodowego opisała i podkreśliła prof. dr hab. Janina Jasnowska. Zasady ochrony ekosystemów leśnych i zwierzyny łownej opracował mgr inż. Henryk Kujawa.

W roku 1985 cała dokumentacja została ukończona, poddana obiektywnej ocenie i w dniach 30 – 31 maja tegoż roku przedstawiona na Konferencji Naukowej, która staraniem Sekcji Ochrony Środowiska Gorzowskiego Towarzystwa Naukowego, odbyła się w miejscowości Długie na terenie gminy Strzelce Krajeńskie.

Konferencja „Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego”, w której wzięli udział nie tylko miłośnicy przyrody, naukowcy, ale i decydenci, miała niebagatelne znaczenie w uczynieniu kolejnego, ważnego kroku na drodze do utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego. Materiały przedstawione podczas trwania wspomnianej konferencji zostały opublikowane przez Gorzowskie Towarzystwo Naukowe i Urzędy Wojewódzkie w Gorzowie Wielkopolskim i Pile pod tytułem „Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego”.

Mimo powstałej rzetelnej dokumentacji i nieustających starań pasjonatów i naukowców, na utworzenie parku narodowego w sercu Puszczy nad Drawą trzeba było czekać jeszcze kilka lat. W dniu 10 kwietnia 1990 r. Prezes Rady Ministrów Tadeusz Mazowiecki podpisał Rozporządzenie w sprawie utworzenia Drawieńskiego Parku Narodowego (Dz. U. z 1990 r., Nr 26, poz. 151). Rozporządzenie to weszło w życie z mocą obowiązywania od dnia 1 maja 1990 roku.

Fakt utworzenia parku narodowego był zwieńczeniem starań pomysłodawców tego przedsięwzięcia i jednocześnie rozpoczynał zupełnie nowy rozdział, również w dziedzinie badań naukowych tego terenu.

**SEKCJA NAUKOWO BADAWCZA
W DPN, PRACOWNICY NAUKOWI,
BADANIA NAUKOWE
(LATA 1991 – 2001)**

Już w roku 1991 w, jak się wydawało wówczas, tworzącej się placówce naukowo badawczej, (nazwanej w strukturze organizacyjnej DPN sekcją naukowo-badawczą) zatrudniony był jeden pracownik – mgr inż. Leszek Budkowski. Podjął on, początkowo z dużym zapałem,

badania faunistyczne poświęcone mrówkom. W krótkim czasie zrezygnował, jednak z pracy w Parku. Od roku 1992 Dyrektor DPN zatrudnił dwoje młodych pracowników w sekcji naukowo-badawczej, małżeństwo Jolantę i Pawła Pawlaczyków. Oboje są absolwentami Wydziału Leśnego Akademii Rolniczej w Poznaniu. Podczas wykonywania swoich obowiązków w DPN zaangażowani byli w prace nad projektem planu ochrony, pisali i publikowali artykuły, drobne notatki, felietony i sprawozdania o tematyce przyrodniczej. Są autorami i współautorami książek i rozdziałów w książkach przyrodniczych. Aktywnie uczestniczyli w gromadzeniu księgozbioru biblioteki DPN, koordynowali prace badawcze wykonywane na terenie parku przez naukowców z uczelni krajowych.

Wśród tematów badawczych realizowanych w pierwszych latach funkcjonowania Parku (1992-1996) przez zespoły naukowców spoza Parku były m. in.:

- Występowanie i ochrona kaczek i tracza nurogęsi w DPN (Wiatr);
- Rzadkie ptaki chronione w województwie gorzowskim (Mrugasiewicz);
- Rozpoznanie rozwoju trzcinnika piaskowego dla potrzeb odnowienia fitocenozy leśnych (Biały);
- Flora dawnych osad ludzkich na terenie DPN (Muszyńska, Rynkiewicz, Matusiak);
- Martwe drzewa jako czynnik modyfikujący morfologię i roślinność koryta rzecznego (Husejko i Pawlaczyk);
- Tendencje dynamiczne populacji drzew i krzewów w dolinie Drawy (Lejbik);
- Inwentaryzacja ichtiofauny w Drawie i Płocicznej (Chełkowski i in.);
- Metoda biologiczno-chemiczna zwalczania trzcinnika piaskowego na trzcinniczyskach wieloletnich (Biały i in.);
- Odnowienie naturalne sosny (Trybulski);
- Inwentaryzacja tarlisk troci w dorzeczu Płocicznej (Dębowski, Radtke).

Temat ekspansji trzcinnika okazał się na tyle ważny i interesujący, że Drawieński Park Narodowy zorganizował dwudniową konferencję naukową p.t. „Gleba i roślinność jako wskaźniki zniekształcenia ekosystemów leśnych w Drawieńskim Parku Narodowym”. Odbyła się ona w dniach 26 – 27 września 1995 roku w Tuchynie. W serii Idee Ekologiczne (tom 11 zeszyt nr 5) opublikowane są materiały z tej konferencji.

Metodom monitorowania torfowisk poświę-

cono natomiast inną konferencję, którą zorganizował Drawieński Park Narodowy w dniach 24 i 25 września 1996 roku w Drawnie. Uczestniczyli w niej m.in. prof. dr hab. Janina Jasnowska, prof. dr hab. Kazimierz Tobolski i dr Maria Herbichowa.

Przystąpienie do sporządzenia projektu planu ochrony Parku na 20 lat, jakie miało miejsce w roku 1996, zintensyfikowało prace badawcze na terenie DPN i otuliny. Nie sposób przy okazji podsumowania 20 lat badań naukowych Drawieńskiego Parku Narodowego, nie napisać o ogromie badań terenowych i prac kameralnych, jakie zespoły specjalistów wykonały w związku z przygotowaniem tego dokumentu.

Po ustaleniu, przez Komisję Planu, zakresu niezbędnych prac i wyłonieniu zespołów wykonawców, prace terenowe i kameralne ruszyły z dużą intensywnością. W ich efekcie powstały operaty, które wraz z materiałami wykonanymi przez własnych pracowników sekcji naukowej DPN, stanowiły rzetelną i prawie kompletną podstawę do sformułowania zapisów projektu planu ochrony 2000. Wspomniane dokumenty to:

- Operat glebowo-siedliskowy – Biuro Urządzenia Lasu w Szczecinku i ZAK Andrzej Kosakowski. (Kosakowski, Gracjasz);
- Operat ochrony ekosystemów leśnych – EkoLas Projekt Zielona Góra;
- Operat ochrony zasobów wodnych – Proxima Wrocław. (Nowacki);
- Operat ochrony ekosystemów wodnych – Zakład Ochrony Wód UAM w Poznaniu. (Kraska, Piotrowicz, Borysiak i in.);
- Operat ochrony fauny – specjalistyczna analiza fauny wód, ze szczególnym uwzględnieniem struktury populacji ryb, określenie zasad ochrony populacji – Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie (Martyniak, Terlecki);
- Operat ochrony torfowisk, źródeł i łąk – SPA Afix w Szczecinie (Herbach, Herbich, Wołejko, Stańko, Latałowa);
- Operat ochrony fauny – Lubuski Klub Przyrodników w Świebodzinie i PTOP Salamandra w Poznaniu (Jermaczek, Gawroński, Kępel, Czachorowski, Bernard, Zieliński, Baraniak, Zieleniewski, Najbar, Piłacińska, Rudawski);
- Operat ochrony walorów kulturowych i krajobrazowych – Wielkopolski Ośrodek Ochrony Krajobrazu Kulturowego (Matyaszczyk, Palacz, Budyń, Brzustowicz);

- Operat zagospodarowania przestrzennego Parku i otuliny ze wskazaniem możliwości wykorzystania i udostępnienia terenu do turystyki i dydaktyki – Regionalne Biuro Gospodarki Przestrzennej w Szczecinie.

Studia terenowe i niezbędne analizy przeprowadził pod koniec lat dziewięćdziesiątych Zespół Syntezy – powstał projekt planu ochrony rzetelny i nowoczesny. Niestety, zmiany w prawie, jakie zbiegły się wraz ze złożeniem dokumentu do zatwierdzenia przez Ministra Środowiska, spowodowały, że ostatecznie nie stał się on dokumentem obowiązującym. Z wielu materiałów powstałych w owym czasie, z zaproponowanych rozwiązań w dziedzinie aktywnej ochrony przyrody, korzystają dziś pracownicy Parku w swej codziennej pracy.

W roku 2001 Państwo Pawlaczykowie zakończyli pracę w Drawieńskim Parku Narodowym. Tym samym sekcja naukowo-badawcza uległa rozwiązaniu, a prace naukowe wykonywane przez instytucje zewnętrzne są od tego czasu koordynowane przez wyznaczonego przez Dyrektora, pracownika Działu Planowania i Ochrony.

BADANIA NAUKOWE W LATACH 2002 – 2010

Od początku drugiego dziesięciolecia funkcjonowania Drawieńskiego Parku Narodowego obserwuje się wyraźny wzrost zainteresowania badaniami ze strony naukowców reprezentujących różne instytucje i specjalności naukowe. W ostatnich latach ilość zgłoszeń (ankiet), jaka wpływa do dyrekcji w trakcie jednego roku wzrosła do ponad 20. Na początku lat 90 wynosiła ledwie kilka w skali roku. Nie sposób tu wymienić wszystkie zgłoszone i realizowane na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego tematy badawcze. Wybór przykładów tych badań, jakiego dokonała autorka dla ilustracji w niniejszym tekście, jest subiektywny i świadczyć ma o różnorodności dyscyplin, jakie reprezentują badający DPN naukowcy i wachlarzu instytucji, jakie są reprezentowane. Są to m.in.:

- Ekologiczne i genetyczne podstawy kontroli populacji norki amerykańskiej: reakcja populacji inwazyjnego gatunku drapieżnika na redukcję jej liczebności (Zakład Badania Ssaków PAN Białowieża i Zakład Ekologii, Wydział Biologii UW);
- Roślinność rzeki Drawy po 10 latach

- od ostatnich badań (UAM Poznań Wydział Biologii Zakład Ochrony Wód);
- Warunki hydrogeologiczne i jakość wód zachodniej części Drawieńskiego Parku Narodowego wraz z otuliną (Uniwersytet Warszawski Wydział Geologii Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej);
 - Micobiota związane z organizmami planktonowymi i peryfitonowymi jezior Drawieńskiego Parku Narodowego Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa Zakład Hydrobiologii);
 - Ocena rozmieszczenia, liczebności i wybiórczości siedliskowej dzięcioła średniego *Dendrocopos medius* przy użyciu metod predykcyjnych w kontekście ochrony obszarów Natura 2000 (UAM Poznań Zakład Biologii i Ekologii Ptaków);
 - Porosty w Drawieńskim Parku Narodowym (Ulf Schiefelbein – Niemcy i Uniwersytet Gdański Wydział Biologii, Katedra Taksonomii Roślin i Ochrony Przyrody);
 - Zooplankton i bentos wybranych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny, dawniej Akademia Rolnicza w Szczecinie, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa Zakład Hydrobiologii);
 - Ocena aktualnego występowania wędrowniej certy (*Vimba vimba*) oraz wędrownych ryb łososiowatych w systemie rzeki Drawy (Uniwersytet Warmińsko Mazurski-Olsztyn Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa Zakład Genetyki Ewolucyjnej);
 - Występowanie i biologia iglicy małej (*Nehalennia speciosa*), relikтового, ginącego gatunku ważki w Europie (UAM Poznań Zakład Zoologii Ogólnej);
 - Małże skójkowate (Unionidae) rzeki Drawy. (Uniwersytet Łódzki Katedra Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii);
 - Funkcjonowanie ekosystemów jezior dystroficznych w powiązaniu z oddziaływaniami ekotonów i zlewni. (UAM Poznań Instytut Biologii Środowiska Zakład Ochrony Wód);
 - Ocena stanu ekologicznego wybranych odcinków rzek za pomocą metody makrofitywej i hydromorfologicznej (Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska);
 - Restauracja rybacka zlewni Drawy z uwzględnieniem rekultywacji, ochrony i poprawy środowiska oraz rozwoju społeczno-regionalnego regionu (Uniwersytet Szczeciński Wydział Nauk Przyrodniczych Katedra Zoologii Ogólnej);
 - Ocena stanu zachowania – monitoring trzepli zielonej *Ophiogomphus cecilia* w Polsce (w tym w rzece Drawie i jej dopływie Płocicznej) (UAM Poznań Zakład Zoologii Ogólnej);
 - Restytucja populacji certy w obrębie wód Drawieńskiego Parku Narodowego Uniwersytet Warmińsko – Mazurski Olsztyn Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa Zakład Genetyki Ewolucyjnej;
 - Ocena skażenia środowiska parków narodowych metalami ciężkimi przy użyciu mchów jako biowskaźników (Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN);
 - Identyfikacja potencjalnych miejsc tarliskowych dla jesiotra w rzece Drawie (Gesellschaft zur Rettung des Stors Rostok, Departament of Biology and Ekology of Fishes, Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries Berlin, IRŚ Olsztyn);
 - Warunki występowania i krążenia wód podziemnych w zlewni Płocicznej od przekroju Pustelnia po ujście do Drawy (Uniwersytet Wrocławski Wydział Nauk o Ziemi i Kształtowaniu Środowiska Instytut Nauk Geologicznych Zakład Hydrogeologii Stosowanej);
 - Drzewa o wymiarach pomnikowych w Drawieńskim Parku Narodowym (SGGW Wydział Leśny Katedra Ochrony Lasu i Ekologii);
 - Występowanie i struktura populacji śnieżyczki przebiśnieg *Galanthus nivalis* (AR w Poznaniu, Katedra Botaniki Leśnej).
- Wśród realizowanych tematów szczególnie w ostatnich latach przeważają te, związane z funkcjonowaniem ekosystemów wodnych. Może to nie przypadek? Aktywnie działające zespoły hydrobiologów szczególnie z uczelni szczecińskich i poznańskich często goszczą na terenie Parku, a w pracach chętnie pomagają im, w miarę możliwości i potrzeb, służby terenowe DPN.
- Dzięki przyrodzie Drawieńskiego Parku Narodowego, w rezultacie wielosezonowych badań terenowych i żmudnych prac kameralnych w okresie 20 lat istnienia Parku powstały cztery rozprawy doktorskie. „Parkowi doktorzy” to:
- Jolanta Kujawa-Pawlaczyk (temat rozprawy: Synantropizacja szaty roślinnej Drawieńskiego Parku Narodowego) Drawno – Poznań 1998

- Piotr Hliwa (temat rozprawy „Analiza rozwoju i funkcjonowanie żeńskiego układu płciowego certy *Vimba vimba* (Linnaeus 1758) z Drawieńskiego Parku Narodowego) Olsztyn 2000;
- Tomasz Joniak (temat rozprawy: „Struktura i funkcjonowanie jezior humusowych w Drawieński Parku Narodowym) Poznań 2005;
- Artur Silicki (temat rozprawy: Bioróżnorodność i znaczenie grzybów wodnych w wybranych jeziorach Drawieńskiego Parku Narodowego) Szczecin 2008.

Efekty podjętych i zrealizowanych prac to również liczne prace magisterskie, licencjackie inżynierskie, artykuły w pismach fachowych krajowych i zagranicznych, ekspertyzy czy raporty z realizacji prac. Wszystkie te materiały nie tylko wzbogacają zbiory biblioteczne DPN, ale często służą pracownikom merytorycznym, jako pomoc przy planowaniu zadań ochronnych w stosunku do poszczególnych ekosystemów czy gatunków.

W tym miejscu stosownym będzie podkreślenie występowania pewnego niepokojącego zjawiska, z którym jak sądzę spotykamy się nie tylko w Drawieńskim Parku Narodowym. Pomimo złożonych na piśmie (w ankiecie badań) deklaracji, o dostarczeniu 1 egzemplarza każdej pracy do biblioteki parku narodowego, nie wszyscy świeżo upieczeni magiŝtrowie, inżynierowie czy licencjaci wywiązują się z tego zobowiązania. W dużej mierze zależy to od ich poczucia odpowiedzialności. Park nie ma możliwości wyegzekwowania tych materiałów. Trzeba będzie zastanowić się nad rozwiązaniem tego problemu.

BADANIA O ZAKRESIE MIĘDZYNARODOWYM REALIZOWANE NA TERENIE DPN

Atrakcyjność i wyjątkowość przyrody terenu Parku przyciągała i przyciąga nie tylko badaczy z Polski.

Prof. Adam Głazaczow z Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu bada jętki wspólnie z prof. Dawidem Orwinem z University of Luton w Wielkiej Brytanii.

Zespół ichtiologów z Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie pracuje wspólnie z naukowcami z Gesellschaft zur Rettung des Stors z Rostoku i Departament of Biology and Ecology of Fishes, Institute of Freshwater

Ecology and Inland Fisheries w Berlinie nad realizacją programu restytucji jesiotra bałtyckiego.

K. Birke z Katedry Ekologii Instytutu Hydrobiologii Uniwersytetu w Duisburgu pod kierunkiem dr Daniela Heringa realizowała pracę magisterską na temat bezkręgowców bentycznych w referencyjnych odcinkach dużych rzek nizinnych o charakterze piaszczystym na przykładzie Drawy.

PUBLIKACJE PRACOWNIKÓW DPN

Trzeba przy tej okazji zaznaczyć, że mimo, jak napisano, od 2001 roku w Drawieńskim Parku Narodowym nie ma pracowni naukowo-badawczej, ani też samodzielnych pracowników naukowych w rozumieniu tego słowa, pracownicy działu Planowania i Ochrony oraz starszy specjalista do spraw edukacji brali udział w wielu konferencjach naukowych. Dzięki temu mogli nie będąc naukowcami, uczestniczyć w spotkaniach, które wzbogacały ich wiedzę na tematy przyrodnicze i pozwalały na aktywność w interesujących dyskusjach. Merytoryczni pracownicy Parku są też współautorami artykułów i innych publikacji, które powstają w wyniku prac zespołów naukowców z zewnątrz. Pracownicy Parku, szczególnie z Działu Edukacji i Wydawnictw są autorkami folderów edukacyjnych wydanych przez Drawieński Park Narodowy oraz interesującego albumu. Chociaż publikacje te nie mają często charakteru prac naukowych, a raczej pełnią rolę popularno-naukowych lub edukacyjnych, to warto tu o nich wspomnieć.

BADANIA NAUKOWE W DPN A ZAPISY USTAWY O OCHRONIE PRZYRODY

Art.3. pkt. 6 Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2004 nr 92 poz. 880 z późn. zm.) stanowi, że „cele ochrony przyrody są realizowane przez prowadzenie badań naukowych nad problemami związanymi z ochroną przyrody”.

Takie cele niewątpliwie realizowane są m.in. przez park narodowy, jako jedno z zadań statutowych.

Art.12 punkt 1 cytowanej ustawy brzmi: „obszar parku narodowego jest udostępniony w celach naukowych, edukacyjnych, kulturo-

wych, turystycznych, rekreacyjnych i sportowych w sposób, który nie wpłynie negatywnie na przyrodę w parku narodowym”.

Aby realizować zapisy tego artykułu ustawy, w części dotyczącej badań naukowych, zarządzeniem dyrektora, wprowadzony został, regulamin udostępnienia Drawieńskiego Parku Narodowego do badań naukowych. Jego treść została pozytywnie zaopiniowana przez Radę Naukową. Regulamin ten określa precyzyjnie zasady, jakie w tej dziedzinie obowiązują:

- warunkiem koniecznym do otrzymania zgody jest szczegółowe wypełnienie ankiety – wniosku i złożenie go z odpowiednim wyprzedzeniem w dyrekcji Parku,
- w zamian za zgodę na udostępnienie terenu Parku do badań, badacz jest obowiązany przekazać nieodpłatnie do zbiorów biblioteki Parku jedną odtiskę każdej pracy, każdego publikowanego artykułu, wykorzystującego wyniki zebrane w Parku oraz jedną kopię każdego niepublikowanego sprawozdania, dysertacji itp., w której wykorzystano wyniki takich badań,
- w przypadku badań wiążących się z ingerencją w przyrodę Parku Dyrektor Parku może wydać zgodę. Przed podjęciem decyzji w przypadku nowych tematów badawczych, a także wystąpienia szczególnych okoliczności, Dyrektor zasięgnie opinii Rady Naukowej Parku lub niezależnego eksperta wybranego przez Park. W takim przypadku okres załatwiania zezwolenia może być wydłużony do 3 miesięcy,
- rozpoczęcie prac badawczych może nastąpić dopiero po uzyskaniu przez wnioskującego zezwolenia Dyrektora, określającego warunki i zasady realizacji badań. Zezwolenie należy okazywać każdorazowo w terenie na żądanie służb Parku,
- zezwolenie na badania naukowe wydawane jest na sprecyzowany we wniosku okres realizacji tematu badawczego, dotyczy ściśle określonego miejsca i upoważnia do bezpłatnego przebywania na terenie DPN w czasie i miejscu wykonywania badań,
- zbiór materiałów badawczych (okazy roślin, grzybów lub ich części, zwierzęta, próby glebowe itp.) powinien być ograniczony do niezbędnego minimum i dokonywany zgodnie z obowiązującymi przepisami,
- samodzielni autorzy/kierownicy tematów badawczych, którzy uzyskali zezwolenia

na badania są zobowiązani do składania w Dyrekcji Drawieńskiego Parku Narodowego pisemnej informacji o postępach w realizacji badań w terminie do końca grudnia każdego roku kalendarzowego, w którym trwa realizacja tematu badawczego.

Rada Naukowa zatwierdziła priorytetowe zagadnienia badawcze do realizacji w DPN. Zgłaszane tematy są również pod tym względem analizowane. Zapotrzebowanie na realizację wymienionych poniżej grup tematów jest wciąż aktualne:

- Budowa podłoża geologicznego i geneza rzeźby terenu środkowej części Puszczy Drawskiej;
- System krążenia wód podziemnych w środkowej części Puszczy Drawskiej
- Flora zarodnikowa Parku – mszaki, grzyby lichenizujące, glony;
- Fauna owadów Parku
- Zmiany w wybranych grupach fauny po 20 latach – dotyczy grup fauny przeanalizowanych w dokumentacji do celów utworzenia Parku;
- Problemy zniekształcenia ekosystemów w DPN i procesy ekologiczne zachodzące w tych ekosystemach.

RADA PARKU I RADA NAUKOWA DRAWIĘŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

W myśl art. 95 pkt. 4 Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2004r. nr 92 poz. 880 z późn. zm.) organem opiniodawczym w zakresie ochrony przyrody, działającym przy dyrektorze parku narodowego jest rada naukowa parku narodowego. Do zadań rady naukowej parku narodowego należy w szczególności, m.in. opiniowanie programów badawczych i naukowych w zakresie ochrony przyrody (art. 98 punkt. 3 podpunkt 4 cytowanej ustawy). Taki organ od początku istnienia Drawieńskiego Parku Narodowego został powołany. Na przestrzeni 20 minionych lat, mocą zmieniających się ustaw rady były nazywane radami lub radami naukowymi parku narodowego. Zawsze jednak miały pełnić rolę organów opiniodawczo-doradczych.

Kadencje Rad Naukowych Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN) trwały po ok. 5 lat każda. Obecnie trwa V kadencja Rady Naukowej. Liczba członków Rady była zmienna

w każdej kadencji i wahała się od 13 członków w I kadencji do 26 w III. Obecnie skład Rady Naukowej stanowi gremium 18 osób (naukowców, przedstawicieli samorządów i organizacji społecznych o charakterze przyrodniczym). Podczas trwania I kadencji powołane były stałe komisje problemowe. W kolejnych kadencjach postanowiono, że komisje powoływane będą do rozwiązywania konkretnych problemów. Niezmiennie od początku Przewodniczącym Rad wszystkich kadencji jest profesor dr hab. Lucjan Agapow, sprawnie, rzeczowo i z zaangażowaniem spełniający tę funkcję. Rada Naukowa wywarła bardzo silny wpływ na kształt ochrony Parku, zwłaszcza w pierwszych latach jego istnienia. Do dnia dzisiejszego odbyło się 45 posiedzeń plenarnych Rad wszystkich kadencji (jedno lub dwudniowych) oraz 10 posiedzeń Prezydium. Na posiedzeniach Rady wyrażane są opinie Rady jako gremium oraz poszczególnych jej członków na temat istotnych problemów ochrony Parku. W toku działalności Parku w latach 1990-2010 opinie te stanowiły istotną pomoc w podejmowaniu decyzji i bieżącym planowaniu zabiegów ochronnych. Propozycje i postulaty wyrażane na posiedzeniach Rady Naukowej i ujęte w jej protokołach, wykorzystano m.in. w pracach nad projektem Planu Ochrony. Rada na przestrzeni minionych lat wypowiadała się w najistotniejszych dla Parku sprawach, by wymienić tu chociażby: plan ochrony, zadania roczne na kolejne lata, badania naukowe, powiększenie Parku, sposób zagospodarowania przejętych od AWRSP gruntów, funkcjonowania sekcji naukowo badawczej, stanowiących zagrożenie dla DPN fermy trzody chlewnej w Chomętowie i zwirowni w Rzeczycy, stosowania zabiegów chemicznego zwalczania szkodników w lasach, odnowienia 200 ha pożarzyska i wiele innych.

Rada wystosowywała też list do kancelarii Prezydenta RP, wspierający działania Dyrektora Tatrzńskiego Parku Narodowego przeciw organizacji Zimowych Igrzysk Olimpijskich w Zakopanem, a potem list przeciw zamiarowi zwolnienia Dyrektora TPN ze stanowiska. Ten ostatni trafił do Premiera, MŚ, Sejmowej i Senackiej Komisji Ochrony Środowiska, rad naukowych innych parków oraz do redakcji niektórych pism. Rada podjęła też uchwałę wyrażającą sprzeciw przeciwko zamiarowi prywatyzacji lasów w Polsce.

Podczas minionych 20 lat zmarło pięciu członków Rady Naukowej DPN: współtwórcy

Parku botanik prof. Mieczysław Jasnowski, leśnicy prof. Stanisław Król i Stanisław Szymański, entomolog prof. Alfred Szmidt i wieloletni Burmistrz Drawna mgr Ireneusz Rzeźniewski.

Wśród członków Rady jest kilkoro naukowców, którzy nieprzerwanie służą swoją radą i doświadczeniem już od 20 lat. Oprócz wymienionego wcześniej prof. Agapowa, są to prof. Janina Jasnowska i prof. Kazimierz Stepczak. Niezmiennie od 20 lat sekretarzem Rady jest mgr inż. Aleksandra Gancarczyk.

PODSUMOWANIE

Trwający rok jubileuszu Drawieńskiego Parku Narodowego skłania do podsumowań w wielu dziedzinach. Zadajemy sobie pytania trudne, ale bardzo ważne:

- czy mamy narzędzia prawne, merytoryczne i finansowe do realizacji nałożonych na nas zadań?
- co dalej z funkcjonowaniem parków narodowych wobec nadchodzących zmian strukturalnych?
- jak uporać się z tematami monitorowania i raportowania stanu siedlisk i gatunków w Obszarach Natura 2000?

Również w dziedzinie realizacji badań naukowych na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego nasuwają się różne przemyślenia:

- czy robimy wystarczająco dużo, aby zachęcić badaczy do realizacji tematów właśnie na terenie naszego Parku?
- jak spowodować, aby wszystkie, bez wyjątku, powstające opracowania były do biblioteki Parku dostarczane?

O potrzebie prowadzenia badań naukowych na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego nikogo nie trzeba przekonywać. Tych, którzy tu od lat przyjeżdżają zachęcać również nie trzeba. Nowi badacze, mamy nadzieję, będą się zgłaszać.

Ważnym jest właściwe koordynowanie prac, aby przynosiły odpowiedzi na najbardziej kłopotliwe i trudne pytania, pozwalały rozwiewać wątpliwości. Wysiłek naukowców przyrodników i należyte zarządzanie zasobami przyrody DPN realizowane przez Służby Parku na podstawie rzetelnej aktualnej wiedzy, z pewnością przynosi i będzie w przyszłości przynosić najlepsze rezultaty.

LITERATURA

- Agapow L., Jasnowski M. (red.); 1986; Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego; Gorzów Wlkp.
- Woźniak K. (red.); 2000; Operat Syntezy Planu na lata 2001 – 2020; Doradztwo i Ekologia; Słupsk
- Pawlaczyk P. (red.); 1997; Gleby i roślinność ekosystemów leśnych w Drawieńskim Parku Narodowym; Wydawnictwo Sorus; Poznań
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P. (red.); 1996; Metody monitorowania torfowisk Materiały konferencyjne; maszynopis
- Budkowska D.; 1990 – 1992 Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego Tom I; Drawno
- Wnuk-Gławdel E.; 1993 – 1994; Kronika Drawieńskiego Parku Narodowego; Tom II; Drawno
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004r. o ochronie przyrody; (Dz. U. z 2009r. NR 151, poz.220 z późniejszymi zmianami)
- Ankiety – wnioski do badań naukowych (1991 – 2010); Materiały Drawieńskiego Parku Narodowego; maszynopisy
- Protokoły z posiedzeń Rady Naukowej Drawieńskiego Parku Narodowego; Materiały Drawieńskiego Parku Narodowego; maszynopisy



Część I
Part one

Oryginalne prace badawcze
Original research works

Robert Czerniawski, Małgorzata Pilecka-Rapacz, Józef Domagała

Katedra Zoologii Ogólnej, Uniwersytet Szczeciński

e-mail: czerniawski@univ.szczecin.pl, malgorzata.rapacz@univ.szczecin.pl, jozef.domagala@univ.szczecin.pl

OCENA STATUSU TROFICZNEGO JEZIOR PRZEPLYWOWYCH ZLEWNI DRAWY W ODNIESIENIU DO WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH TERENU

EVALUATION OF THE TROPHIC STATUS OF THE LAKES LOCALIZED IN THE DRAWA RIVER DRAINAGE IN RELATION TO ENVIRONMENTAL CONDITIONS OF CATCHMENT

Słowa kluczowe: rzeka Drawa, eutrofizacja, zagrożenia antropogeniczne

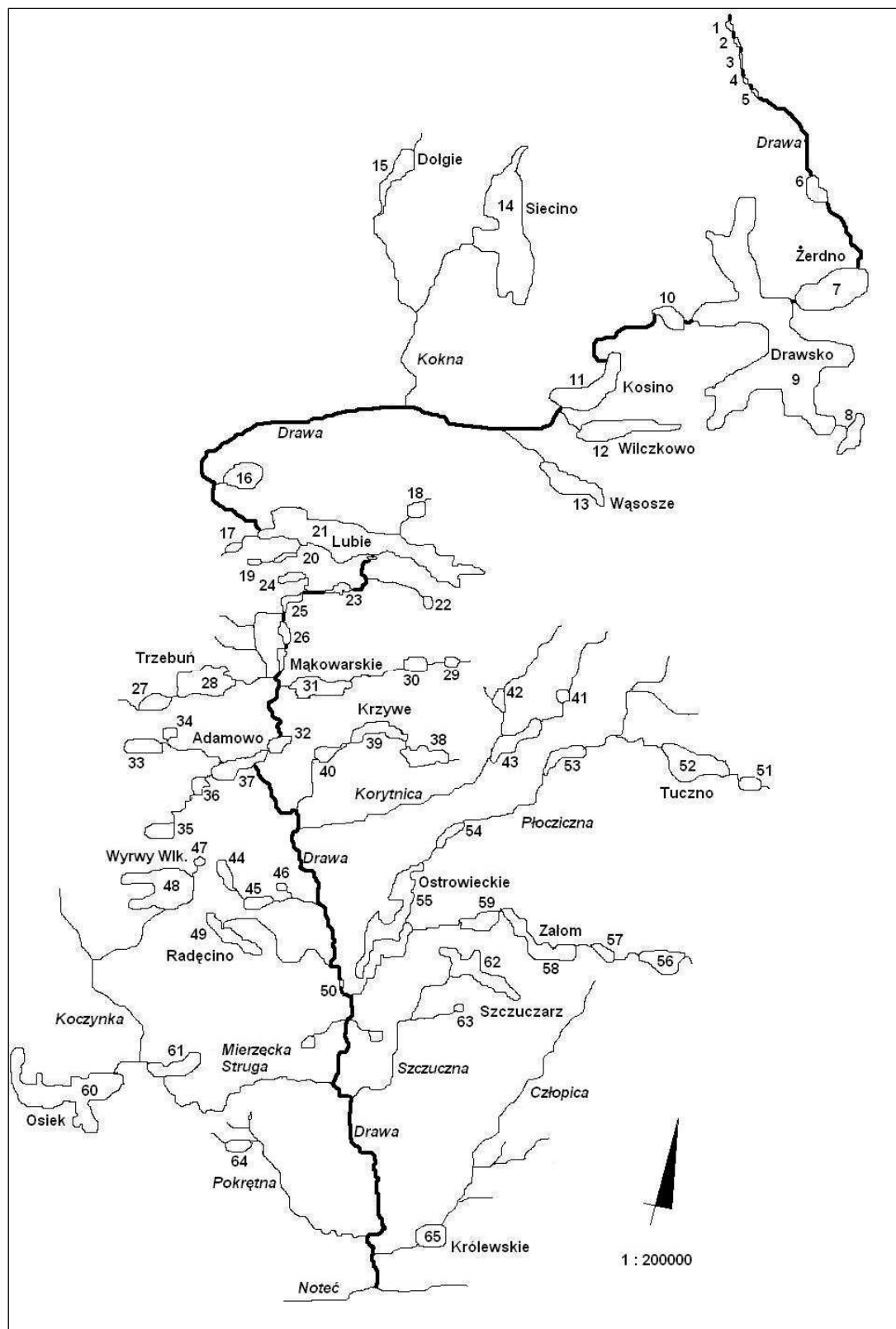
Key words: Drawa River, eutrophication, antropogenic threat

Summary: The aim of this study was to evaluate the trophic status of 65 selected lakes localized in Drawa catchment area. The assessment was made in summer 2008. In order to determine the trophy waters of different lakes were used Carlson. In addition, the basic parameters were measured physico-chemical properties of lakes, namely temperature, dissolved oxygen concentration, pH and electrolytic conductivity. The results were compared with literature data. We stated that 48% of lakes characterized by eutrophic status, 23% mesotrophic, 25% meso-eutrophic, and 3% polytrophic. Correlation analysis showed that trophy lake significantly depends on the abiotic conditions. Lakes, characterized by the highest index value Carlson, and thus the highest trophic status, were located in areas subject to most anthropogenic pressures. The rivers flowing out from the lakes, can be negatively affected on waters of Drawa, particularly in important area of Drawa National Park, as well as in the final section of the Drawa before its mouth to the Noteć River.

WPROWADZENIE

Rzeka Drawa stanowi ważny element środowiska przyrodniczego Pomorza Zachodniego (Domagała i in. 2010), szczególnie ze względu na pełnioną rolę, jaką jest połączenie ze sobą dwóch cennych centrów ekologicznych i zarazem form ochrony przyrody, a mianowicie Drawskiego Parku Krajobrazowego i Drawieńskiego Parku Narodowego (Jasnowska i in. 1999). Pomimo tego, Drawa przez wiele lat nie była poddawana całościowym badaniom, a jeśli już to nie przejawiało się to w ilości publikowanych prac. Większość prac dotyczyło badań nad rybackim wykorzystaniem wód płynących, szczególnie pod kątem ryb łososiowatych (Trzebiatowski i in. 1986, 1987). Na dodatek opis tych badań nie był ogólnie dostępny, a wydawany był jedynie w formie manuskryptów. Dopiero po utworzeniu Drawieńskiego Parku Narodowego ilość publikacji dotyczących Dra-

wy zaczęła wzrastać. Prace dotyczyły na przykład stanu fizjograficznego oraz flory na terenie Drawskiego Parku Krajobrazowego i Drawieńskiego Parku Narodowego (Jasnowska i in. 1999), monitoringu ichtiofauny, głównie na obszarach DPN (Chełkowski i in. 1996, Dębowski i in. 2000) oraz oceny ekosystemów wodnych Drawieńskiego Parku Narodowego (Klimaszyk i Gancarczyk 2010). W ostatnich latach powstało kilkanaście nowych publikacji odzwierciedlających aktualny stan środowiska Drawy, głównie jej środkowego i dolnego odcinka. Publikacje te przedstawiają opis warunków fizykochemicznych wód Drawy (Domagała i in. 2009a, b, c), składu ilościowego i jakościowego makrozoobentosu (Abraszewska 2008, Czerniawski i in. 2009), zooplanktonu (Czerniawski 2004, Wolska i Czerniawski 2006, Czerniawski i Domagała 2010a, b), składu jakościowego ichtiofauny (Czerniawski i in. 2010a), porównania genetycznego populacji ryb łososiowatych (Skuzka i in. 2009), czy tempa porostania roślin-



Ryc. 1. Lokalizacja badanych jezior w zlewni Drawy

nością zbiorników wodnych w wyniku procesów eutrofizacyjnych (Czerniawski i Piasecki 2004). Istnieją również prace opisujące w szerszym aspekcie stan środowiska środkowej i dolnej Drawy (Czerniawski i in. 2008a) oraz jej całe zlewni (Domagała i in. 2010), a szczególnie jej zagrożenia antropogeniczne, np. utrudnienia w migracji ryb (Czerniawski i in. 2008b) czy wpływ stosowania zanęt wędkarskich na stan środowiska wodnego Drawy (Czerniawski i in. 2010b). Powstały także publikacje opisujące sposób wykorzystania wybranych cieków w zlewni Drawy do odbudowy cennych przyrodniczo gatunków ryb łososiowatych (Raczyński i in. 2005, Czerniawski i in. 2010c).

Eutrofizacja jest ogólnie znanym problemem, dotyczącym coraz większej liczby zbiorników wodnych i wód płynących, również tych, uznawanych za czyste i odporne na degradację. Jej bezpośrednią przyczyną jest nie tylko zwiększony napływ nutrientów ze zlewni, ale też ich stała resuspensja z osadów dennych. Eutrofizacja bezpośrednio objawia się przede wszystkim znaczącym wzrostem produkcji pierwotnej. Najbardziej widocznym tego efektem jest pogarszająca się, w okresie letnim, przezroczystość wód, spowodowana gwałtownym rozwojem glonów planktonowych. Innym objawem tego procesu jest stopniowe zarastanie zbiorników wodnych oraz cieków wodnych przez makrofity oraz zamulanie powierzchni tarliskowych wielu litofilnych gatunków ryb tj. ryb łososiowatych czy sandacza, lub zanik, w wyniku pogorszenia warunków przenikania światła, podwodnych łąk ramienic, stanowiących substrat do składania ikry przez koregonidy (Czerniawski i Piasecki 2004).

Eutrofizacji sprzyjają niekorzystne warunki morfometryczne i hydrologiczne, ograniczające możliwości pionowego mieszania się wód w danym jeziorze (Seip i in. 1997, Kajak 2001, Lampert i Sommer 2007). Ważnym czynnikiem wpływającym na tempo eutrofizacji, jest także charakter zlewni bezpośredniej i pośredniej jezior (Smal i in. 2005). Stąd, dla uzyskania trwałej poprawy jakości wody w każdym zdegradowanym jeziorze, sprawą kluczową jest właściwa ocena stopnia degradacji struktur i funkcji ekosystemu (Wiśniewski 2007).

Celem pracy była ocena statusu troficznego 65 wybranych, przepływowych jezior leżących w zlewni rzeki Drawy w odniesieniu do ich warunków środowiskowych.

MATERIAŁ I METODY

Badania prowadzono w lipcu 2008 r. na 65 wybranych jeziorach przepływowych, leżących w zlewni rzeki Drawy. W wodach każdego jeziora wykonywano pomiary temperatury, pH, przewodności elektrolitycznej, stężenia rozpuszczonego tlenu przy użyciu wielofunkcyjnego urządzenia pomiarowego firmy Elmetron. W każdym jeziorze dokonywano pomiaru widzialności krążka Secchi'ego. Do określenia statusu troficznego jezior zastosowano wskaźnik Carlsona (1977) $TSI_{SD} = 10 (6 - \log_2 SD)$, gdzie: SD – widzialność krążka Secchi'ego. Wyniki badań odniesiono do danych literaturowych.

Rzeka Drawa ma długość ok. 185,9 km i jest czwartorzędowym dopływem rzeki Odry. Źródła Drawy znajdują się na wysokości 150 m n.p.m. Powierzchnia zlewni Drawy wynosi 3198 km.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Po wyliczeniu wartości wskaźnika Carlson'a stwierdzono, że w zlewni Drawy 48% badanych jezior charakteryzowało się wodami eutroficznymi, 23% jezior odznaczało się wodami mezotroficznymi. Status troficzny 25% jezior określono jako mezo-eutroficzny, a 3% jezior charakteryzowało się wodami politroficznymi (tab. 1). Wyniki pracy pokazują, że większość jezior przepływowych leżących w zlewni rzeki Drawy charakteryzuje się wodami eutroficznymi, co jest typowe dla większości jezior leżących w strefie klimatu umiarkowanego (Gołdyn 2000, Lampert i Sommer 2007). Najmniejszymi wartościami wskaźnika Carlson'a i tym samym najmniejszym stopniem zeutrofizowania charakteryzowały się jeziora: Żerdno (nr 6), Dołgie (nr 15), Piaski (nr 44) oraz Radęcino (nr 49). Wyliczona dla tych jezior wartość wskaźnika Carlsona nie przekraczała 37. Najbardziej zeutrofizowanymi jeziorami, charakteryzującymi się najwyższymi wartościami wskaźnika Carlson'a (67,4), były jezioro Nowa Korytnica w zlewni Korytnicy (nr 43) oraz Młyński Staw w zlewni Płocicznej (nr 56). W zdecydowanej większości najbardziej zeutrofizowanymi jeziorami w zlewni Drawy były zbiorniki przymiejskie, które wg Wiśniewskiego (2007) są szczególnie zdegradowane, co charakteryzuje się silnym przeżyźnieniem ich wód. W wyniku tego, jeziora te nie są już w stanie pełnić roli odstojnika napływającej wraz

z wodami cieków materii organicznej. Według powyższego autora wiele z przymiejskich jezior było odbiornikiem przez wiele lat nieoczyszczonych, bądź podczyszczonych ścieków, co można zapewne odnieść do byłych czasów PRL. Jednakże, w wodach, a szczególnie w jeziorach przymiejskich leżących w zlewni Drawy, nadal obserwuje się liczne punkty zrzutu nieoczysz-

czonych ścieków, znajdujących się nawet w ścisłych centrach większych miejscowości (Czerniawski i in. 2008, Domagała i in. 2010). W większości najmniej korzystnymi warunkami troficznymi charakteryzowały się jeziora o małej powierzchni (poniżej 50 ha) i małej głębokości (poniżej 10 m). Warte uwagi są przypadki jeziora Mąkowskiego (nr 31) i Nowa Korytnica

Tab. 1. Temperatura (T) [°C], stężenie rozpuszczonego tlenu (O₂) [mg · dm⁻³], przewodność elektrolityczna (Przew.) [μS], pH, powierzchnia (Pow.) [ha], głębokość (Głęb.) [m], widzialność krążka Secchi'ego (WKS) [m], wskaźnik Carlson'a (Wsk. C) oraz status troficzny badanych jezior w zlewni Drawy w roku 2008

| Nr jeziora | Nazwa jeziora | T | O ₂ | Przew. | pH | Pow. | Głęb. | WKS | Wsk.C | Status troficzny |
|------------|---------------|------|----------------|--------|-----|--------|-------|-----|-------|------------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| 1 | Krzywe | 20,1 | 7,6 | 302,3 | 8,0 | 9,9 | 9,0 | 1,7 | 52,3 | mezo-eutrofia |
| 2 | Krağ | 15,5 | 7,6 | 254,1 | 7,5 | 7,3 | 4,5 | 1,5 | 54,2 | mezo-eutrofia |
| 3 | Długie | 12,8 | 5,9 | 786,9 | 7,6 | 14,4 | 4,7 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 4 | Głębokie | 14,5 | 8,0 | 315,2 | 7,5 | 9,0 | 5,0 | 1,1 | 58,6 | eutrofia |
| 5 | Małe | 17,1 | 7,2 | 358,9 | 8,4 | 5,7 | 3,5 | 1,0 | 60,0 | eutrofia |
| 6 | Prosino | 20,5 | 6,5 | 284,9 | 8,8 | 86,0 | 1,8 | 1,5 | 54,2 | mezo-eutrofia |
| 7 | Zerdno | 20,7 | 7,7 | 274,2 | 8,3 | 198,2 | 36,0 | 6,0 | 34,2 | mezotrofia |
| 8 | Czaplino | 20,9 | 12,6 | 349,9 | 8,5 | 108,0 | 22,9 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 9 | Drawsko | 21,5 | 8,4 | 373,1 | 8,5 | 1870,0 | 79,7 | 2,5 | 46,8 | mezo-eutrofia |
| 10 | Rzepowo | 21,1 | 7,2 | 330,2 | 8,0 | 39,5 | 3,5 | 1,9 | 50,7 | mezo-eutrofia |
| 11 | Krosino | 21,1 | 7,6 | 344,2 | 8,2 | 177,2 | 17,2 | 2,0 | 50,0 | mezo-eutrofia |
| 12 | Wilczkowo | 21,0 | 7,2 | 345,2 | 7,2 | 283,7 | 26,7 | 4,0 | 40,0 | mezotrofia |
| 13 | Wąsosze | 20,7 | 5,0 | 352,5 | 7,8 | 318,0 | 8,5 | 1,3 | 56,2 | eutrofia |
| 14 | Siecino | 19,0 | 7,7 | 298,4 | 7,9 | 729,0 | 44,3 | 4,0 | 40,0 | mezotrofia |
| 15 | Dołgie | 18,5 | 8,6 | 382,5 | 8,2 | 98,0 | 14,2 | 5,0 | 36,8 | mezotrofia |
| 16 | Okra | 21,0 | 8,1 | 472,2 | 8,5 | 52,2 | 21,8 | 4,3 | 39,0 | mezotrofia |
| 17 | Wilze | 20,7 | 8,4 | 312,4 | 8,2 | 32,3 | 9,0 | 2,2 | 48,6 | mezo-eutrofia |
| 18 | Stawno | 19,4 | 8,6 | 412,5 | 8,2 | 39,0 | 2,4 | 2,5 | 46,8 | mezo-eutrofia |
| 19 | Jelenie | 16,7 | 6,3 | 402,9 | 7,4 | 60,0 | 9,0 | 2,4 | 47,4 | mezo-eutrofia |
| 20 | Konotop | 19,8 | 7,3 | 362,0 | 7,6 | 45,6 | 7,5 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 21 | Lubie | 21,0 | 6,8 | 312,5 | 8,1 | 1439,0 | 46,2 | 3,0 | 44,2 | mezotrofia |
| 22 | Studnickie | 21,0 | 8,4 | 442,3 | 7,5 | 38,9 | 2,4 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 23 | Wielkie Dębno | 21,1 | 6,8 | 385,6 | 7,8 | 121,0 | 20,0 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |
| 24 | Jeziorak | 18,8 | 7,6 | 315,6 | 7,8 | 40,4 | 2,6 | 1,6 | 53,2 | mezo-eutrofia |
| 25 | Zły Łęg | 20,7 | 7,2 | 298,7 | 7,9 | 48,8 | 3,7 | 1,1 | 58,6 | eutrofia |
| 26 | Prostynia | 21,2 | 8,3 | 354,8 | 7,9 | 50,5 | 7,7 | 0,9 | 61,5 | eutrofia |
| 27 | Pańskie | 23,1 | 8,3 | 410,2 | 8,5 | 44,9 | 4,5 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 28 | Trzebuń | 21,9 | 7,9 | 410,2 | 7,9 | 131,0 | 21,0 | 3,1 | 43,7 | mezotrofia |
| 29 | Miejskie | 19,1 | 6,4 | 322,2 | 7,6 | 10,0 | 10,0 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |
| 30 | Młyńskie | 23,1 | 12,6 | 346,2 | 9,0 | 14,9 | 16,1 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |
| 31 | Mąkowskie | 22,0 | 11,4 | 306,4 | 8,8 | 180,0 | 31,0 | 0,9 | 61,5 | eutrofia |
| 32 | Grażyna | 20,9 | 7,0 | 361,4 | 8,1 | 75,2 | 4,7 | 1,4 | 55,1 | mezo-eutrofia |
| 33 | Kraśnik | 17,7 | 3,8 | 398,5 | 7,6 | 17,4 | 3,0 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 34 | Kraśnik Mały | 22,7 | 2,6 | 462,2 | 7,7 | 8,0 | 2,5 | 0,9 | 61,5 | eutrofia |
| 35 | Karpino | 18,2 | 7,0 | 282,5 | 7,3 | 86,2 | 21,0 | 4,0 | 40,0 | mezotrofia |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
|----|-------------------|------|------|-------|-----|-------|------|-----|------|---------------|
| 36 | Krzywy Róg | 19,7 | 6,8 | 349,6 | 8,0 | 16,2 | 5,0 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |
| 37 | Adamowo | 21,1 | 6,9 | 363,2 | 8,1 | 120,0 | 37,0 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 38 | Szerokie | 20,1 | 7,2 | 219,3 | 7,4 | 79,0 | 16,0 | 3,0 | 44,2 | mezotrofia |
| 39 | Krzywe | 20,3 | 6,9 | 282,6 | 8,0 | 121,7 | 18,0 | 4,0 | 40,0 | mezotrofia |
| 40 | Dominikowo | 20,5 | 8,5 | 321,0 | 7,4 | 7,8 | 16,5 | 3,0 | 44,2 | mezotrofia |
| 41 | Studnickie | 20,1 | 18,4 | 342,4 | 9,3 | 16,0 | 1,0 | 1,0 | 60,0 | eutrofia |
| 42 | Wieliz | 20,7 | 8,4 | 312,4 | 8,2 | 32,7 | 11,0 | 0,7 | 65,1 | eutrofia |
| 43 | Nowa Korytnica | 22,0 | 8,5 | 485,1 | 8,6 | 97,0 | 4,7 | 0,6 | 67,4 | politrofia |
| 44 | Piaski | 21,8 | 9,3 | 123,2 | 7,4 | 72,6 | 15,5 | 5,0 | 36,8 | mezotrofia |
| 45 | Muliste | 22,1 | 9,1 | 243,5 | 8,0 | 41,5 | 6,9 | 1,4 | 55,1 | mezo-eutrofia |
| 46 | Czarne | 20,4 | 3,8 | 183,2 | 7,3 | 8,2 | 1,0 | 1,6 | 53,2 | mezo-eutrofia |
| 47 | Okragle | 21,2 | 2,6 | 393,5 | 7,5 | 12,8 | 4,2 | 1,3 | 56,2 | eutrofia |
| 48 | Wyrwy Wielkie | 22,5 | 7,6 | 398,6 | 8,2 | 221,8 | 12,5 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |
| 49 | Radęcino | 23,3 | 8,9 | 263,5 | 8,9 | 151,0 | 15,0 | 5,0 | 36,8 | mezotrofia |
| 50 | Zbiornik Kamienna | 19,4 | 8,3 | 362,2 | 8,5 | 15,0 | 6,0 | 2,0 | 50,0 | eutrofia |
| 51 | Zamkowe | 22,3 | 8,8 | 322,8 | 8,0 | 17,9 | 9,5 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 52 | Tuczno | 21,9 | 7,0 | 368,1 | 7,9 | 129,0 | 20,0 | 3,2 | 43,2 | mezotrofia |
| 53 | Sitno | 22,5 | 8,2 | 386,1 | 7,6 | 74,2 | 7,0 | 2,5 | 46,8 | mezo-eutrofia |
| 54 | Plociczno | 22,9 | 8,9 | 365,7 | 8,4 | 56,2 | 5,3 | 0,7 | 65,1 | eutrofia |
| 55 | Ostrowieckie | 23,5 | 8,2 | 392,3 | 8,5 | 370,0 | 28,5 | 4,5 | 38,3 | mezotrofia |
| 56 | Młyński Staw | 22,5 | 7,8 | 599,0 | 7,9 | 37,0 | 6,0 | 0,6 | 67,4 | politrofia |
| 57 | Kamień | 21,4 | 7,4 | 311,2 | 7,6 | 35,0 | 2,7 | 2,2 | 48,6 | mezo-eutrofia |
| 58 | Załom | 22,1 | 8,1 | 321,2 | 8,1 | 135,8 | 21,5 | 1,5 | 54,2 | mezo-eutrofia |
| 59 | Dubie | 22,1 | 8,1 | 311,2 | 7,7 | 22,4 | 5,1 | 3,5 | 41,9 | mezotrofia |
| 60 | Osiek | 22,5 | 9,8 | 332,2 | 8,6 | 532,4 | 35,3 | 1,3 | 56,2 | eutrofia |
| 61 | Wielgie | 23,4 | 11,1 | 499,1 | 9,4 | 138,9 | 6,8 | 0,9 | 61,5 | eutrofia |
| 62 | Szczuczarz | 22,0 | 5,2 | 302,2 | 7,6 | 136,0 | 17,4 | 1,3 | 56,2 | eutrofia |
| 63 | Lisie | 18,6 | 4,0 | 426,8 | 7,9 | 16,9 | 3,1 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 64 | Sarbin | 19,1 | 6,0 | 340,2 | 7,8 | 31,6 | 1,5 | 1,2 | 57,4 | eutrofia |
| 65 | Królewskie | 19,3 | 5,8 | 454,5 | 8,1 | 59,5 | 3,4 | 0,8 | 63,2 | eutrofia |

(nr 43), które pomimo swojej stosunkowo dużej powierzchni charakteryzują się bardzo niekorzystnymi warunkami troficznymi. W jeziorach tych od późnej wiosny do wczesnej jesieni obserwuje się silny zakwit glonu *Ceratium hirundinella* (Czerniawski i Domagała 2010a, b), który może być wywołany splywem znacznego ładunku biogenów z przeżyźnionych, leżących powyżej małych i płytkich jezior.

Analiza statystyczna ANOVA wykazała istotne zróżnicowanie w głębokości jezior ($F = 2,92$; $P = 0,0285$), widzialności krążka Secchi'ego

($F = 86,98$; $P < 0,0001$) i przewodności ($F = 4,94$; $P = 0,0016$) pomiędzy jeziorami o różnym statusie troficznym (tab. 2). Największe różnice dotyczyły różnic w odniesieniu do widzialności krążka Secchi'ego. Test Duncan'a wykazał, że średnia widzialność krążka Secchi'ego w jeziorach mezotroficznych była istotnie wyższa od tego parametru niż w jeziorach mezo-eutroficznych ($P < 0,0001$), eutroficznych ($P < 0,0001$) i politroficznych ($P < 0,0001$) (tab. 3). Dodatkowo parametr ten uzyskał istotnie wyższą wartość w jeziorach mezo-eutroficznych niż

w jeziorach eutroficznym i politroficznym, odpowiednio $P = 0,0177$ i $P < 0,0001$. Nie stwierdzono istotnych różnic w widzialności krążka Secchi'ego pomiędzy jeziorami eutroficznymi a politroficznymi ($P = 0,6811$), chociaż wartość tego parametru w wodach eutroficznym

Tab. 2. Wyniki analizy wariancji ANOVA w wartościach poszczególnych parametrów abiotycznych pomiędzy badanymi jeziorami

| | F | P |
|----------------|--------------|--------------------|
| T | 0,55 | 0,6980 |
| O ₂ | 0,17 | 0,9548 |
| Przew. | 4,94 | 0,0016 |
| pH | 0,70 | 0,5974 |
| Pow. | 0,98 | 0,4266 |
| Głęb. | 2,92 | 0,0285 |
| WKS | 86,98 | < 0,0001 |

była wyższa. Zmniejszając się wartość widzialności krążka Secchi'ego w wodach o niższej trofii można tłumaczyć generalnie znanym zjawiskiem, występowania większej ilości zawiesiny w wodzie, a szczególnie większego zagęszczenia fitoplanktonu, w procesie harmonicznych zmian trofii wód (Kajak 2001). Poza tym, niewielka widzialność w jeziorach przymiejskich może być spowodowana dodatkowym zrzutem nieoczyszczonych ścieków.

Zaobserwowano, że jeziora o mniejszym stopniu trofii odznaczały się większą głębokością od jezior o wyższym statusie troficznym. Jednakże, test Duncan'a wykazał, że tylko jeziora mezotroficzne charakteryzowały się istotnie większą głębokością w porównaniu z jeziorami politroficznymi ($P = 0,0218$). Podobny układ do powyższego zanotowano w odniesieniu do prze-

wodności elektrolitycznej, gdzie jeziora bardziej zeutrofizowane cechowały się wyższymi wartościami tego parametru niż jeziora o mniejszym statusie troficznym. Test *post-hoc*, także wykazał istotną różnicę tylko pomiędzy jeziorami mezotroficznymi a politroficznymi ($P = 0,0208$). Głębokość jezior jest jednym z ważniejszych czynników decydujących o tempie eutrofizacji i podatności jeziora na zdegradowanie (Seip i in. 1992). Wyniki niniejszej pracy również pokazują, że jeziora o stosunkowo dużej głębokości w większości charakteryzowały się lepszymi warunkami troficznymi w porównaniu z jeziorami płytkimi.

W przypadku innych parametrów fizykochemicznych i morfologicznych nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic ($P > 0,05$). Najwyższa temperatura, stężenie rozpuszczonego tlenu oraz pH notowane były w jeziorach politroficznym, co można odnieść do obserwowanego w tych wodach zakwitu fitoplanktonu, który powoduje znaczne podwyższenie odczynu wody i często prowadzi nawet do przesylenia wody tlenem (Kajak 2001, Lampert i Sommer 2007). Dodatkowo jeziora o niższym stopniu trofii charakteryzowały się mniejszą powierzchnią niż jeziora o wyższym statusie troficznym, co wraz z niewielką głębokością czyni je bardziej podatnymi na zdegradowanie. Wyższa temperatura jezior o wyższym statusie troficznym mogła wynikać z niewielkiej głębokości tych zbiorników, przez co ich woda szybciej się nagrzewała.

Analiza regresji wielorakiej wykazała, że wartość wskaźnika Carlson'a i tym samym stopnia zeutrofizowania wód badanych jezior jest w istotnym stopniu uzależniona od warunków abiotycznych jezior, szczególnie od przewodności elektrolitycznej i głębokości jeziora. Model regresji wyjaśnił 28% zaobserwowanej zmienno-

Tab. 3. Wartości średnie temperatury, stężenia rozpuszczonego tlenu, przewodności elektrolitycznej, pH, powierzchni, głębokości i widzialności krążka Secchi'ego w jeziorach zlewni Drawy w zależności od statusu troficznego. Oznaczenia symboli jak w tab. 2. Różne litery w kolumnach wskazują na istotne różnice ($P < 0,05$)

| Status troficzny | T | O ₂ | Przew. | pH | Pow. | Głęb. | WKS |
|------------------|-----------|----------------|--------------|----------|--------------|-------------|----------|
| mezotrofia | 20,9±1,5a | 7,8±0,8a | 316,2±81,9a | 7,9±0,5a | 248,2±363,0a | 22,9±11,1a | 4,0±0,9a |
| mezo-eutrofia | 20,3±1,9a | 7,2±1,6a | 321,2±60,9a | 8,0±0,4a | 170,7±455,4a | 11,4±19,1ab | 1,9±0,4b |
| eutrofia | 20,4±2,4a | 7,4±3,5a | 381,2±90,3ab | 8,1±0,5a | 79,3±111,3a | 10,1±9,8ab | 1,1±0,3c |
| politrofia | 22,3±0,4a | 8,2±0,5a | 542,1±80,5b | 8,3±0,5a | 67,0±42,4a | 5,4±0,9b | 0,6±0,0c |

ści (tab. 3). Wskaźnik Pearson'a pozwolił także stwierdzić, że parametrami, które istotnie wpływają na stopień zeutrofizowania badanych jezior są przewodność elektrolityczna i głębokość zbiornika (ryc. 2). W wodach silnie zeutrofizowanych obserwuje się wyższe wartości przewodności elektrolitycznej niż w jeziorach o niższym statusie troficznym (Czerniawski i Domagała 2010a).

Dodatkowo, zaobserwowano, że również powierzchnia jeziora w znacznym stopniu, bliskim istotnemu ($P = 0,087$) oddziaływała na stan zeutrofizowania wód jezior (ryc. 2). Analiza wykazała, że wraz ze wzrostem powierzchni i głębokości jeziora trofia jezior maleje, a wraz ze wzrostem przewodności status troficzny wód jezior ulega także podwyższeniu. Jeziora mezotroficzne generalnie charakteryzują się znaczną głębokością i powierzchnią przez co są najmniej narażone na degradację (Kajak 2001, Szyper i Gołdyn 2002, Lampert i Sommer 2007). Jak pokazują wyniki badań niniejszej pracy większość jezior, cechujących się stosunkowo dużą powierzchnią i głębokością posiadała wody najmniej zeutrofizowane.

Większość jezior charakteryzujących się wysoką trofią cechowały niekorzystne warunki środowiskowe, takie jak: warunki morfologiczne zlewni, stosunki hydrologiczne czy bliskość miejscowości, które w znacznym stopniu decydują o tempie degradacji zbiorników (Bajkiewicz-Grabowska 1987, Smal i in. 2005). Cała zlewnia Drawy charakteryzuje się zróżnicowanym ukształtowaniem terenu i w związku z tym różnym jego użytkowaniem. Jej górna część w zdecydowanej większości otoczona jest przez intensywnie nawożone pola uprawne, co charakteryzuje się silnym zakwaszeniem gleb i w konsekwencji niekorzystnymi zmianami troficznymi wód jezior (Domagała i in. 2010). W wodach środkowej i dolnej Drawy również notowane są podwyższone wartości niektórych parametrów fizyko-chemicznych, które wpływają na przyspieszenie procesów eutrofizacyjnych (Domagała i in. 2009 a, b, c). Jak wspomniano wyżej, największe wartości niekorzystnych wskaźników stwierdzone są w wodach płynących przez miasta lub wsie, z których nieoczyszczone ścieki, pochodzące z hodowli zwierzęcych, odprowadzane są wprost do cieków, a gnojowica składowana jest w bliskiej odległości od ich nurtu (Czerniawski i in. 2008).

Najmniej zagrożonym odcinkiem zlewni Drawy jest część pozostająca w administracyjnych

granicach Drawieńskiego Parku Narodowego, co wynika zapewne z opieki służb Parku nad tym obszarem, jak również z otoczenia lasów ograniczających dopływ biogenów. (Domagała i in. 2010). Jednakże, w wodach wpływających do parkowych odcinków Drawy, Płocicznej, Słopiczy i Korytnicy obserwuje się podwyższone stężenie niektórych pierwiastków (Domagała i in. 2009a, b, c) oraz zespoły makrozoobekregowców wskazujących na niekorzystny stan jakości wód (Czerniawski i in. 2009) i szybki rozwój roślinności, będący wynikiem zmian eutrofizacyjnych (Piasecki i Czerniawski 2004). Dotyczy to szczególnie jezior, które jako ostatnie leżą w biegu wymienionych wyżej rzek. Dzisiaj wydaje się, że jeziora te nie uległy jeszcze przeżyźnieniu i pełnią rolę odstożników, lecz w niektórych z nich zanotowano stosunkowo wysoki status troficzny i relatywnie silne zakwity fitoplanktonu. Wszystkie z tych zbiorników w perspektywie czasu mogą stanowić zagrożenie dla wód Parku.

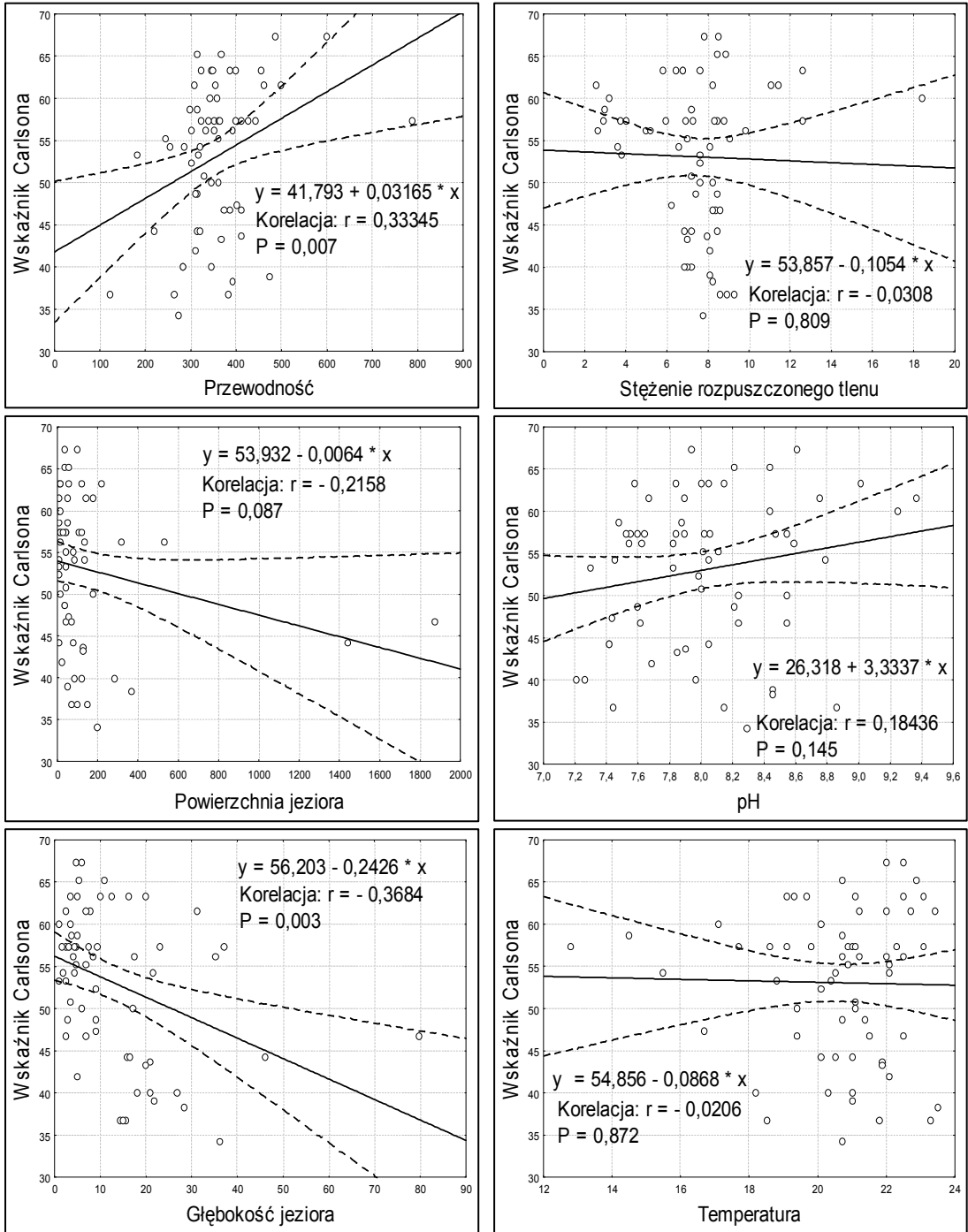
Hillbricht-Ilkowska (1999) podaje, że przepływowe jeziora zdecydowanie wpływają na zmiany charakteru rzeki, poniżej jej odpływu. Z punktu widzenia kontinuum rzeczno-jeziorno-łeczniczego zakłóca porządek rzeki ukształtowany wraz z jej biegiem, np. poprzez wyeliminowanie typowych organizmów rzecznych, pojawienie się dużych ilości planktonu, drapieżników czy gwałtownych spadków zawartości tlenu w wodzie (Minshall et al., 1985, Cummins et al. 1995).

Nie bez znaczenia dla gwałtownego wzrostu

Tab. 4. Wyniki analizy regresji wielorakiej. Zależność pomiędzy wskaźnikiem Carlson'a a warunkami środowiskowymi jezior. $R = 0,53$; $R^2 = 0,28$; Skorygowany $R^2 = 0,21$; $F_{6,57} = 3,71$; $p < 0,0035$; Błąd std. estymacji: 7,8193.

| | Beta | P |
|----------------|--------------|---------------|
| T | 0,07 | 0,6255 |
| O ₂ | -0,09 | 0,5617 |
| Przew. | 0,24 | 0,0473 |
| pH | 0,24 | 0,1205 |
| Pow. | 0,16 | 0,4228 |
| Głęb. | -0,51 | 0,0157 |

trofi w badanych jeziorach jest rola wędkarzy, a szczególnie stosowanych przez nich zanęt wędkarskich i pośredniego wpływu na proces ichtioeutrofizacji (Opuszyński 1987), Czerniawski i in. (2010) podają, że do wód zlewni środko-



Ryc. 2. Zależność pomiędzy zmianami wartości wskaźnika Carlsons a wartościami przewodności elektrolitycznej (μS), stężenia rozpuszczonego tlenu ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), powierzchni jeziora (ha), pH, głębokości jeziora (m) i temperatury ($^{\circ}\text{C}$)

wej i dolnej Drawy trafia ponad 40 ton zanęty wędkarskiej, zawierającej znaczne ilości biogenów. Dodatkowo wędkarze łowiący w zlewni Drawy, zdecydowanie preferują połów ryb dra-

pieżnych, pomijając przy tym prawie zupełnie ryby karpowate. Ryby te, pozbawione naturalnych wrogów, zwiększają swoją populację, przyczyniając się do podniesienia trofii, poprzez

eliminację filtrujących wodę organizmów zooplanktonowych. Ponadto, przez lata, jeziora zlewni Drawy zarybiano atrakcyjnymi dla wędkarzy allochtonicznymi rybami roślinożernymi, które zdecydowanie negatywnie wpływają na gwałtowne przyspieszenie procesów eutrofizacyjnych (informacje ustne członków PZW, Opuszyński 1997).

Wody zlewni Drawy posiadają osobliwy charakter przejawiający się w niektórych odcinkach jeszcze dzikim charakterem, czego nie można stwierdzić porównując wiele innych pomorskich rzek. Jednak, w odniesieniu do uzyskanych wyników i obserwacji wydaje się uzasadnionym podjęcie zdecydowanych działań zmierzających do zahamowania lub ograniczenia zanieczyszczenia jezior, czy zaprzestania prowadzenia niewłaściwej gospodarki rybackiej i wędkarskiej. W przeciwnym razie woda uchodząca z jezior, w efekcie spowoduje niekorzystny wzrost żyzności wód Drawy, na szczególnie ważnym i cennym obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego, jak również w końcowym odcinku rzeki, przed jej ujściem do Noteci.

LITERATURA

- Bajkiewicz-Grabowska E.; 1987; Evaluation of the natural susceptibility of shallow lakes to degradation; *GeoJournal*; 14; 367-371
- Carlson R.E.; 1977; A trophic state index for lakes; *Limnology and Oceanography*; 22; 361-369
- Cummins K. W.; Cushing C. E.; Minshall G. W.; 1995; An overview of stream ecosystems; In Cushing C. E., K. W. Cummins & G. W. Minshall (eds); *Rivers and Stream Ecosystems; Ecosystems of the World*; 22; Elsevier; Amsterdam; 1-8
- Chelkowski Z., Chelkowska B., Antoszek O., Gancarczyk J.; 1996; Cyclostomates and fishes of the Drawa River within the limits of the Drawieński National Park; *Acta Ichthyologica et Piscatoria*; 27; 79-111
- Czerniawski R.; 2004; Zooplankton exported from lake Adamowo. (NW Poland); *Zoologica Polonica*; 4; 129-147
- Czerniawski R., Piasecki W.; 2004; Rozwój makrofitów w jeziorze Adamowo i rozlewisku rzeki Drawy jako efekt eutrofizacji; *Komunikaty Rybackie*; 6; 7-10
- Czerniawski R., Domagała J.; 2010a; Zooplankton communities of two lake outlets in relation to abiotic factors; *Central European Journal of Biology*; 5; 240-255
- Czerniawski R., Domagała J.; 2010b; Similarities in zooplankton community between River Drawa and its two tributaries (Polish part of River Odra); *Hydrobiologia*; 638; 137-149
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.; 2008a; Charakterystyka środowiska wodnego zlewni Środkowej i Dolnej Drawy w sezonie wegetacyjnym; *Rocznik Ochrona Środowiska*; 10; 243-258
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.; 2008b; Utrudnienia w migracji ryb w zlewni Drawy. [w:] Mokwa M., Wiśniewski W. (red.); *Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną*; Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne; 50-53
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.; 2010a; Analiza jakościowa jesiennej ichtiofauny dopływów Drawy; *Acta Biologica*; w druku
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.; 2010b; Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzanych biogenów w zanętach w wodach zlewni środkowej i dolnej Drawy; *Roczniki Naukowe PZW*; 23; 119-130
- Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M., Domagała J.; 2010c; Growth and survival of brown trout fry (*Salmo trutta m. fario* L.) in the wild, reared in the hatchery on different feed; *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities* 13(2); Available Online; <http://www.ejpau.media.pl/volume13/issue2/art-04.html>
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Półgęsek M.; 2009; The BMWP PL method applied for evaluation of water purity in the catchment area of the middle and lower Drawa river; *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*; 12(4); Available Online; <http://www.ejpau.media.pl>
- Dębowski P., Terlecki J., Gancarczyk J., Martyniak A., Kozłowski J., Wziątek B., Hliwa P.; 2000; Ichthyofauna of waters of Drawieński National Park; *Roczniki Naukowe PZW*; 13; 87-107
- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.; 2009a; Charakterystyka chemiczna i fizyczna wód środkowej i dolnej Drawy w cyklu rocznym 2007/2008; *Rocznik Ochrony Środowiska*; 11; 675-686

- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.; 2009b; Rezultaty badań fizycznych i chemicznych wód dopływów środkowej Drawy w roku 2007/2008; Rocznik Ochrony Środowiska; 11; 687-702
- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.; 2009c; Parametry fizyczne i chemiczne wód dopływów dolnej Drawy w roku 2007/2008; Rocznik Ochrony Środowiska; 11; 703-714
- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M.; 2010; Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni Drawy; [w:] Mokwa M.; Bliskie naturze kształtowanie dolin rzecznych; w druku
- Gołdyn R.; 2000; Zmiany biologicznych i fizyko-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych; Wydawnictwo Naukowe UAM; Poznań
- Hillbricht-Ilkowska, A.; 1999; Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity; Hydrobiologia; 408/409; 349-358.
- Jasnowska J., Friedrich S., Kowalski W., Markowski S.; 1999; Rzeka Drawa – ważny korytarz ekologiczny Pomorza Zachodniego; Ochrona Przyrody; 56; 17 – 34
- Kajak Z.; 2001; Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych; Wydawnictwo Naukowe PWN; Warszawa
- Klimaszyk P., Gancarczyk A.; 2010; Ekosystemy wodne Drawieńskiego Parku Narodowego; [w:] Joniak T. (red.); Bezkręgowce denne wód parków narodowych Polski; Zakład Ochrony Wód; Uniwersytet Adama Mickiewicza. Poznań; s. 11 – 17
- Lampert W., Sommer U.; 2007; Limnoecology; Oxford University Press Inc.; New York
- Minshall G. W., Cummins K. W., Petersen R., Cushing C. E., Bruns D. A., Sedell J. R., Vannote R. L.; 1985; Development in stream ecosystem theory; Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences; 42; 1045-1052
- Opuszyński K.; 1987; Sprzężenie zwrotne między procesem eutrofizacji a zmianami zespołu ryb. Teoria ichtioeutrofizacji; Wiadomości Ekologiczne; 33; 21-30
- Opuszyński K.; 1997; Wpływ gospodarki rybackiej szczególnie ryb roślinożernych, na jakość wody w jeziorach; Biblioteka Monitoringu Środowiska; Zielona Góra
- Raczyński M., Czerniejewski P., Czerniawski R.; 2005; Możliwości wykorzystania cieków zlewni jeziora Adamowo do podchowu ryb łososiowatych przeznaczonych do zarybień wód Drawieńskiego Parku Narodowego; Komunikaty Rybackie; 6; 15-21
- Seip K.L., Sas H., Vermij S.; 1992; Changes in Secchi disk depth with eutrophication; Archiv für Hydrobiologie; 124; 149-165
- Skuza L., Achrem M., Czerniawski R., Sciesińska M., Domagała J.; 2009; Zróżnicowanie genetyczne pstrąga potokowego (*Salmo trutta m. fario* L., 1758) z dwóch cieków zlewni Drawy (otulina Drawieńskiego Parku Narodowego) na podstawie analizy PCR RAPD; [w:] Zakeś Z., Demska-Zakeś K., Kowalska A., Ulikowski D. (red.); Rozród, podchów, profilaktyka ryb łososiowatych i innych gatunków; Wydawnictwo IRS; Olsztyn; 17-24
- Smal H., Kornijów R., Ligeża S.; 2005; The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie Region, Ekstern Poland); Polish Journal of Ecology; 53; 313-327
- Szyper H., Gołdyn R.; 2002; Role of catchment area in the transport of nutrients to lakes in the Wielkopolska National Park in Poland. Lakes and reservoirs; Research and Management; 7; 25 – 33
- Trzebiatowski R., Chełkowski Z., Filipiak J., Chełkowska B., Domagała J., Lubieniecka I., Jarczak A., Klasa B.; 1986; Inwentaryzacja dorzecza Drawy. Opracowanie wykonane na podstawie umowy nr 677/86 z dnia 1986.03.01. zawartej pomiędzy Urzędem Wojewódzkim Wydziałem Ochrony Środowiska Gospodarki Wodnej i Geologii w Gorzowie a Akademią Rolniczą w Szczecinie. I etap badań; Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Szczecinie.
- Trzebiatowski R., Chełkowski Z., Filipiak J., Chełkowska B., Ciupiński M., Lubieniecka I., Klasa B.; 1987; Bonitacja zlewni Dolnej Drawy. Opracowanie wykonane a podstawie umowy nr 677/86 z dnia 1986.03.01. zawartej pomiędzy Urzędem Wojewódzkim Wydziałem Ochrony Środowiska Gospodarki Wodnej i Geologii w Gorzowie a Akademią Rolniczą w Szczecinie; II etap badań; Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Szczecinie.
- Wiśniewski R.; 2007; Zróżnicowanie stanu i stopnia degradacji jezior. wartość diagnostyczna badań osadów; [w:] Wiśniewski R.,

Piotrowiak J.; (red) Ochrona i rekultywacja jezior. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Toruń

STRESZCZENIE

Celem pracy była ocena statusu troficznego 65 wybranych, przepływowych jezior leżących w zlewni rzeki Drawy. Oceny dokonano latem 2008 roku. W celu określenia trofii wód poszczególnych jezior posłużono się wskaźnikiem Carlsona. Dodatkowo mierzono podstawowe parametry fizyko-chemiczne wód jezior, a mianowicie temperaturę, stężenie rozpuszczonego tlenu, pH oraz przewodność elektrolityczną. Uzyskane wyniki porównano z danymi literaturowymi. Stwierdzono, że 48% jezior charakteryzowało się wodami eutroficznymi, 23% jezior odznaczało się wodami mezotroficznymi. Status troficzny 25% jezior określono jako mezo-eutroficzny, a 3% jezior charakteryzowało się wodami politroficznymi. Analiza regresji wielorakiej wykazała, że trofia jeziora w istotnym stopniu uzależniona jest od warunków abiotycznych jezior, natomiast wskaźnik Pearsona pozwolił stwierdzić, że parametrami, najbardziej związanymi z procesem eutrofizacji były przewodność elektrolityczna i głębokość zbiornika. Jeziora, charakteryzujące się najwyższą wartością wskaźnika Carlsona, i tym samym najwyższym statusem troficznym, zlokalizowane były w obszarach poddanych największej presji antropogenicznej. Przeważnie były to jeziora miejskie lub otoczone polami uprawnymi. Poza tym, jeziora te charakteryzowały się wysoką podatnością na degradację wód, o czym świadczyły ich warunki hydrologiczne, morfologiczne, jak również charakter ich zlewni bezpośredniej. Porównując uzyskane wyniki z danymi literaturowymi, stwierdzono, że wody jezior zlewni Drawy podlegają szybkim procesom eutrofizacyjnym, które są przede wszystkim spowodowane niekorzystnym wpływem antropogenicznym. Należy więc, podjąć zdecydowane działania zmierzające do zahamowania lub ograniczenia zanieczyszczania jezior, czy zaprzestania prowadzenia niewłaściwej gospodarki rybackiej. W przeciwnym razie woda uchodząca z jezior, w efekcie spowoduje niekorzystny wzrost żywności wód Drawy, na szczególnie ważnym obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego, jak również w końcowym odcinku rzeki, przed jej ujściem do Noteci.

CZY KOLONIA KORMORANÓW MOŻE BYĆ ZAGROŻENIEM DLA EKOSYSTEMU JEZIORA OSTROWIECKIEGO (DRAWIĘŃSKI PARK NARODOWY)

CAN COLONY OF CORMORANT BE A THREAT TO OSTROWIECKIE LAKE ECOSYSTEM
(DRAWA NATIONAL PARK)

Słowa kluczowe: kormoran czarny, azot, fosfor, obieg pierwiastków

Key words: black cormorant, nitrogen, phosphorus, nutrients transfer

Summary: Piscivorous birds are a very important intermediate link in some food webs and a factor which facilitates dislocation of matter between aquatic and terrestrial ecosystems. The influence of a colony of cormorant *Phalacrocorax carbo* on water quality of the Ostrowieckie Lake was studied. The colony is located on the island (about 1 ha) and the numbers of cormorants usually does not exceed 150 pairs. Investigations were carried out between 2007 and 2009. Samples of surface runoff occurring on the island slopes and ground waters were collected. Concentrations of several chemical elements (especially nutrients) were analysed. Control samples were taken outside the colony from site adjacent to the nesting area but not affected by cormorant excrement.

The surface runoff is the main way of transfer of nutrients from the colony to the lake. Runoff waters affected by birds demonstrated very strong enrichment in all chemical compounds. However loads of nutrients transported to the lake from the colony are insignificant in whole lake nutrients ballance.

WPROWADZENIE

Dostawa pierwiastków biogenych przez zwierzęta może być istotnym czynnikiem wzbogacającym ekosystemy w materię allochtoniczną (Polis i in. 1997). Ptaki wodne, a zwłaszcza gatunki rybożerne są ważnym łącznikiem pomiędzy łańcuchami pokarmowymi i istotnym czynnikiem dyslokacji materii i energii pomiędzy ekosystemami wodnymi i lądowymi (Marion i in. 1994). Konsekwencją dostaw przez ptaki wodne materii allochtonicznej do ekosystemów lądowych może być istotne wzbogacenie gleb i roślin w azot i fosfor (Anderson i Polis 1999, Mulder i Keall 2001) oraz czynniki limitujące zazwyczaj produkcję pierwotną w tych ekosystemach (Vitousek i Howarth 1991). Azot, fosfor i potas są uważane za główne pierwiastki, na których obieg pomiędzy ekosystemami wodnymi a lądowymi wpływ mają ptaki wodne (Ryan

i Watkins 1989, Mun 1997).

Z ekologicznego punktu widzenia żerowanie ptaków rybożernych jest czynnikiem przeciwdziałającym eutrofizacji wód, gdyż nutrieny (N oraz P) są wykluczane z wodnych łańcuchów pokarmowych (wraz ze zjadanymi rybami) (Gere i Andrikovics 1992, Gmitrzuk 2004). Według Kamedy (2000, 2006) oraz Hobary (2005) dostawa biogenów na jednostkę powierzchni terenu pod kolonią kormorana czarnego wynosi dla azotu ponad 20 g m⁻² miesiąc⁻², natomiast fosforu około 15 g m⁻² miesiąc⁻². Przekracza to wielokrotnie wartości notowane dla „naturalnej” dostawy biogenów z atmosfery i powoduje, że gleby pod koloniami zawierają zawsze większe ilości tych pierwiastków w porównaniu do stanowisk kontrolnych nieobciążonych presją ze strony kormoranów (Ligeża i Small 2003, Hobara i inni 2005, Kameda i in. 2006). Zwiększona zawartość biogenów i innych substancji chemicznych istotnie wpływa na strukturę roślinno-

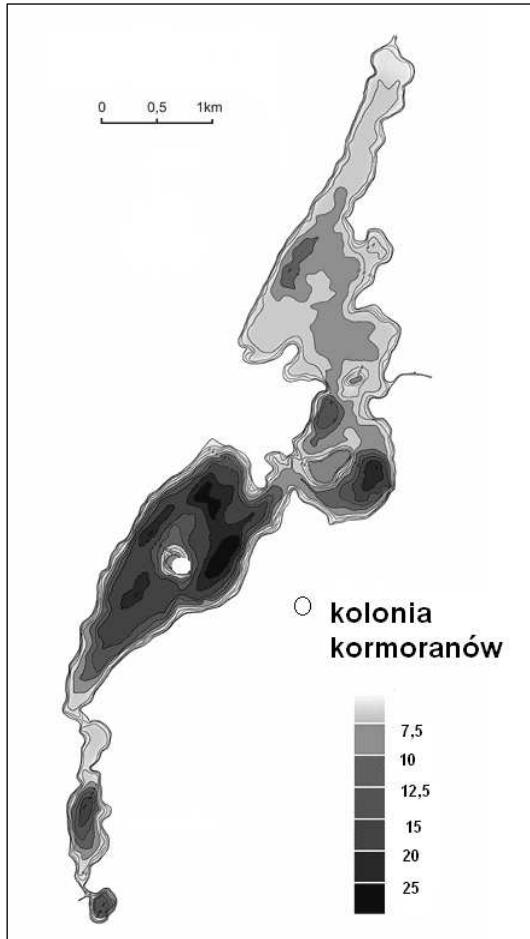
ści porastającej obszary kolonii (Ishida 1997). Przy ograniczonych zdolnościach kumulatywnych gleb część ładunków dostarczanych na obszar kolonii może być transportowana do przyległego zbiornika wodnego. W przypadku, gdy stoki kolonii charakteryzują się znacznym nachyleniem azot i fosfor migruje wraz ze spływem powierzchniowym (Klimaszyk i in, 2008). Gdy powierzchnie kolonii charakteryzują się niewielkimi deniwelacjami przeważa transport wodami gruntowymi.

Powiększająca się liczebność populacji kormorana i zakładanie przez ten gatunek nowych kolonii prowadzi do wzrostu zainteresowania konsekwencjami ich obecności w środowisku. Szereg autorów zwraca uwagę na pozytywny aspekt występowania kormoranów w kontekście przeciwdziałania eutrofizacji wód (kormoran wraz ze zjadanymi rybami transferuje nutriety z ekosystemów wodnych i deponuje w ekosystemach lądowych). Zauważyć jednak należy, że kormorany tworzące daną kolonię mogą żerować na znacznym obszarze i jednocześnie wielu ekosystemach wodnych, natomiast większość ekskrementów (a z nimi biogenów i innych substancji chemicznych) jest deponowana na niewielkiej przestrzeni, która zazwyczaj znajduje się w bezpośredniej bliskości zbiornika wodnego. Skumulowane na terenie kolonii biogeny mogą przenikać do wód powierzchniowych (w wyniku spływu powierzchniowego lub wraz z wodami gruntowymi) i stanowić jeden z czynników stymulujących proces eutrofizacji. Celem pracy było oszacowanie transferu pierwiastków biogennych w układzie kolonia – jezioro.

Teren badań

Jezioro Ostrowieckie jest największym zbiornikiem wodnym na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego. Przez północną część jeziora przepływa rzeka Płociczna. Jezioro posiada trzy wyspy oraz charakterystyczne plosa tworzące odmienne typy limnologiczne. Północna część charakteryzuje się rozległym i stosunkowo płytkim profundalem (ryc. 1). Maksymalna głębokość tej partii wynosi 11,2 m i zamknięta jest krótką izobatą 10,0 m. Misa jeziora w środkowej, najszerszej i jednocześnie najgłębszej jego partii ma stosunkowo bogatą rzeźbę dna, w której znajdują się aż 4 głęboczki (28,5 m, 27,4 m, 22,5 m, 21,0 m). Platforma przybrzeżna charakteryzuje się zmienną wysokością. Stworzyło to warunki m. in. do powstania skrajnie różnych

morfologicznie typów ławicy przybrzeżnej. Brzegi w środkowej partii jeziora są abrazyjne. Strefa ławicy przybrzeżnej sięga średnio około 20,0 m szerokości, przechodząc dość stromym stokiem zbudowanym z utworów piaszczystych w równie stromy profundal. Podobną morfologią cechują się brzegi w części okalającej największą z wysp jeziora. Dwie południowe części jeziora, tworzące jakby dwa odrębne zbiorniki ułożone są jeden za drugim. Większe plosa o kształcie wydłużonym, o podobnie mocno zagęszczonych izobatach z głębokością 17,2 m przechodzi w kierunku północnym płaskim profundalem w najszerszą część jeziora. Dolne stanowi małe dość głębokie „oczko” o stromych



Ryc. 1. Plan batymetryczny Jeziora Ostrowieckiego wraz z zaznaczoną kolonią kormoranów

niemal klifowych brzegach prawie z centralnie położonym głęboczkiem 14,5 m. Zlewnia całkowita Jeziora Ostrowieckiego (powierzchnia 211-83,67 ha) obejmuje zlewnię całkowitą rzeki Płocicznej powyżej jeziora Sitno, zlewnię bezpo-

Tab. 1. Cechy charakterystyczne Jeziora Ostrowieckiego i jego zlewni (za Piotrowicz i Klimaszyk 2009)

| Cechy charakterystyczne | | Wartość |
|----------------------------------|---------------------|---------------|
| <u>Jezioro</u> | | |
| Powierzchnia zwierciadła wody | ha | 387,5 |
| Powierzchnia wysp | ha | 5,8 |
| Długość linii brzegowej ogółem | m | 22000,0 |
| Misy jeziornej | m | 20475,0 |
| Wysp | m | 1525,0 |
| Głębokość maksymalna | m | 28,5 |
| Głębokość średnia | m | 9,4 |
| Objętość | tys. m ³ | 36433,1 |
| Zlewnia całkowita | km ² | 211,836 |
| Zlewnia bezpośrednia | ha | 1044,3 |
| Użytkowanie zlewni bezpośredniej | | |
| Lasy | ha (%) | 986,6 (94,47) |
| Łąki | ha (%) | 14,3 (1,36) |
| Użytki ekologiczne | ha (%) | 39,7 (3,81) |
| Wody | ha (%) | 3,7(0,35) |
| Typ gleb | | |
| Rdzawe | ha (%) | 770,6 (73,78) |
| Bielicowe | ha (%) | 26,3 (2,52) |
| Słabo wykształcone | ha (%) | 15,2 (1,46) |
| Torfowe | ha (%) | 36,4 (3,49) |
| Murszowe | ha (%) | 11,6 (1,11) |
| Brunatne | ha (%) | 4,3 (0,41) |
| Nieklasyfikowane | ha (%) | 179,9 (17,2)3 |
| Przepuszczalność gruntu | | |
| Silnie przepuszczalne | ha (%) | 778,6 (74,5) |
| Średnio przepuszczalne | ha (%) | 84,6 (8,0) |
| Słabo przepuszczalne | ha (%) | 1,2 (0,11) |
| Nieklasyfikowane | ha (%) | 179,9 (17,2) |

średnie jezior: Jamno, Pustelnia i Jeziora Ostrowieckiego wraz z jeziorami oraz zlewnię bezpośrednią rzeki Płocicznej między jeziorami: Sitno – Płociczno i Płociczno – Ostrowiec. Obszar zlewni bezpośredniej zajmujący 1044,3 ha porośnięty jest w większości przez lasy (95%), głównie mieszane z przewagą sosny. Stosunkowo niewielki areal zajmują tereny zabagnione i łąki (tab. 1). W zlewni dominują gleby rdzawe w ramach, których zasadniczą rolę odgrywają brunatno-rdzawe bielicowane (tab. 1). Na terenach podmokłych oraz wokół niewielkich zbiorników wodnych spotkać można płyty gleb torfowych i murszowych a na obszarach porolnych

gleby słabo wykształcone. Obecne są również gleby bielicowe i na bardzo małym obszarze brunatne. Przeważają utwory silnie przepuszczalne (75%), głównie z grupy piasków luźnych. W znacznie mniejszym procencie (8%) występują utwory średnio przepuszczalne i słabo przepuszczalne (0,11%) wśród których dominują piaski luźne słabo gliniaste i słabo gliniaste, a na terenach wilgotnych mursze i torfy. Przeprowadzona ocena zgodnie z kryteriami Bajkiewicz-Grabowskiej pozwala zakwalifikować jezioro Ostrowieckie do drugiej kategorii odporności na wpływy zewnętrzne (Piotrowicz i Klimaszyk 2009). Na jego średnią podatność na degradację

wpływa stosunek pojemności do długości linii brzegowej i intensywność wymiany wody. Czynniki oddziałującymi korzystnie na jakość wody są: niewielki stosunek powierzchni dna czynnego do objętości epilimnionu będący miarą recyrkulacji substancji biogenych. Dodatkowo bardzo pozytywnie wpływa wysoki udział wód hypolimnionu w całej objętości jeziora, świadczący o możliwości zachodzenia korzystnych procesów trofogenicznych i troficznych w wyraźnie izolowanych warstwach, w kierunku zmniejszania produktywności wód.

Kolonia kormoranów na Jeziorze Ostrowieckim

Kolonia lęgowa kormoranów znajduje się na Wyspie Lech (powierzchnia ok. 1ha) w centralnym plosie zbiornika (ryc. 1). Funkcjonuje ona od początku lat 60-tych XX w (Bednorz 2000). Jak zauważają Jerzak i in. (2007) w okresie lęgowym znajduje się tam ok. 250 zasiedlonych gniazd. Najnowsze obserwacje wskazują jednak na stopniowy regres liczebności populacji. W 2009 roku stwierdzono 175 zasiedlonych gniazd, a w roku 2010 nieco ponad 100. Przyczyną zmniejszania się liczebności populacji lęgowej kormorana na wyspie Jeziora Ostrowieckiego może być niemal całkowite zniszczenie drzew przez ptaki i wynikający z tego brak miejsc do zakładania nowych gniazd.

Metody badań

Badania prowadzono w latach 2007–2009. By oszacować kumulację i transfer pierwiastków, w obrębie układu kolonia – jezioro badano: wody spływu powierzchniowego, wody gruntowe oraz koncentracje nutrientów w gruncie. Podobny zakres prac prowadzono na stanowisku kontrolnym – niebędącym pod wpływem kormoranów, lecz zlokalizowanym w zlewni jeziora. Analizy wody wykonywano wg Standard Methods for the Examination Waters and Wastewaters (1992).

WYNIKI I DYSKUSJA

Na podstawie zebranych wyników stwierdzić można, że główną drogą transportu biogenów zdeponowanych w obrębie kolonii kormoranów jest spływ powierzchniowy. Spływ wydaje się być również głównym źródłem transferu wody

z obszaru kolonii do jeziora. Sprzyja temu znaczne nachylenie stoków wyspy, którą zasiedlają kormorany oraz prawie całkowity brak roślinności zielnej i krzewów (zniszczonych w wyniku oddziaływania kormoranów), które mają znaczną zdolność ograniczania odpływu powierzchniowego (Klimaszyk 2006). Na podstawie modelu Bernarda (Czarnecka 1976) oszacowano, że ponad 25% wody opadowej migruje do zbiornika wodnego w postaci spływu powierzchniowego. Właściwości spływu powierzchniowego występującego pod kolonią kormoranów w sposób istotny statystycznie różnił się w porównaniu do stanowiska kontrolnego nienarażonego na oddziaływanie ptaków (tab. 2). W porównaniu do stanowiska kontrolnego odnotowano bardzo wysoką wartość przewodnictwa elektrolitycznego właściwego wody ($>6000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) będącego miarą ilości rozpuszczonych w wodzie soli mineralnych. Przewodnictwo elektrolityczne wody spływu na obszarze kolonii było prawie 100 razy wyższe w porównaniu do stanowiska kontrolnego. Również koncentracje pierwiastków biogenych – azotu i fosforu w spływie pod kolonią były w porównaniu do stanowiska kontrolnego istotnie wyższe statystycznie (tab. 2). Spośród mineralnych form azotu zdecydowanie przeważał azot amonowy. Wydaje się to jasne gdyż jest to ostatni etap przemian kwasu urynowego, który wydalany jest przez kormorany (Ligęza i Small 2003) i dalej jest substratem do nitrifikacji, która zachodzi w głębszych partiach gruntu. Maksymalne stężenie azotu amonowego (ponad $1100 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$) stwierdzono w spływie podczas sezonu lęgowego, kiedy ptasie odchody są najintensywniej deponowane. Po kilkudniowych silnych deszczach koncentracja tej formy azotu w spływie spadła o ponad 50%, co świadczy o jego silnym wymywaniu. Koncentracja azotu amonowego w spływie pod kolonią była średnio 300 razy wyższa w porównaniu do stanowiska kontrolnego. Ligęza i Small (2003) stwierdzili, że w glebach pod koloniami kormoranów zawartość azotu amonowego jest 10 krotnie wyższa od stanowisk kontrolnych – wskazuje to na małą kumulację tej formy azotu i duże wymywanie. Również wysokie koncentracje organicznej formy azotu zostały stwierdzone w wodzie spływu powierzchniowego pod kolonią (tab. 2).

Cykl obiegu fosforu pod kolonią kormoranów – ekosystemem wodny jest odmienny w porównaniu do otwartego cyklu mobilnego azotu (Mun 1997, Hobara i in. 2005). Sole fosfo-

ru dostarczane na obszar kolonii z ptasimi ekskrementami są słabo rozpuszczalne i dodatkowo są silnie akumulowane w glebie (Comerford i in. 1998). Ligęza i Small (2003) oraz Hobara i in. (2005) stwierdzili znacznie podwyższone zawartości fosforu w glebach pod kolonią kormoranów w porównaniu do stanowisk kontrolnych. Przy czym najsilniej pierwiastek ten akumulowany był w powierzchniowych warstwach gruntu. Przy silnych nasyceniach fosforem powierzchniowych partii gruntu jest on efektywnie zatrzymywany w głębszych jej partiach (Sharpley i in. 1993) – stąd obserwowano także znaczne ilości fosforu w głębszych warstwach gruntu pod koloniami kormoranów (Osono i in. 2006). Na podstawie danych literaturowych wydaje się, że fosfor dostarczany przez kormorany jest efektywnie akumulowany w glebach i jego powrót do wód powierzchniowych jest ograniczony. Zauważyć jednak należy, że spływ powierzchniowy zachodzący pod kolonią kormoranów charakteryzuje się bardzo wysokimi stężeniami zarówno fosforu ogólnego jak i ortofosforanów (tab. 2). Wody spływu powierzchniowego

wypływają ten pierwiastek z bogatych w fosfor powierzchniowych warstw gleb pod kolonią (Klimaszuk i in. 2008).

Wody gruntowe nie są istotnym źródłem transferu nutrientów z obszaru kolonii do jeziora. Co prawda stężenia zarówno azotu jak i fosforu w wodach gruntowych pod kolonią kormoranów były wyższe w porównaniu do stanowiska kontrolnego jednak różnice te nie przekraczały 10%. Przyczyną takiego stanu może być znaczne wyniesienie wyspy przy niskim poziomie wód gruntowych. Podczas infiltracji wód przez znacznej miąższości gleby część nutrientów może być immobilizowana. Głównym źródłem dostarczającym nutrieny do zbiornika jest rzeka Płociczna. W ciągu roku dostarcza ona do jeziora ponad 95 ton azotu i ponad 6 ton fosforu (tab. 3). Wyliczone na podstawie modelu Bernarda (Czarnecka 1976) ładunki azotu i fosforu docierające do Jeziora Ostrowieckiego z obszaru kolonii są znaczne (tab. 3). Średnio w ciągu roku do jeziora z kolonii dopływa ponad 3 tony azotu i ponad 50 kg fosforu. Jednak porównując te wartości z pozostałymi źródłami dostawy nu-

Tab. 2. Średnie wartości parametrów spływu powierzchniowego zachodzącego pod kolonią kormoranów i na stanowisku kontrolnym. (n=15) oraz statystyczna istotność różnic pomiędzy stanowiskami

| | | Pod kolonią | Kontrola | U-Mann test |
|-----------------|------------------------------------|---------------|-------------|-------------|
| Przew. el. | mSm cm ⁻¹ | 6250 ± 1256,5 | 69 ± 13,6 | *** |
| pH | | 4.5 – 5.6 | 3.68 – 5,2 | n.s. |
| PO ₄ | mgP dm ⁻³ | 10.7 ± | 0.12 ± 0.09 | *** |
| P ogólny | mgP dm ⁻³ | 14.7 ± 3.8 | 0.4 ± 0.115 | *** |
| NH ₄ | mgN dm ⁻³ | 689 ± 118.5 | 1.8 ± 0.84 | *** |
| NO ₃ | mgN dm ⁻³ | 6.8 ± 2.6 | 1.27 ± 0.29 | *** |
| N org. | mgN dm ⁻³ | 428 ± 211 | 2,8 ± 1,1 | *** |
| chlorki | mgCl dm ⁻³ | 111 ± 72 | 6.3 ± 0.2 | *** |
| siarczany | mgSO ₄ dm ⁻³ | 420 ± 200.5 | 4.6 ± 1.2 | *** |
| potas | mgK dm ⁻³ | 445.2 ± 256 | 7.5 ± 0.85 | *** |
| wapń | mgCa dm ⁻³ | 40.6 ± 21 | 6.8 ± 2.85 | *** |

*** (p<0,001)

n.s. – różnica nie istotna

Tab. 3. Ładunki (kg) azotu (N) i fosforu (P) dopływające do Jeziora Ostrowieckiego ze źródeł zewnętrznych (wg Klimaszuk i in. 2009 zmienione)

| Źródła zanieczyszczeń ze zlewni bezpośredniej | | | | Dopływ z kolonii kormoranów | | Dopływ z rzeką | | Łącznie | |
|---|-----|-------------|----|-----------------------------|----|----------------|------|---------|------|
| Przestrzenne | | Rozproszone | | | | | | | |
| N | P | N | P | N | P | N | P | N | P |
| 17256 | 486 | 226 | 42 | 3018 | 51 | 94254 | 6119 | 114752 | 6708 |

trientów widać, że z kolonii kormoranów dopływa do jeziora 2,6% ogólnej puli azotu i 0,75% ogólnej puli fosforu docierających z całej zlewni. W ogólnym bilansie nutrietów kolonia kormoranów nie stanowi, więc znacznego udziału. Dostawy azotu i fosforu z jej obszaru są zróżnicowane w czasie. Największe ilości N oraz P dopływają do jeziora w trakcie sezonu lęgowego (w czasie intensywnej kumulacji ekskrementów w glebach pod kolonią) po obfitych opadach atmosferycznych (w czasie nasilonego splotu powierzchniowego). Najistotniejsze, więc zasilanie wód jeziora Ostrowieckiego w azot i fosfor, pochodzący z obszaru kolonii kormoranów, ma miejsce w trakcie sezonu wegetacyjnego. Może być to czynnik nasilający zakwity fitoplanktonu (zwłaszcza w plosie jeziora, na którym znajduje się kolonia). Ze względu na zmniejszającą się liczebność kolonii na jeziorze wydaje się, że ładunki nutrietów docierające z kolonii do jeziora będą ulegały stopniowej redukcji.

PODSUMOWANIE

- Kormorany deponują na obszarze kolonii znaczne ładunki fosforu i azotu
- Część z ładunku N oraz P dostarczanego na obszar kolonii przez kormorany jest immobilizowana w gruntach pod kolonią a pozostała pula jest transferowana do jeziora.
- Główną drogą pasażu azotu i fosforu z kolonii do jeziora jest spływ powierzchniowy. Ze względu na znaczne nachylenie stoków wyspy i zniszczenie szaty roślinnej spływ jest główną składową ubytku wody w bilansie wodnym kolonii.
- Transfer nutrietów z kolonii do jeziora ma charakter pulsacyjny – z największą intensywnością zachodzi w sezonie lęgowym oraz w czasie intensywnych opadów atmosferycznych.
- Ładunki azotu i fosforu docierające z obszaru kolonii kilkusetkrotnie przekraczają wartości odnotowane dla analogicznych powierzchni naturalnych zlewni leśnych.
- W ogólnym bilansie dostawy nutrietów ze zlewni do Jeziora Ostrowieckiego kolonia kormoranów nie ma znacznego udziału. Jednak możliwy jest negatywny wpływ kolonii zwłaszcza na zlokalizowane w jej sąsiedztwie plosy zbiornika.
- Regres liczebności kolonii będzie powodował stopniowe zmniejszenie jej oddziaływania na jezioro.

LITERATURA

- Anderson W.B., Polis G.A.; 1999; Nutrient fluxes from water to land: Seabirds affect plant nutrient status on Gulf of California islands. *Oecologia*; 118; 324-332
- Bajkiewicz-Grabowska E.; 1987; Ocena naturalnej podatności jezior na degradację i rola zlewni w tym procesie; *Wiad. Ekol.*; 33
- Comerford N. B.; 1998; Soil phosphorus bioavailability; [in:] Lynch J.P., Diekman J. (eds.); *Phosphorus in plant biology*; Amer. Soc. of Plant Physiol; 136-147
- Czarnecka H.; 1976; Próba obliczania odpływu z przepływów maksymalnych w małych niekontrolowanych zlewniach na podstawie pokrywy glebowej; *Gosp. Wod.*; 8-9; 225-230
- Gere G., Andrikovics S.; 1992; Effects of waterfowl on water quality; *Hydrobiologia*; 243-244; 445-448
- Gmitrzuk K.; 2004; Wpływ kormorana *Phalacrocorax carbo* na ekosystemy wodne i leśne Wigierskiego Parku Narodowego; *Parki Nar. Rez. Przyr.*; 23; 1; 129-146
- Hobara S., Koba k., Osono T., Tokuchi N., Ishida A., Kameda K.; 2005; Nitrogen and phosphorus enrichment and balance in forest colonized by cormorants: Implications of the influence of soil adsorption; *Plant and Soil*; 268; 89-101
- Hobara S., Osono T., Koba K., Tokuchi N., Fujiwara S., Kameda K.; 2001; Forest floor quality and N transformations in a temperate forest affected by avian-derived N deposition; *Water Air and Soil Pollut*; 130; 679-684
- Ishida A.; 1997; Seed germination and seedling survival in a colony of the common cormorant; *Phalacrocorax carbo*; *Ecol. Res.*; 12; 249-256
- Kameda K., Koba K., Hobara S., Osono T., Terai M.; 2006; Pattern of natural ¹⁵N abundance in lakeside forest ecosystem affected by cormorant-derived nitrogen; *Hydrobiologia*; 567; 69-86
- Kameda K., Koba K., Yoshimizu C., Fujiwara S., Hobara S., Koyama L., Tokuchi N., Takayanagi A.; 2000; Nutrient flux from aquatic to terrestrial ecosystem mediated by Gre-

- at Cormorant; Sylwia; 36; 54-55
- Klimaszuk P., Joniak T., Sobczyński T. Andrzejewski W.; 2008; Can a cormorant (*Phalacrocorax carbo*) colony may be a factor of lake eutrophication?; [in:] Sengupta M., Dalwani R. (ed.); Proceedings of Taal 2007; 12th World Lake Conference; 861-863
- Klimaszuk P., Piotrowicz R., Szyper H.; 2009; Transport of nutrients from the catchment areas to the lakes of Drawa National Park (Northern Poland): Cormorant colony as a source of phosphorus and nitrogen for the lake; [in:] C.Wu, L. Yongding, Bing-Hui Z. (red.); 13 th World Lake Conference Proceedings; 1345-1352
- Klimaszuk P.; 2006; Peatbog-humic water complex in forest landscape: Factors determining its functioning; Polish J. Environ. Stud.; 15 Vd; 384-388
- Ligeża S., Smalll H.; 2003; Accumulation of nutrients in soils affected by perennial colonies of piscivorous birds with reference to biogeochemical cycles of elements; Chemosphere; 52; 595-602
- Marion L., Clergeau P., Brient L., Bertu G.; 1994; The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France; [in:] Kerekes J.J. (ed); Aquatic birds in the trophic web of lasek; Hydrobiologia; 279-280; 133-147
- Mulder C.P.H., Keall S.N.; 2001; Burrowing seabirds and reptiles: impact on seeds and soils in an island forest in New Zealand; Oecologia; 127; 350-360
- Mun H.T.; 1997; Effect of colony nesting of *Ardea cinerea* and *Egretta alba modesta* on soil properties and herb layer composition in *Pinus densiflora* forest; Plant and Soil; 197; 55-59
- Osono T., Hobara S., Koba K., Kameda K., Takeda H.; 2006; Immobilization of avian excreta-derived nutrients and reduced lignin decomposition In needle and twig litter In a temperate coniferous forest; Soil Biology and Biochemistry; 38; 517-525
- Piotrowicz R., Klimaszuk P.; 2009; Problemy z klasyfikacją stanu jezior o zróżnicowanych parametrach hydrograficznych i morfometryczno-zlewniowych na przykładzie Jeziora Ostrowieckiego (Drawieński Park Narodowy); [w:]; J. K. Garbacz (red.); Diagnostowanie stanu środowiska, Metody badawcze, Prognozy; Prace Komisji Ekologii i Ochrony Środowiska; BTN; 121-130
- Polis G.A., Anderson W.B., Holt R.D.; 1997; Toward and integration of landscape and food web ecology; Annual Rev. Ecol. Syst.; 28; 289 – 316
- Przybysz J.; 1997; Kormoran; Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników; Świebodzin
- Ryan P.G., Watkins P.B.; 1989; The influence of physical factors and ornithogenic products on plant and arthropod abundance at an island nunatak group in Antarctica; Polar Biol. 10; 151-160
- Sharpley A.N., Smith S.J., Bain W.R.; 1993; Nitrogen and phosphorus fate from long term poultry litter application to Oklahoma soils; Soil Sci. Soc. Am. J.; 57; 1131-1137
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 1992; Amer. Publ. Health Assoc.; New York; p. 1137
- Vitousek P.M., Howarth R.W.; 1991; Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur?; Biogeochemistry; 13; 87 -115

STRESZCZENIE

Powiększająca się liczebność populacji kormorana i zakładanie przez ten gatunek nowych kolonii prowadzi do wzrostu zainteresowania konsekwencjami ich obecności w środowisku. Kormorany tworzące kolonię mogą żerować na znacznym obszarze i jednocześnie wielu ekosystemach wodnych, natomiast większość ekskrementów (a z nimi biogenów i innych substancji chemicznych) jest deponowana na niewielkiej przestrzeni, która zazwyczaj znajduje się w bezpośredniej bliskości zbiornika wodnego. Skumulowane na terenie kolonii biogeny mogą przenikać do wód powierzchniowych (w wyniku spływu powierzchniowego lub wraz z wodami gruntowymi) i stanowić jeden z czynników stymulujących proces eutrofizacji. Na podstawie zebranych wyników stwierdzić można, że na obszarze kolonii zdeponowane są znaczne ładunki azotu i fosforu. Główną drogą transferu biogenów z obszaru kolonii do wód jeziornych jest spływ powierzchniowy. Stwierdzono, że wody spływu powierzchniowego zachodzącego pod kolonią kormoranów charakteryzują się drastycznie odmiennymi właściwościami fizykochemicznymi w porównaniu do wód spływu na stanowisku kontrolnym nienarażonym na oddziaływanie kormoranów. Ładunki odpływające ze spływem powierzchniowym z kolonii kormoranów były wielokrotnie wyższe niż stwierdzane

na stanowisku kontrolnym. W przypadku fosforu różnica była ponad 30-, a azotu ogólnego ponad 100-krotna. Wody gruntowe wydają się być mniej istotnym źródłem pasażu biogenów z kolonii do wód jeziornych. Dopływ azotu i fosforu z kolonii do jeziora stanowi niewielki udział w ogólnym bilansie krążenia nutrientów. Wydaje się więc, że kolonia kormoranów nie stanowi istotnego zagrożenia dla ekosystemu Jeziora Ostrowieckiego.

*Badania finansowane przez MEiSW
w ramach projektu NN305 100435*

JEZIORO MEROMIKTYCZNE, UNIKATOWY EKOSYSTEM WODNY W DRAWIEŃSKIM PARKU NARODOWYM - FUNKCJONOWANIE I OCHRONA

EVALUATION OF THE TROPHIC STATUS OF THE LAKES LOCALIZED IN THE DRAWA RIVER DRAINAGE IN RELATION TO ENVIRONMENTAL CONDITIONS OF CATCHMENT

Słowa kluczowe: meromiksja, chemoklina, zlewnia, deficyt tlenu
Key words: meromixis, chemocline, catchment area, oxygen deficit

Summary: Results of long-term research confirm that Lake Czarne in the Drawa National Park is meromictic due to natural factors, not to human influence. The lake is located in a large natural basin, so the tall forest stands covering the steep slopes surrounding the lake protect it from strong winds. Its small surface area and relatively large mean and maximum depth also limit the possibilities of water mixing in the lake. Vertical variability of physical and chemical features of water in was noted. Changes in, pH value, specific conductivity, concentrations of dissolved oxygen, nitrates, ammonia, total and reactive phosphorus in dissolved and suspended form, and other elements were noted in water column. Despite equal temperature in the entire water column (in mixing period), a distinct stratification of oxygen conditions was observed, which indicates a mixolimnion layer to 18 m depth and a deeper monimolimnion layer.

WPROWADZENIE

Jeziora meromiktyczne są ekosystemami unikatowymi w skali świata. Ze względu na specyficzne właściwości fizyczno-chemiczne wód oraz oddziaływanie przylegających do nich terenów jeziora te charakteryzują się niepełną miksją wód. Jak podaje Hutchinson (1957) przyczyną meromiksji jest pionowe zróżnicowanie gęstości wody w zbiorniku nie wynikające ze stratyfikacji termicznej. Meromiksja powodowana jest głównie przez czynniki chemiczne. Jeziora tego typu występują w wyrobiskach pokopalnianych (Galas 2003), gdzie na dnie zalegają wody górnicze o odmiennych właściwościach chemicznych i fizycznych (najczęściej zasolone). Jeziora meromiktyczne spotykamy też w kraterach wulkanicznych (Aeschbach-Hertig i in. 2002) czy w pobliżu morskiego wybrzeża (Watanabe i in. 2000, 2003) z monimolimnionem formowanym przez wody morskie. Znacznie rzadziej meromiksja wywołwana jest przez

czynniki morfologiczne zbiornika i jego zlewni. Niewielka powierzchnia jeziora, przy dużej głębokości i znaczne wyniesienie przyległych doń stoków mogą powodować, wytłumianie wiatru nad lustrem wody i redukcję falowania, co utrudnia miksję wód. W globalnej skali jeziora meromiktyczne o takiej genezie są najrzadsze (Hakala 2004).

W zbiornikach meromiktycznych wykształcają się 3 specyficzne strefy głębokościowe: warstwa powierzchniowa – miksolimnion, gdzie zachodzi cyrkulacja, a woda zazwyczaj bogata jest w tlen, warstwa głębokowodna – monimolimnion gdzie występują permanentne deficyty tlenu a woda nie ulega miksji nawet w okresach homotermii. Mikso i monimolimnion rozdzielane są przez warstwę zwana chemokliną, w której następują gwałtowne zmiany właściwości fizycznych i chemicznych wody (Kajak 2001, Lampert i Sommer 2001). Według Dickmana (1979), Jonese'a i innych (1984) oraz Balistrieriego i innych. (1994) w jeziorach meromiktycznych na podstawie warunków termicznych i tleno-

wych wyznaczyć można 5 stref głębokościowych:

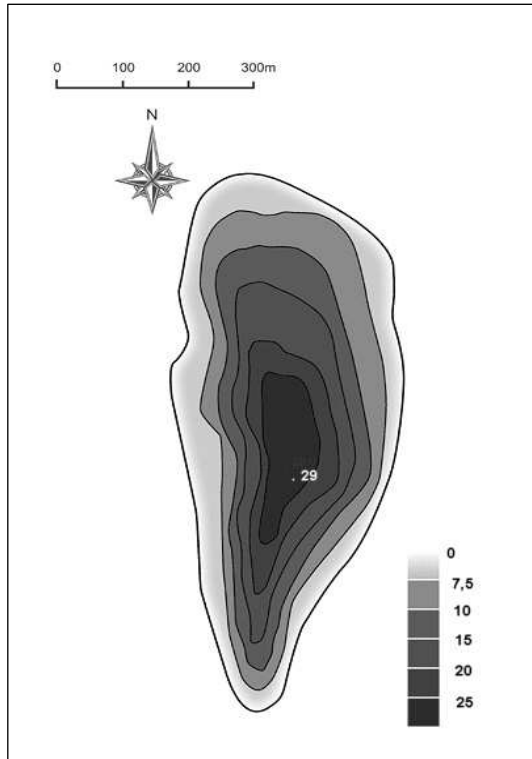
- silnie nagrzewającą się w lecie warstwę powierzchniową (odpowiadającą w jeziorach dimiktycznych epilimnionowi)
- strefę gwałtownego gradientu termicznego (metalimnion)
- zimnowodną i dobrze natlenioną najgłębszą część miksolimnionu
- strefę okresowo pojawiających się deficytach tlenu
- strefę permanentnie beztlenową

Nie zostały dotychczas wypracowane ściśle procedury, na podstawie, których wydzielić można jeziora meromiktyczne od holomiktycznych. Według Findenegga (za Hakala 2004) brak miksji w ciągu jednego roku jest wystarczającą przesłanką do zaliczeni zbiornika do typu meromiktycznego. Wydaje się jednak za celowe by prowadzić obserwacje terenowe w dłuższych przedziałach czasu i z możliwie dużą częstotliwością (Hakala 2004). Istnieją, bowiem zbiorniki określane jako semi-meromiktyczne, okresowo meromiktyczne czy o meromiksji wiosennej (Walker and Linkens 1975).

MATERIAŁ I METODY

Jezioro Czarne zlokalizowane jest w Drawieńskim Parku Narodowym (Płn-Zach Polska). Posiada ono powierzchnię 19,6 ha. Głębokość maksymalna zbiornika wynosi 29 m, a stromo opadające stoki misy jeziornej (ryc. 1) powodują, iż głębokość względna przyjmuje wysoką wartość 11,5 m. Zlewnia jeziora jest stosunkowo niewielka (25,8 ha). Stoki zlewni przylegające bezpośrednio do zbiornika charakteryzują się znacznym wyniesieniem i nachyleniem. Zlewnia jest w 100% porośnięta przez las: dominują nasadzenia sosnowe jednak w najbliższym otoczeniu jeziora dominuje drzewostan liściasty tworzony przez: olsze (*Alnus glutinosa*) buka (*Fagus sylvatica*) oraz dąb (*Quercus petraea*).

Badania właściwości fizycznych i chemicznych wód jeziora prowadzone były w latach 1997-2009. W tym okresie pobory i analizy wykonywane były z różną regularnością (najczęściej 4 razy w roku). Pomiedzy lutym 2005, a styczniem 2006 badania wykonywano z miesięczną częstotliwością. Pomiary i pobory prób prowadzono w najgłębszym miejscu zbiornika w profilu, co 1 m. W zebranych próbach analizowano: barwę wody, odczyn, BZT₅,



Ryc. 1. Plan batymetryczny Jeziora Czarnego

ChZT, przewodnictwo elektrolityczne właściwe, koncentracje: N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, N-org., P całkowity, P-PO₄, Ca, Cl, siarczanów, Na, Fe. Analizy fizycznych i chemicznych właściwości wody wykonano zgodnie z Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992).

W latach 2005-2006 prowadzono badania struktury makrozoobentosu występującego w zbiorniku. Próby pobierano czerpaczami rurowymi w transektach od brzegu do najgłębszego miejsca jeziora, co 5 metrów głębokości.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

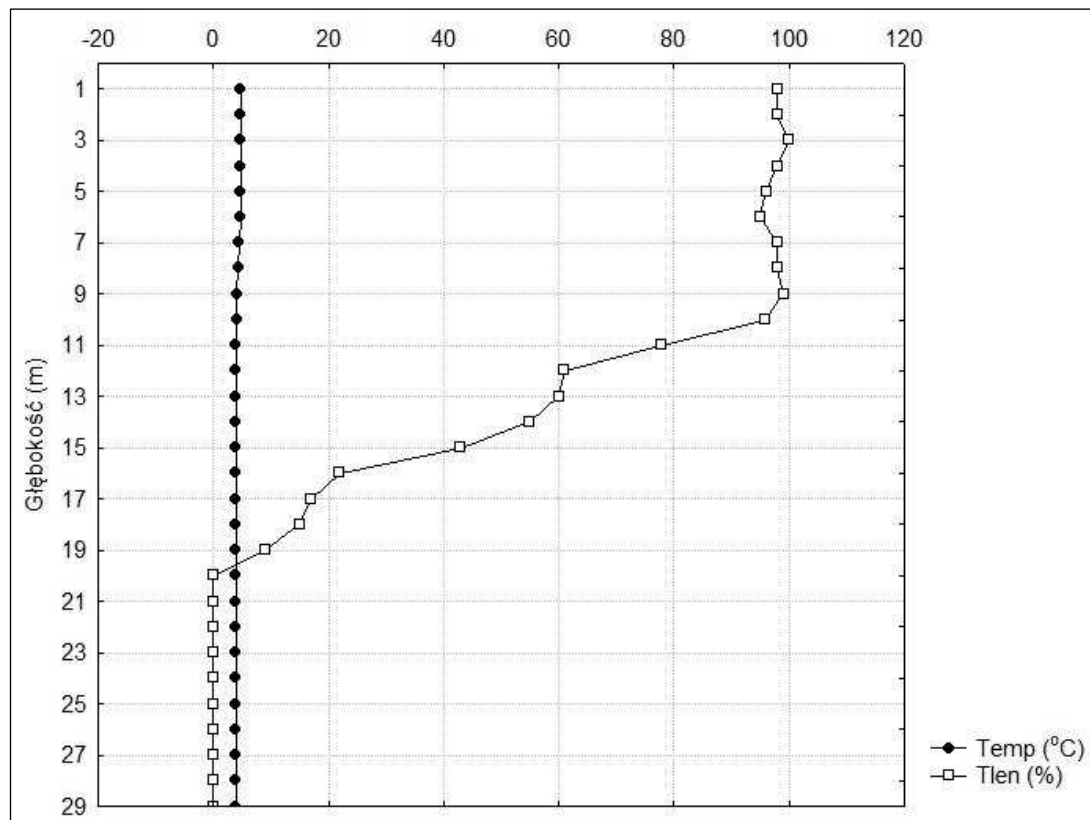
Właściwości fizyczne i chemiczne wód jeziora

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzić można, iż Jezioro Czarne w cyklu rocznym wykazuje uwarstwienie termiczne typowe dla głębokich jezior strefy umiarkowanej. Okresy stratyfikacji letniej i zimowej przedzielane są okresami homotermii gdzie temperatura wody jest wyrównana w całym pionie. Charakterystyczną cechą jeziora jest znaczna miąższość powierzchniowej warstwy wody charakteryzują-

cej się znacznym i równomiernym nagrzaniem w okresie stagnacji letniej. W okresie badań miąższość tej warstwy wynosiła nawet powyżej 5m. Wynika to z dużej przezroczystości wód jeziora. W okresie stagnacji letniej widzialność krążka Secchi'ego oscylowała, bowiem w zakresie 5-9 m (w październiku 2005 wyniosła prawie 14 m). Wyniki analizy pionowej zmienności warunków tlenowych występujących w Jeziorze Czarnym potwierdziły, iż jest to zbiornik meromiktyczny. W całym okresie badań w warstwie przydennej występował permanentny deficyt tlenu. Nawet w okresach homotermii nie następowało całkowite mieszanie warstw wody i zaopatrywanie strefy przydennej w tlen (ryc. 2). Takie zjawisko charakterystyczne jest dla jezior meromiktycznych (Galas 2003, Teodorowicz et al. 2003) Warstwa beztlenowa (monimolimnion), w trakcie badań charakteryzowała się zmienną miąższością. W okresie homotermii wiosennej i jesiennej całkowity deficyt tlenu rozpoczynał się od głębokości 19 -20m. Od początku pojawienia się stratyfikacji (kwiecień 2005) miąższość warstwy beztlenowej stopniowo wzrastała by osiągnąć maksymalną miąż-

szość (0 mg O₂/l od głębokości 14 m) w miesiącach jesiennych poprzedzających homotermię jesienną. Wzrost miąższości strefy beztlenowej spowodowany był wyczerpywaniem tlenu zużywanego w procesie rozkładu materii sedimentującej z miksolimnionu. Zauważyć jednak należy, że w okresie jesiennym (październik i listopad) pomimo ochładzającej się warstwy powierzchniowej miąższość strefy beztlenowej nadal się zwiększała. Ponad beztlenowym monimolimnionem zalega warstwa charakteryzująca się gwałtownym gradientem nasycenia tlenu – chemoklina. Spadek nasycenia wody tlenem i koncentracji rozpuszczonego tlenu jest w zbiorniku bardzo gwałtowny.

Powierzchniowa warstwa zbiornika – miksolimnion charakteryzuje się w ciągu całego roku dobrym nasyceniem przez tlen. Koncentracja rozpuszczonego w wodzie tlenu uzależniona jest głównie od temperatury wody i fizycznej zdolności do rozpuszczania się tlenu w wodzie (maksymalne koncentracja w styczniu 10,9 mg O₂/dm³, przy temperaturze wody 1,2°C). W okresie letnim (czerwiec - lipiec) w zbiorniku występuje metalimnetyczne maksimum tlenowe



Ryc. 2. Przykładowe uwarstwienie termiczne i tlenowe wód Jeziora Czarnego w czasie stanów homotermii (X 2005)

– ze znacznym stanem przesylenia wody tlenem, a krzywa tlenowa przyjmuje postać heterogrydy dodatniej. Zjawisko takie częste jest w jeziorach o niskiej trofii (Kajak 2001, Kraska i in. 2001). Jego przyczyną jest nagromadzenie się planktonu roślinnego na granicy termokliny. Wskazuje na to dodatnia korelacja pomiędzy koncentracją chlorofilu w obrębie miksolimnionu a nasyceniem wody tlenem.

Cechą charakterystyczną wód jeziora Czarnego jest pionowa stratyfikacja właściwości fizycznych i chemicznych (tab. 1). W wyniku permanentnej stratyfikacji - meromiksji, powrót materii z strefy głębinowej (monimolimnionu)

do warstw przypowierzchniowych jest utrudniony bądź całkowicie zablokowany (Balistreri 1994, Aeschbah-Hertig i in. 1999, 2002 Galas 2003, Klimaszyk i in. 2005). Warstwa powierzchniowa jeziora Czarnego charakteryzuje się znacznie niższą trofią w porównaniu do warstw przydennych. Jest to zjawisko często spotykane w jeziorach meromiktycznych (Hongve 1980, Teodorowicz 2003).

Wody jeziora charakteryzują się niewielką koncentracją substancji biogennych, materii organicznej i rozpuszczonych soli mineralnych. Stężenie pierwiastków biogennych – azotu i fosforu przyjmuje wartości charakterystyczne

Tab. 1. Właściwości fizyczno-chemiczne wód jeziora Czarnego (liczebność prób dla form azotu i fosforu $n=21$ dla pozostałych parametrów $n=8$, SD – odchylenie standardowe)

| Warstwa | | Miksolimnion | | Chemoklina | | Monimolimnion | | |
|------------------|---|----------------------|---------------|-------------|--------------|---------------|--------------|-------|
| | | średnia | SD | średnia | SD | średnia | SD | |
| Barwa | mg Pt/l | 6,1 | 1,3 | 8,2 | 2,5 | 19 | 7,8 | |
| BZT ₅ | mg O ₂ /l | 1,7 | 0,71 | 2,99 | 1,39 | 9,46 | 0,98 | |
| ChZT | KMnO ₄ | mg O ₂ /l | 5,63 | 1,48 | 7,10 | 2,20 | 8,37 | 2,16 |
| | K ₂ Cr ₂ O ₇ | mg O ₂ /l | 17,56 | 4,13 | 21,69 | 6,06 | 25,04 | 4,69 |
| | amoniakalny | mg N/l | 0,35 | 0,18 | 0,39 | 0,324 | 1,06 | 0,675 |
| | azotynowy | mg N/l | 0,002 | 0,002 | 0,004 | 0,003 | 0,008 | 0,009 |
| Azot | azotanowy | mg N/l | 0,133 | 0,198 | 0,328 | 0,152 | 0,158 | 0,155 |
| | organiczny | mg N/l | 1,11 | 0,40 | 1,16 | 0,54 | 1,48 | 0,76 |
| Siarczany | | mg SO ₄ | 28,3 | 12,4 | 26,1 | 11,1 | 28 | 7,8 |
| Chlorki | | mg Cl/l | 16,6 | 1,9 | 16,7 | 1,9 | 16,9 | 2,2 |
| Fosfor | ogólne | mg P/l | 0,033 | 0,028 | 0,073 | 0,0629 | 0,102 | 0,067 |
| | rozpusz | mg P/l | 0,0045 | 0,004 | 0,008 | 0,0075 | 0,017 | 0,018 |
| Zasadowość | ogólna | Mval./l | 2,45 | 0,21 | 2,58 | 0,16 | 2,74 | 0,17 |
| Żelazo | ogólne | mg Fe/l | 0,15 | 0,10 | 0,16 | 0,10 | 0,21 | 0,13 |
| Mangan | | mg Mn/l | 0,03 | 0,03 | 0,09 | 0,05 | 0,2 | 0,12 |
| Potas | | mg K/l | 1,14 | 0,38 | 1,18 | 0,37 | 1,21 | 0,35 |
| Sód | | mg Na/l | 9,83 | 0,71 | 9,89 | 0,55 | 10,04 | 0,54 |
| Wapń | | mg Ca/l | 54,86 | 4,96 | 55,61 | 4,05 | 57,86 | 4,04 |
| Magnez | | mg Mg/l | 4,57 | 1,94 | 4,81 | 1,56 | 4,94 | 1,62 |
| Twardość | | °n | 8,74 | 0,53 | 8,86 | 0,59 | 9,06 | 0,69 |

dla jezior skąpożywnych. Zauważyć można jednak stratyfikację pionową form azotu. Azot amonowy w najwyższych koncentracjach występuje w monimolimnionie (tab. 1) natomiast azotany w miksolimnionie. Sytuacja ta związana jest z warunkami tlenowymi, które promują proces denitryfikacji w beztlenowym monimolimnionie, a nitryfikacji w miksolimnionie (strefie dobrze natlenionej). Taka stratyfikacja często występuje w jeziorach meromiktycznych (Mikami i inni 2002, Teodorowicz 2003). Koncentracja materii organicznej (wyrażona wskaźnikami BZT5 i ChZT) w warstwie powierzchniowej jest niewielka, lecz istotnie wzrasta w monimolimnionie (tab. 1).

Podobna sytuacja występuje w przypadku rozpuszczonych soli mineralnych, których koncentrację wyraża przewodnictwo elektrolityczne właściwe (tab.1). Znamienne dla Jeziora Czarne jest, iż stratyfikacja chemiczna w pionie jest zdecydowanie mniejsza niż obserwowana w większości jezior meromiktycznych (Jones i in. 1984, Galas 2003, Teodorowicz 2003, Hakala 2004). Jak zauważa Hakala (2004) tak niewielkie gradienty chemiczne obserwowane w jeziorach meromiktycznych nie są przyczyną sprawczą meromiksji, a raczej skutkiem długotrwałego braku mieszania wód w pionie. Wydaje się więc bardzo prawdopodobne, że w przypadku Jeziora Czarne czynnikiem wywołującym meromiksję jest nie gradient gęstościowy pomiędzy warstwami wody, a brak sił powodujących mieszanie w całym słupie. Znaczne wyniesienie stoków zlewni w przyjezierzu (maks. do ok. 20 m w stosunku do lustra jeziora i porośnięcie zlewni przez wysoki las (drzewa o wysokości do 25 m) powoduje znaczne wytłumianie siły wiatru wiejącego nad zbiornikiem. Niewielka powierzchnia jeziora skutkuje zaś krótką drogą rozbiegową dla fal.

Biocenozy jeziora

Charakterystyczną cechą Jeziora Czarne są występujące masowo w obrębie strefy przejściowej między mikso i monimolimnionem bakterie siarkowe *Chromatium* (Kraska i in. 2001). Prowadzą one chemosyntezę wykorzystując promieniowanie o długości fali > 700 nm (Lampert i Sommer 2001). Stwierdzone maksymalne liczebności bakterii (na głębokości 15-20m) były tak znaczne, że woda miała różowy odcień. Masowe występowanie bakterii siarkowych w chemoklinie jest zjawiskiem częstym w jeziorach

meromiktycznych (Cloern in. 1983, Overman i in. 1996, Pimienov i in. 2003, Tonola i in. 2004).

W wyniku badań nad rozmieszczeniem makrozoobentosu stwierdzono, że organizmy denne zasiedlają Jezioro Czarne tylko do głębokości 10m. Teoretycznie spodziewać się było można, że organizmy hetereotroficzne powinny występować do granicy monimolimnionu (19-20m). Jednak na podstawie badań terenowych stwierdziliśmy, że nawet w okresie miksy przydatna warstwa wody na głębokości 12 m jest natleniona zaledwie w 3 %. Może być to czynnikiem na trwałe eliminującym występowanie bezkręgowców dennych.

Najwyższą różnorodność (31 taksonów), zagęszczenie i biomasa odnotowano w strefie litoralu na głębokości 0,5m. Bliskość powierzchni wody oraz obecność organizmów autotroficznymi zapewniają w tej strefie wysokie koncentracje tlenu w ciągu całego roku. W tej strefie średnie zagęszczenie zoobentosu wynosiło 798.3 osobników · m⁻². Na głębokości 5 m (wśród łąk ramienicowych) stwierdzono mniejsze zróżnicowanie zoobentosu (22 taksony) w porównaniu do strefy litoralu. Znacząco niższe było także zagęszczenie i biomasa bezkręgowców dennych. W osadach dennych na głębokości 10 m stwierdzono jedynie larwy ochotek Chironomidae i skąposzczety Oligochaeta. Struktura taksonomiczna bentosu na tym stanowisku była analogiczna do ugrupowań obserwowanych w strefach profundalu jezior z okresowymi deficytami tlenu (Kajak 1988, Mielewczyk i Domek 1994, Heymann i inni 2006).

PODSUMOWANIE

Wieloletnie obserwacje pionowego uwarstwienia wód Jeziora Czarne wskazują, iż jest to zbiornik meromiktyczny. Wyraźnie zarysowują się w jeziorze 2 warstwy: miksolimnion- strefa mieszająca się i w ciągu całego roku bogata w tlen oraz monimolimnion głębokowodna warstwa amiktyczna charakteryzująca się permanentnymi deficytami tlenu. Typowa dla jezior meromiktycznych warstwa skoku chemicznego – chemoklina rozdzielająca mikso i monimolimnion jest mało wyraźna w porównaniu do większości jezior meromiktycznych – wskazuje to na fakt, że za powstaniem meromiksji w Jeziorze Czarnym stoją czynniki związane z morfologią jeziora i jego najbliższego otoczenia (zlewnia),

a nie czynniki natury chemicznej. Biocenozy obserwowane w jeziorze są charakterystyczne w składzie gatunkowym czy rozmieszczeniu dla jezior meromiktycznych.

LITERATURA

- Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Kipfer R., Imboden D.M., Wieler R.; 1999; Accumulation of mantle gases in a permanently stratified volcanic lake (Lac Pavin, France); *Geochim. Cosmochim. Acta.*; 63; 3357-3372
- Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Schmidt M., Kipfer R., Imboden D.M.; 2002; The physical structure and dynamics of a deep, meromictic crater lake (Lac Pavin, France); *Hydrobiologia*; v. 487; 1; 111-136
- Balistreri, L.S., Murray, J.W., and Paul, B.; 1994; The geochemical cycling of trace elements in a biogenic meromictic lake; *Geochimica et Cosmochimica Acta*; v. 58; 3993-4008.
- Cloern, J.E., Cole, B.E., and Oremland, R.S.; 1983; Seasonal changes in the chemistry and biology of a meromictic lake (Big Soda Lake, Nevada, U.S.A.); *Hydrobiologia*; 105; 195-206
- Dickman, M. A.; 1979; Possible Varving Mechanism For Meromictic Lasek; *Quaternary Research*; 11; 1; 113-124.
- Galas J.; 2003; Limnological study on a lake formed in a limestone quarry (Kraków Poland); *Pol. J. Env. Stud.*; 12 (3); 297-300,
- Hakala A.; 2004; Meromixis as a part of lake evolution; observations and a revised classification of true meromictic lakes in Finland. *Boreal Env. Res.*; 9; 37-53
- Heymann D., Jamróg P., Ławniczak J., Klimaszuk P.; 2006; Diversity of benthic macrofauna of Charzykowskie Lake; [in:] XIII Ogólnopolskie Warsztaty Bentologiczne PTH; Ochotnica-Kraków; 18-20 V 2006; 85-86
- Hongve D.; 1980; Chemical stratification and stability of meromictic lakes in Upper Rome-ric district.; *Hydrol.*; 42; 171-195
- Hutchinson G.E.; 1957; A treatise on Limnology; I: Geography, physics and chemistry; New York; Wiley
- Jones, R., Dickman, M.D., Mott, R.J., and Ouellet, M.; 1984; Late Quaternary Diatom and Chemical Profiles from a Meromictic Lake in Quebec, Kanada. *Geochronology of Recent Deposits*; *Chemical Geology*; 44; 267-286
- Kajak Z.; 1988; Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms; *Int. Revue ges. Hydrobiol.*; 73; 5-19
- Kajak Z.; 2001; *Hydrobiology-Limnology. Eco-systems of freshwaters*; PWN; W-wa; 355
- Klimaszuk P., Sobczyński T., Joniak T.; 2005; Vertical changeability of physicochemical properties of water of a meromictic lake during spring homothermy – Czarne Lake (Drawiński National Park, Poland); *Pol. Journ. Environ. Stud.*; 14; V: 75-80
- Kraska M., Borysiak J., Danielak K., Domek P., Gódyn R., Joniak T., Klimaszuk P., Kujawa-Pawlaczyk J., Piotrowicz R., Radziszewska R., Romanowicz W., Szelaż-Wasielewska E., Szyper H.; 2001; Dystrophic and meromictic lakes in Drawiński National Park. [w:] Wojterska M. (red.); *Szata roślinna Wielkopolski i Pojezierza Południowopomorskiego. Przewodnik sesji terenowych 52. Zjazdu PTB*; 369-40.
- Lampert W., Sommer U.; 2001; *Ekologia wód śródlądowych*; Wydawnictwo Naukowe PWN; p.392
- Mielewczyk S., Domek P.; 1994; The density and biomass of zoobenthos occurred on maximal depth of lobelian lakes of Bytowskie Lakeland; [w:] Kraska M. (red.); *Jeziora lobeliowe – charakterystyka i funkcjonowanie*; II; SORUS; 29-46
- Mikami H., Hino S., Sakata K., Arisue J.; 2002; Variations in environmental factors and their effects on biological characteristics of meromictic Lake Abashiri; *Limnology*; 3; 97-105
- Pimenov N.V.; Rusanov I.I.; Karnachuk O.V.; Rogozin D.Y.; Bryantseva I.A.; Lunina O.N.; Yusupov S.K.; Parnachev V.P.; Ivanov M.V.; 2003; Microbial processes of the carbon and sulfur cycles in the Lake Shira; *Microbiology*; vol. 72; 2; 221-229
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 1992; Amer. Publ. Health Assoc.; New York, p. 1137
- Teodorowicz M., Dunalska J., Górniak D.; 2003; Hydrochemical properties of a meromictic Lake Zapadłe.; *Limnol. Rev.*; 3; 249-254
- Tonolla L., Peduzzi S., Demarta A., Peduzzi R., Hahn D.; 2004; Phototrophic sulfur and sulphate – reducing bacteria in the chemocline of the meromictic Lake Cadagano. Switzerland.; *J. Limnol.*; 63 (2); 161-170
- Walker K.F., Likens G.E.; 1975; Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation

- patterns; Verh. Internat. Verein. Limnol.; 19; 442 - 458
- Watanabe M., Ambre Y., Horiuchi S.; 2003; Wind effects on the thermal stratification of meromictic lake; Verh. Internat. Verein. Limnol.; 28; 4; 1787-1790
- Watanabe M., Horiuchi S., Ambre Y.; 2000; Sudden changes of thermal stratification in meromictic lake, Lake Kaiike, Japa; Verh. Internat. Verein. Limnol.; 27; 261-264

STRESZCZENIE

Jeziora meromiktyczne należą do unikatowych ekosystemów wodnych w skali świata. W wyniku oddziaływań specyficznych czynników chemicznych i fizycznych w zbiornikach tych nie dochodzi do mieszania się wód w całym słupie wody. Wykształcają się 2 strefy wody: mieszająca się i natleniona warstwa powierzchniowa zwana miksolimnionem oraz zalegająca poniżej permanentnie beztlenowa strefa zwana monimolimnionem. Warstwy te często rozdzielone są chemokliną gdzie obserwuje się największy gradient właściwości chemicznych i fizycznych wody. Pionowe zróżnicowanie fizyczne i chemiczne jest czynnikiem warunkującym odmienne cykle biologiczne (przewaga produkcji w miksolimnionie i rozkładu w monimolimnionie).

Na podstawie wieloletnich badań stwierdzono, że przyczyną powstania zjawiska meromiksji w Jeziorze Czarnym są warunki zlewniowe – znaczna deniwelacja stoków przyjezierza i dodatkowo pokrycie zlewni przez wysoki las osłabiają wiatr i utrudniają mieszanie wód w słupie wody. W wodach zbiornika nie stwierdzono bardzo gwałtownego gradientu chemicznego pomiędzy mikso i monimolimnionem, który jest cechą charakterystyczną dla większości jezior meromiktycznych. Jednakże wieloletnie trwałe uwarstwienie wód skutkuje odmiennymi warunkami chemicznymi i fizycznymi strefy ulegającej miksji i nie mieszającej się. W zbiorniku stwierdzono występowanie specyficznych biocenoz związanych z meromiktycznym charakterem zbiornika – np: masowe występowanie beztlenowych bakterii purpurowych *Chromatium okenii* w strefie chemokliny. Także przestrzenny rozkład bezkręgowców dennych jest charakterystyczny dla jezior meromiktycznych – w strefie dna leżącej w obrębie monimolimnionu nie stwierdzono, bowiem makrozoobentosu.

Artur Grzeszkowiak

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy Oddział w Poznaniu
e-mail: artur.grzeszkowiak@imgw.pl

Jerzy Jańczak

Zakład Geografii Pojezierzy, Uniwersytet Gdański
e-mail: geojj@ug.edu.pl

Ryszard Sziwa

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy Oddział w Poznaniu
e-mail: Ryszard.sziwa@imgw.pl

HYDROLOGIA I JAKOŚĆ WODY JEZIORA OSTROWIEC W DRAWIEŃSKIM PARKU NARODOWYM

HYDROLOGY AND WATER QUALITY OF LAKE OSTROWIEC IN THE DRAWA NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: limnologia, bilanse wodne jezior, jakość wody jezior, Drawieński Park Narodowy

Key words: limnology, lake water balance, lake water quality, the Drawa National Park

Summary: Lake Ostrowiec is the largest lake located in the Drawa National Park. The research is based on data from 1991-1997 and 2005-2010. The lake is stratified; in summer months, there is little or no oxygen in hypolimnion. The eutrophication of the lake is very high. The lake receives a large load of phosphorus. Lake Ostrowiec has a large catchment of which major part is covered by forests. Phosphorus load, for the most part, originates probably from the natural matter cycle in the forest and wetland environment. It is possible, that lakes participate in phosphorus retention and input. Water balance is, for the most part, determined by surface inflow and outflow through the Płociczna River which flows through the lake. A very interesting feature is the lack of surface retention in each water balance year. There are, however, large differences in groundwater inflow and outflow values.

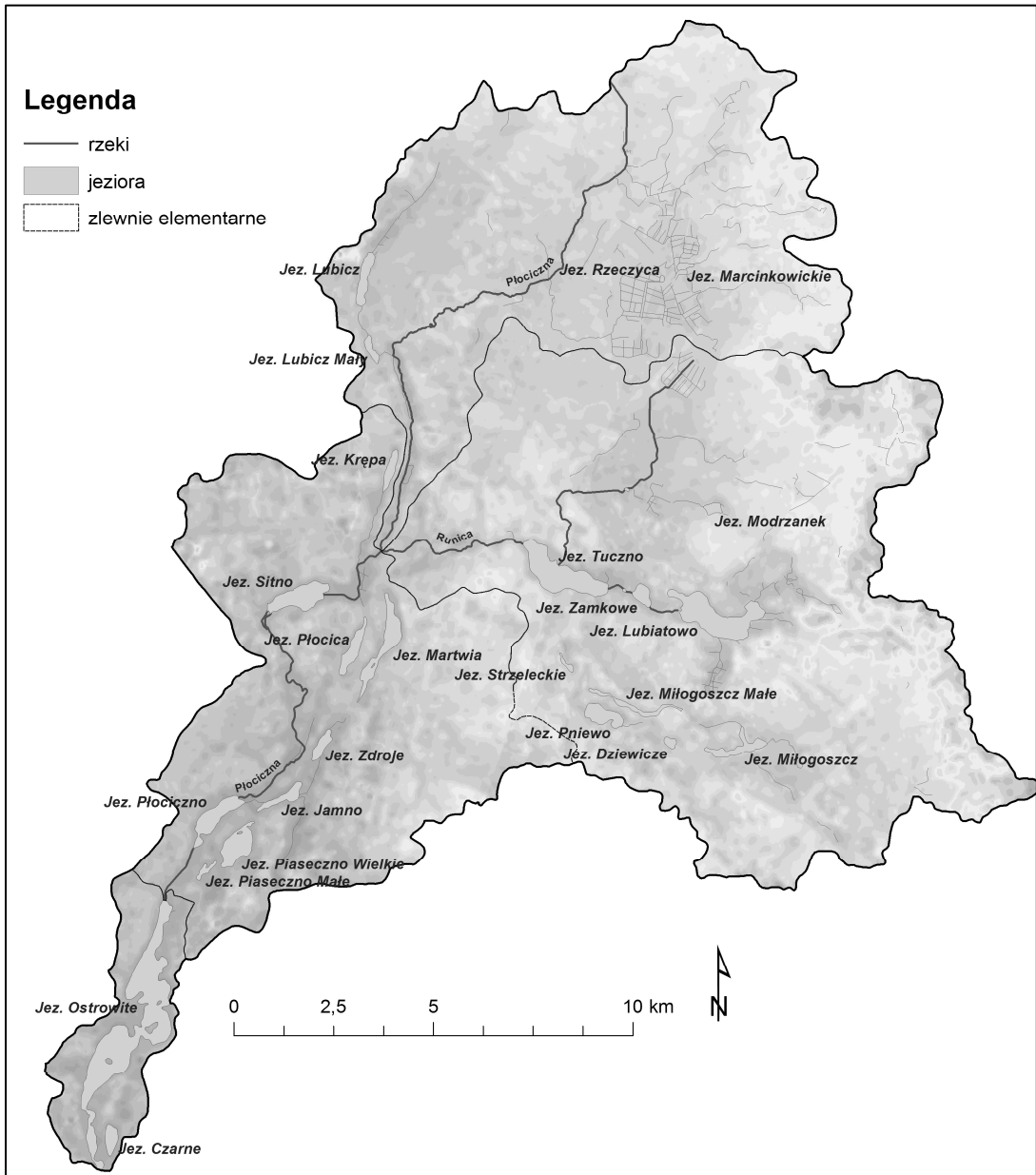
WSTĘP

Jezioro Ostrowiec położone jest we wschodniej części Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN) na rzece Płocicznej. Zajmuje powierzchnię 387,6 ha przy dł. maks. 7.500 m i szerokości maks. 1.200 m. Głębokość maksymalna zbiornika wynosi 28,5 m, natomiast średnia 9,4 m (tab. 1). Ostrowiec jest największym naturalnym zbiornikiem wodnym w granicach DPN-u. Jest to duże jezioro rynnowe o urozmaiconej rzeźbie

dna (ryc. 2, tab. 1). Południowa odnoga jeziora nosi nazwę Jezioro Głuche. Ostrowiec jest jeziorem przepływowym, przez jego północną część przepływa Płociczna – największy lewy dopływ Drawy (pow. zlewni A=446,7 km²). Odpływ powierzchniowy odbywa się wspomnianą wcześniej rzeką Płociczną oraz wypływającym z południowej części zbiornika, Kanałem Głuchym. Jezioro Ostrowiec jest zbiornikiem wyraźnie stratyfikowanym. Temperatura słupa wody w szczytowym okresie stagnacji letniej przybiera kształt klinogradowy. Stratyfikacja

Tab. 1. Jezioro Ostrowiec – podstawowe dane morfometryczne

| Powierzchnia ha | Objętość mln m ³ | Głębokość maks. m | Głębokość średnia m | Długość maks. km | Szerokość maks. km | Linia brzegowa km | Zlewnia całkowita km ² | Zlewnia bezpokr. km ² |
|--------------------|--------------------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------|--------------------------|-------------------------|---|--|
| 387,6 | 36,4 | 28,5 | 9,4 | 7,5 | 1,2 | 2,0 | 316,0 | 13,68 |



Ryc. 1. Zlewnia całkowita i bezpośrednia Jeziora Ostrowiec

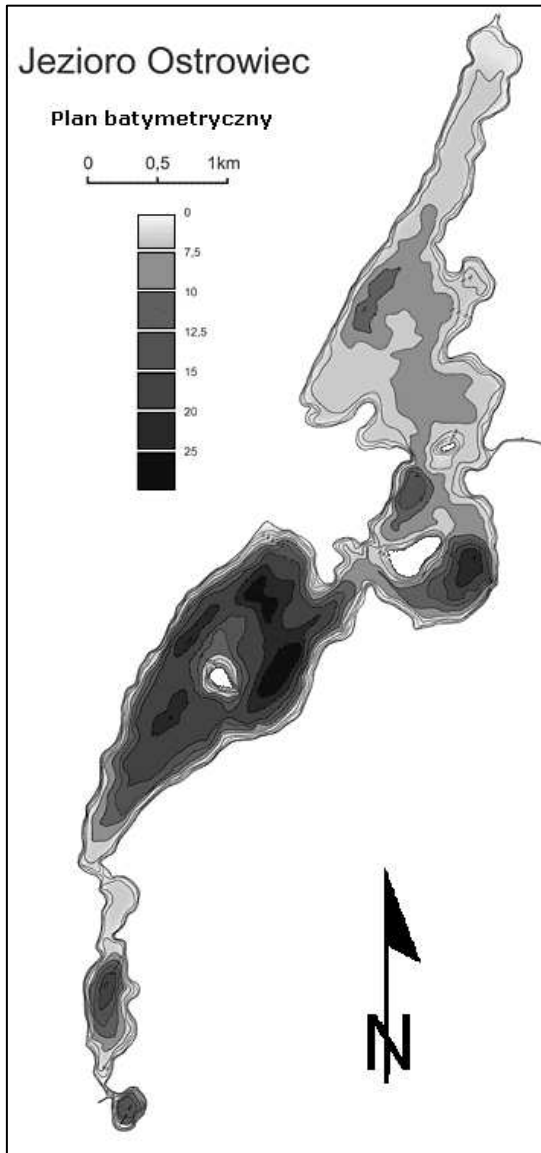
wykształca się w obrębie niemal całego zbiornika. Wyjątek stanowi jego płytką, północną część, dla której wyznaczyć można jedynie warstwy epi- i metalimnionu (Grześkowiak i Brodzińska 2009). Zgodnie z klasyfikacją Olszewskiego (1959) jest to jezioro dymiktyczne, a całkowita wymiana wody (objętość – 36.433,1 m³) następuje w ciągu niespełna 6 miesięcy.

Obszar zlewni całkowitej wynosi 316 km², z czego niemal 55 % stanowią lasy, w pozostałej części (w górnym biegu rzek Płocicznej i Runi-

cy) dominują tereny rolnicze z przewagą gruntów ornych. Zlewnię bezpośrednią o powierzchni – 14,7 km², niemal w 100% pokrywają lasy.

METODYKA I ZAKRES BADAŃ

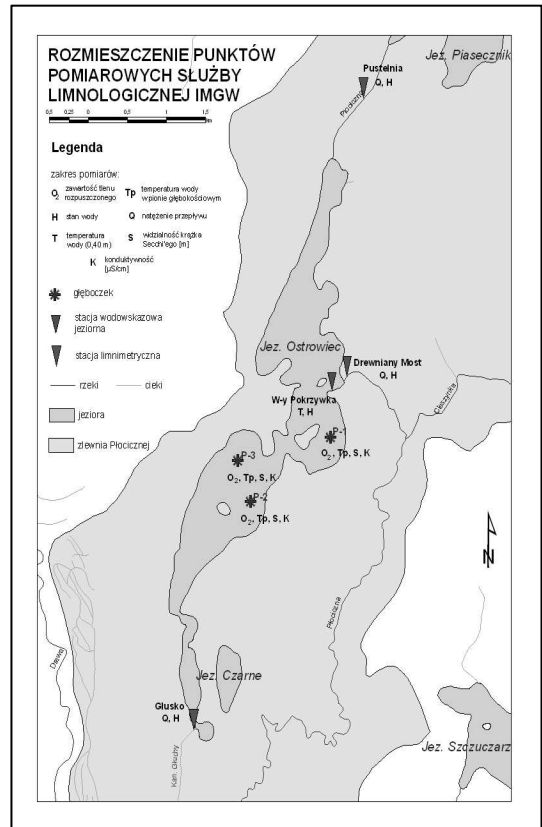
Prezentowane w artykule wyniki badań jeziora Ostrowiec pochodzą z dwóch okresów. Pierwszy obejmuje lata 1991-1997, kiedy jezioro objęte było pomiarami w ramach Państwowego Moni-



Ryc. 2. Jezioro Ostrowiec – plan batymetryczny (źródło: DPN)

toringu Jezior Polskich, finansowanego przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska. Wyniki z okresu 1991-1995, opublikowano wcześniej (Jańczak 1997). Tutaj przedstawione są rezultaty dotyczące wybranych wyników badań dla całego tego okresu badawczego. Metodyka przeprowadzonych badań taka sama jak w monitoringu podstawowym i reperowym jezior polskich (Kudelska, Cydzik, Soszka 1994, Jańczak 1997).

Drugi z analizowanych okresów obejmuje lata 2005-2010. Pomiary w tym okresie prowadzone są w ramach statutowych zadań Służby Limnologicznej, Państwowej Służby Hydrologiczno-



Ryc. 3. Punkty pomiarowe Służby Limnologicznej

Meteorologicznej. Monitoring prowadzą pracownicy Państwowego Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddziału w Poznaniu. Zakres badań obejmuje kompleksowe obserwacje hydrologiczno-meteorologiczne, pomiary hydrometryczne oraz obliczenia bilansu hydrologicznego jeziora. W głęboczkach, w okresie letnim, prowadzone są również badania warunków termiczno-tlenowych oraz pomiary widzialności mierzonej krążkiem Secchiego. W artykule prezentujemy dotychczas opracowane bilanse wodne z lat 2005-2008, widzialność w okresie letnim z lat 2005-2010 oraz profile termiczno-tlenowe z miesiąca sierpnia lat 2005-2009. Stnowiska pomiarowe zaznaczone są na ryc. 3.

Do obliczenia bilansu wykorzystywane jest równanie zaproponowane przez Mikulskiego (1970)

$$(P_j + H_d) - (E_j + H_w) = \Delta R_j,$$

gdzie:

– P_j - opad atmosferyczny na powierzchnię jeziora,

- E_j – parowanie z powierzchni jeziora,
- H_d – dopływ do jeziora (powierzchniowy i podziemny),
- H_w – odpływ z jeziora (powierzchniowy i podziemny),
- ΔR_j – różnica retencji w jeziorze na początku i końcu okresu bilansowego.

Opad określa się w oparciu o pomiary bezpośrednie wykonywane na stacjach opadowych PSHM położonych w najbliższej odległości od zbiornika. Do obliczeń bilansowych stosuje się opad rzeczywisty tj. opad zmierzony skorygowany. Parowanie z wolnej powierzchni wody dla jeziora, obliczane jest w sposób odrębny dla półrocza zimowego i oraz dla półrocza letniego. W okresie zimowym, w którym nie prowadzi się na stacjach ewaporometrycznych pomiarów bezpośrednich parowania z powierzchni wody, wielkość tą wyznacza się w empirycznie stosując wzór Konstantinowa (Dębski 1963, Konstantinow 1968). Określenie parowania w półroczu letnim wykonuje się w oparciu o pomiary wykonane na tratwach ewaporometrycznych położonych na trzech jeziorach: Sławskim (posterunek Radzyń), Raduńskim Górnym (Borucino) i Rajgrodzkim (Rajgród). Według metodyki stosowanej w PSHM (Rösler 2007).

Zmiany retencji oraz dopływ i odpływ powierzchniowy określa się na podstawie obserwacji stanów jeziora, jego dopływu i odpływów, prowadzonych na stacjach wodowskazowych. Wielkość dobowa zasilania i odpływu zbiornika odczytywana jest z krzywych przepływów, konstruowanych w oparciu o wykonywane raz w miesiącu pomiary hydrometryczne na każdym z rzecznych profili pomiarowych. Wymianę podziemną wody otrzymuje się w postaci wypadkowej z równania bilansowego.

WYNIKI BADAŃ

Wybrane wyniki badań z lat 1991-1997 przedstawione są na ryc. 4 i w tab. 2. Stężenia fosforu całkowitego zdają się wskazywać na tendencję wzrostową, natomiast azotu całkowitego, na malejącą (ryc. 4). Trzeba jednak pamiętać, że zarówno związki fosforu jak i azotu, cechują się dużą naturalną zmiennością i zaobserwowana tendencja może być przypadkowa. Dla obliczenia rzeczywistych tendencji należałoby prowadzić pomiary z większą częstotliwością (metodyka badań monitoringowych nakazywała

tylko dwukrotne pomiary w roku – wiosną i latem). Nieco lepszą, ale także tylko szacunkową wartość, posiadają wyniki pomiarów ładunków fosforu dopływających do jeziora za pośrednictwem dopływu – rzeki Płociczna. Częstotliwość tych pomiarów nie każdego roku była jednakowa i wynosiła 2-4 razy w roku. Zwraca uwagę duża rozpiętość dopływającego ładunku w poszczególnych latach (tab. 2). Może być ona także, choćby częściowo, rezultatem małej ilości pomiarów. Traktując te wyniki z dużą ostrożnością, wynika z nich, że w większości lat ładunek dopływający przekracza ładunek krytyczny ($0,5 \text{ g P/m}^2/\text{r}$) według kryterium Vollenweidera (1976). Także na podstawie końcowej klasyfikacji jakości wody jeziora, wyliczonej według metodyki stosowanej w badaniach monitoringowych (Kudelska, Cydzik, Soszka 1994), obejmującej 15 wskaźników wynika, że jakość wody jest zmienna i w większości lat słaba (tab. 3).

Jezioro Ostrowiec jest dość głębokim jeziorem stratyfikowanym, posiadającym kilka głęboczków. Ten, w którym prowadzono pomiary termiki i natlenienia (P-1; ryc. 3), otoczony jest wysokimi i stromymi krawędziami brzegu od strony wschodniej i wyspy od strony zachodniej. Wpływ wiatru, potęgującego mieszanie jest przez to ograniczony. Warunki morfometryczne wskazują na bradymiksję. Toteż wiosenne mieszanie w niektórych latach może być utrudnione i krótkie, stąd prawdopodobnie kilkustopniowe różnice temperatury w hipolimnionie (ryc. 5 A). Może to też mieć pewien wpływ na zawartość tlenu w hipolimnionie (ryc. 5 B). W niektórych latach w hipolimnionie nie ma tlenu wcale, a w niektórych niewielkie ilości tlenu – około 1 mg/dm^3 , występują do dna. Prawdopodobnie główne znaczenie w tym zróżnicowaniu ma jednak intensywność procesów biochemicznych w procesie mineralizacji materii organicznej, zwłaszcza opadającego na dno fitoplanktonu. Prawdopodobnie to jego zakwity powodują w niektórych okresach letnich przetlenie wody w epilimnionie (ryc. 5). Braki i silne deficyty tlenu w hipolimnionie potwierdzają zaawansowaną eutrofizację jeziora.

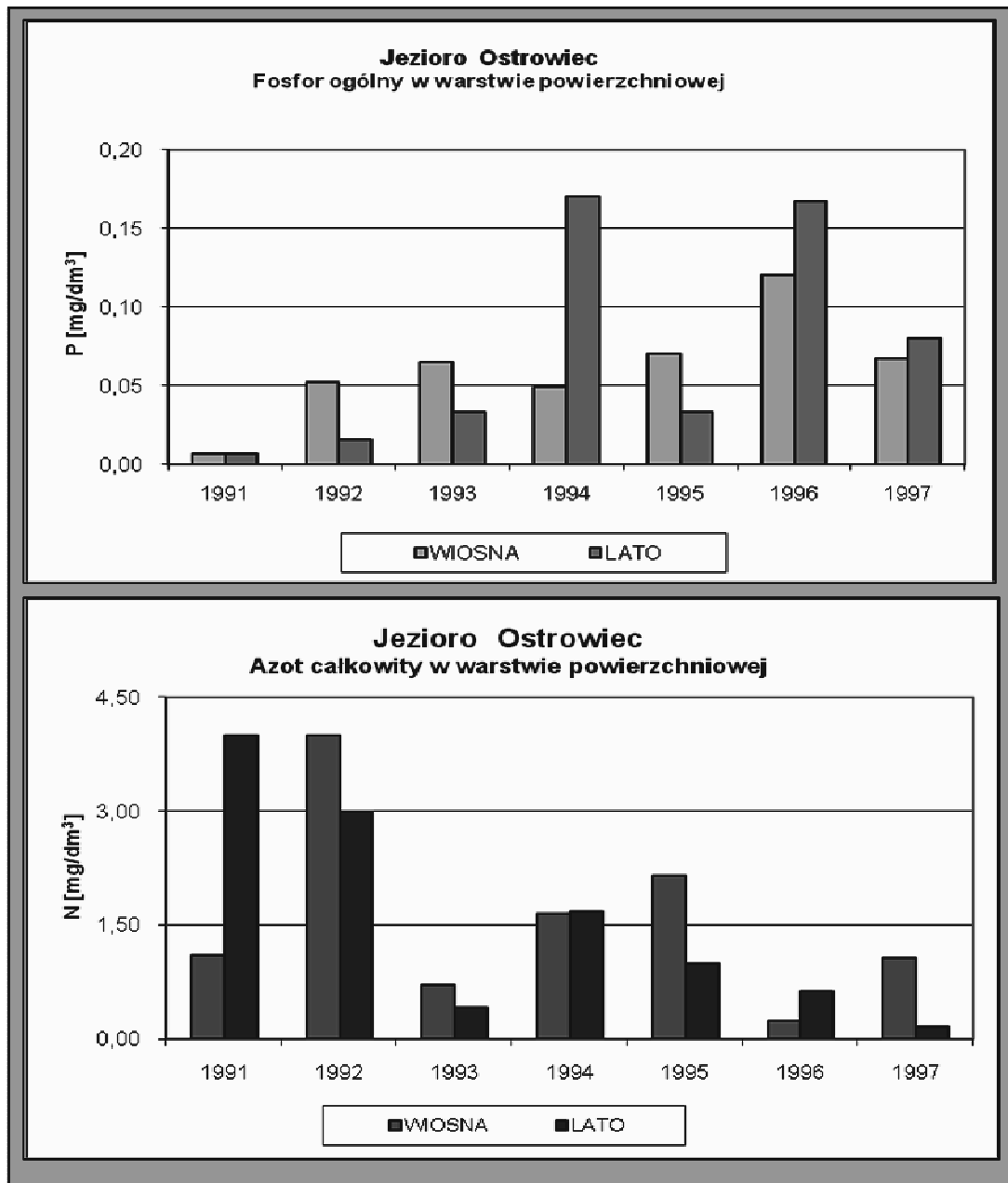
Warunki termiczno-tlenowe w latach 2005-2009 (ryc. 6), nie odbiegają od tych z poprzedniego okresu pomiarowego. W sierpniu 2008, zwraca uwagę duży zasięg strefy dobrego natlenienia, sięgający 7-8 m, podczas gdy w pozostałych latach taka strefa sięga tylko do około 4 m. Trudno powiedzieć co było tego

Tab. 2. Dopyływ ładunków fosforu do wybranych jeziora w okresie 1991-1995 (g P/m² pow. jez./rok)

| Jezioro (pow. zlewni) | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 |
|----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| Ostrowiec (316 km ²) | 0,65 | 0,40 | 0,80 | 0,65 | 1,10 | 0,74 | 0,20 |

przyczyną. Nie jest to efekt wzmożonego wzbogacenia w tlen przez proces fotosyntezy bujnie rozwijającego się fitoplanktonu. Ponieważ warstwy powierzchniowe nie są przetlenione. Poza

tym, przyczyną temu też najlepsza w tym roku widzialność (ryc. 7), co raczej wyklucza podejrzenie o nadmierny zakwit glonów. Z kolei profil termiczny (ryc. 6 A) nie odbiega od pozosta-



Ryc. 4. Zawartość fosforu i azotu w wodach powierzchniowych jeziora Ostrowiec – wyniki badań z lat 1991-1997

Tab. 3. Klasa jakości wody w jeziorze Ostrowiec w latach 1991-1997 (wg systemu klasyfikacji jezior PIOŚ)

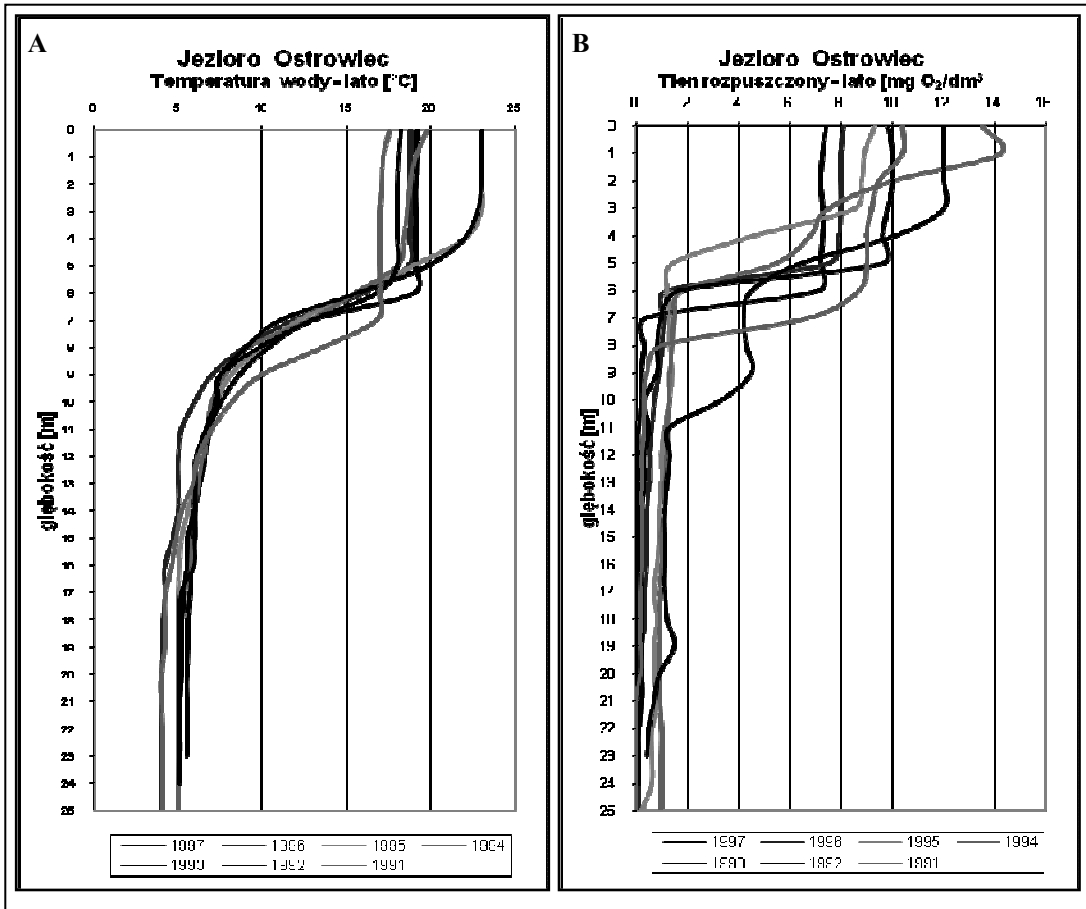
| | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 |
|-------------------|------|----------|------|------|------|
| Klasa jakości | II | III/p.k. | II | III | III |
| Średnia punktacja | 2,1 | 3,2 | 2,46 | 2,7 | 2,53 |

łych, nie ma więc przesłanek o wzmożonym mieszaniu (falowaniu) w tym okresie. Może to być jednak wynik sprzyjających warunków atmosferycznych (częste opady, silne i często występujące wiatry). Polepszenie warunków tlenowych zaobserwowano w 2008 roku, w większości terminów pomiarowych na wielu monitorowanych jeziorach.

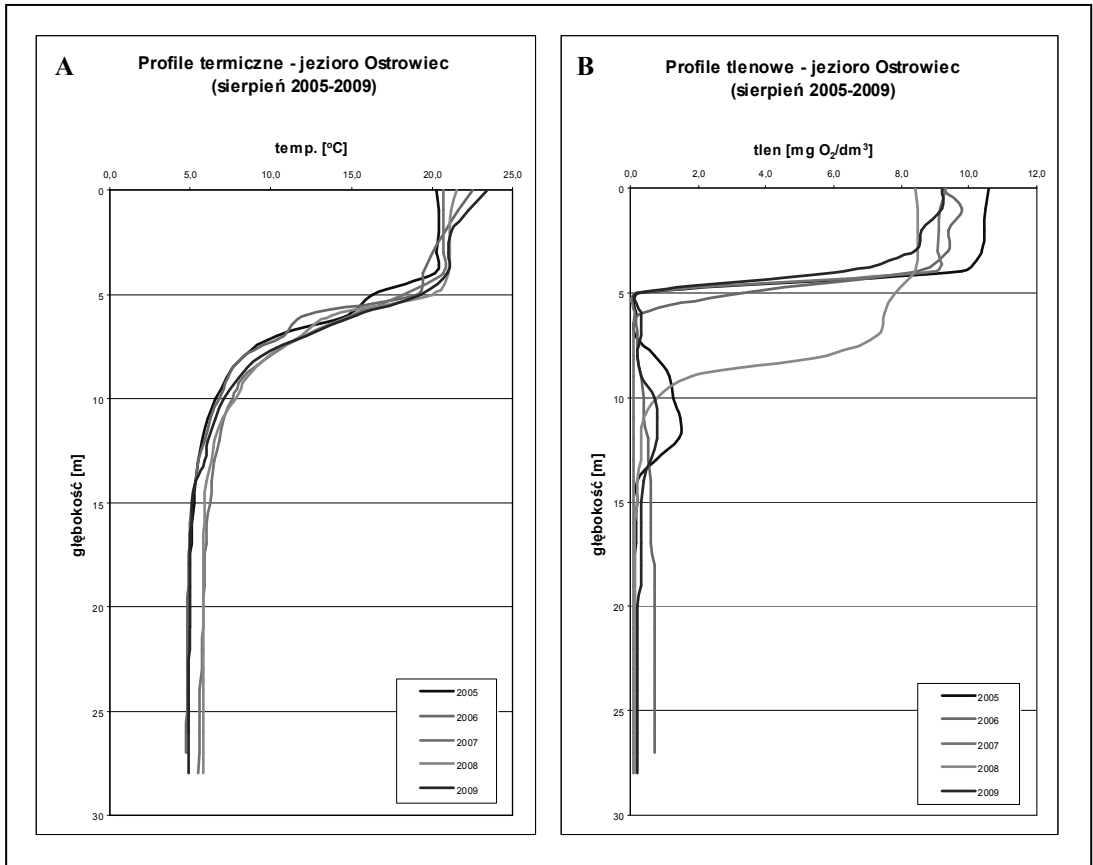
W latach 1991-1997 prowadzono pomiary widzialności krążka Secchi'ego. Średnie wartości tego wskaźnika dla poszczególnych lat wykazywały zmienność w zakresie 1,20-2,80 m. Stwierdzono trend umiarkowanego wzrostu wskaźnika widzialności w tym okresie (ryc. 7).

Podobne wyniki uzyskano w latach 2005-2010 (ryc. 8), z wyjątkiem roku 2008, w którym podobnie jak w przypadku zawartości tlenu rozpuszczonego zaobserwowano wyraźną poprawę rzeczzonego wskaźnika.

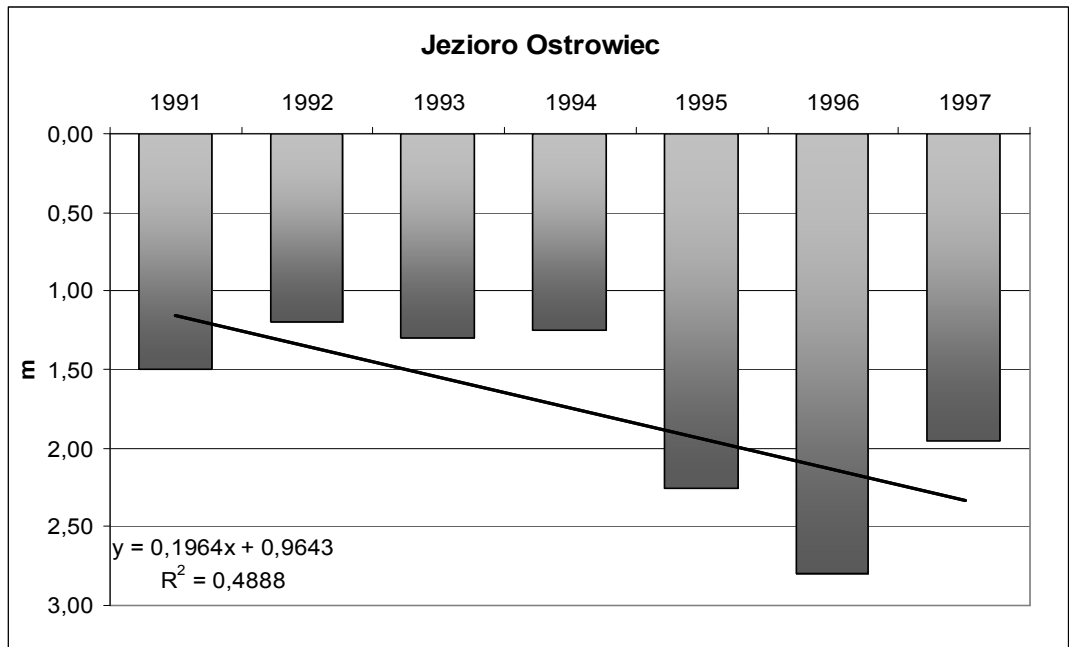
Obliczenia bilansowe wykonane dla okresu 2005-2008, wskazują na dominującą rolę rzeki Płocicznej w hydrologii zbiornika. Przepływy średnie roczne na dwóch wyznaczonych profilach hydrometrycznych wynoszą odpowiednio dla Pustelni (dopływ) od nieco ponad 1,5 m³/s do niespełna 2,0 m³/s oraz Drewnianego Mostu (odpływ) – od około 1,3 m³/s do prawie 1,5 m³/s. Odpływ południowy – Kanałem



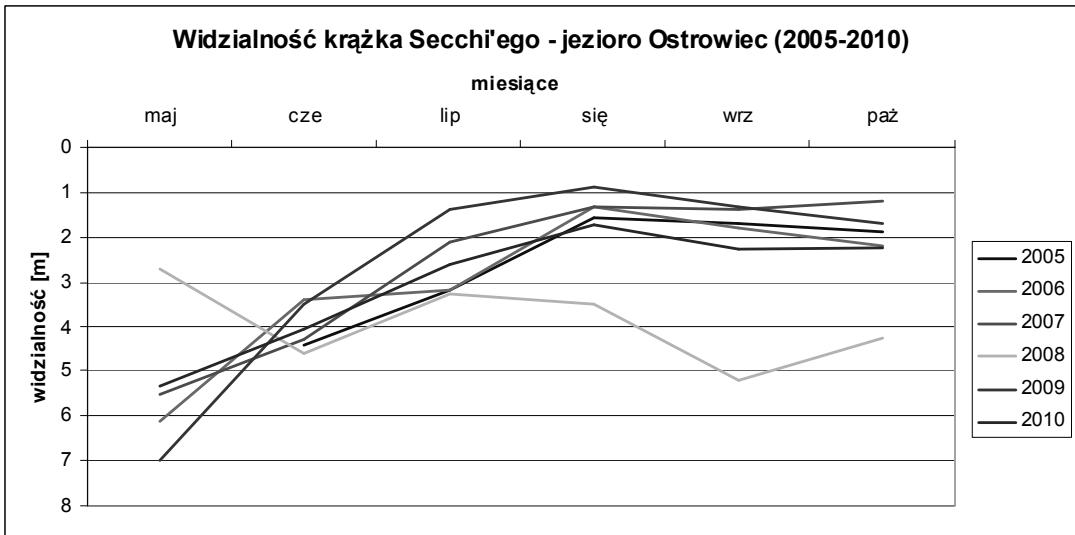
Ryc. 5. Profile termiczne jeziora Ostrowiec w okresie 1991-1997 (A – profile termiczne, B – profile tlenowe)



Ryc. 6. Profile termiczne i tlenowe jeziora Ostrowiec (sierpień 2005-2009); A – profile termiczne, B – profile tlenowe)



Ryc. 7. Przeciętna widzialność krążka Secchi'ego w jeziorze Ostrowiec w latach 1991-1997



Ryc. 8. Widzialność krążka Secchi'ego w okresie letnim w latach 2005-2010

Głuchym, jest znacznie niższy, a jego przeciętne wartości zawierają się między 0,35, a 0,55 m³/s. Zmiany retencji wody w jeziorze zanotowane we wspomnianym okresie są nieznaczne. W roku hydrologicznym 2005 poziom wody obniżył się zaledwie o 3 cm. W latach kolejnych retencja utrzymywała się na stałym poziomie ($\Delta R=0,00$). W bilansie wodnym Ostrowca dopływ powierzchniowy stanowi niezmiennie ok. 90% całości zasilania, a odpływ powierzchniowy obejmuje ponad 90% całości drenażu. Opady atmosferyczne, parowanie z jeziora oraz dopływ i odpływ podziemne mają więc niewielkie znaczenie dla hydrologii jeziora. Przypuszczalnie do takiej sytuacji przyczyniają się urządzenia piętzące zlokalizowane na obu odpływach z jeziora.

Wielkość określonego dla zbiornika współczynnika wymiany pionowej wody jest stosunkowo niewielka (współczynnik wymiany pionowej wynosił od 0,07 do 0,08), a wysoki współczynnik wymiany poziomej od 1,55 do 1,80. Określony na tej podstawie okres całkowitej wymiany wody w zbiorniku wynosi około pół roku.

Szczegółowe zestawienie poszczególnych składowych równania bilansowego w latach hydrologicznych 2005-2008 przedstawiono w tabeli 4.

DYSKUSJA

Kształtowanie się stref termiczno-tlenowych w jeziorze Ostrowiec, mimo swojej specyfiki,

Tab. 4. Zestawienie składowych bilansu wodnego jeziora Ostrowiec dla lat 2005-2008 [mm]

| Rok | Przychód | | | | Rozchód | | | | ΔR |
|------|----------|-------------------|--------------------|-------|---------|-------------------|--------------------|-------|------------|
| | P | H _{pow.} | H _{grunt} | razem | E | H _{pow.} | H _{grunt} | razem | |
| 2005 | 740 | 14763 | 1763 | 17266 | 689 | 16607 | 0 | 17296 | -30 |
| 2006 | 533 | 13211 | 732 | 14476 | 653 | 13507 | 316 | 14476 | 0 |
| 2007 | 896 | 16391 | 815 | 18102 | 612 | 16291 | 1199 | 18102 | 0 |
| 2008 | 826 | 16129 | 373 | 17328 | 706 | 14346 | 2276 | 17328 | 0 |

a także zmienność widzialności czy stężeń biogenów, nie odbiegają niczym szczególnym od podobnych wyników z innych jezior. Wydaje się, że najbardziej dyskusyjne oraz ciekawe są rezultaty badań dotyczące ładunku fosforu dopływającego do jeziora, zmiany jakości wody oraz rezultaty obliczeń bilansu wodnego. Ładunek dopływający do jeziora Płociczną pochodzi z dużej zlewni. Ładunek może więc być pokąźny. Trzeba jednak wziąć pod uwagę, że zlewnię w około 55% pokrywają lasy, które występują w dolnej części zlewni, a więc najbliższej jeziora. Pola uprawne i miejscowości znajdują się wyłącznie w górnej części zlewni. Ewentualne zanieczyszczenia antropogeniczne znajdują się więc w odległości kilkunastu – kilkudziesięciu kilometrów od jeziora. Poza tym, Płociczna i jej dopływy, zanim woda z nich dopłynie do jeziora Ostrowiec, przepływa przez kilka mniejszych jezior. Zlewnia bezpośrednia jeziora i ta część zlewni całkowitej położona najbliżej jeziora, jest wolna od istotnych zagrożeń antropogenicznych. Do jeziora mogą dopływać niemal wyłącznie produkty pochodzące z naturalnego obiegu materii w terenie ekologicznie czystym. Dlaczego więc ładunek dopływający jest przeważnie niebezpiecznie wysoki, a jakość wody jeziora na ogół słaba? Odpowiedź na to pytanie mogą przynieść tylko następne, dokładniejsze badania. Trzeba między innymi wziąć pod uwagę możliwości magazynowania lub uwalniania związków biogenych przez ekosystemy innych jezior zlewni jeziora Ostrowiec. Jak wykazują dotychczasowe, skąpe ciągle badania, jeziora i dzielące je odcinki rzeczne, mogą odgrywać różną rolę, zarówno retencjonowania jak i wzbogacania w fosfor (Hillbricht-Ilkowska 1994, Bajkiewicz-Grabowska 2002, Bogdanowicz 2004, Jańczak i in. 2007, Maślanka, Jańczak 2010).

Drugim interesującym problemem jest ciekawy bilans hydrologiczny jeziora Ostrowiec. Główną rolę odgrywa dopływ i odpływ powierzchniowy, co w jeziorach przepływowych o dużej zlewni jest naturalne. Jednak niespodziewanie żadna rola nie przypada retencji powierzchniowej. A dopływ i odpływ podziemny różnią się znacznie w poszczególnych latach, przy tej samej rzędnej poziomu wody. Jest to rzadko spotykane w innych jeziorach (Mikulski 1970, Pasławski 1975, Borowiak 2000, Bajkiewicz-Grabowska 2002, Choński 2007).

LITERATURA

- Bajkiewicz-Grabowska E.; 2002; Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych; Uniw. Warszawski
- Bogdanowicz R.; 2004; Hydrologiczne uwarunkowania transportu wybranych związków azotu i fosforu Odtą i Wisłą oraz rzekami Przymorza do Bałtyku; Wyd. Uniw. Gdańskiego
- Borowiak D.; 2000; Reżimy wodne i funkcje hydrologiczne jezior Niżu Polskiego; Bad. Limn. 2; Uniw. Gdański
- Choński A.; 2007; Limnologia fizyczna Polski; Wyd. Nauk. UAM; Poznań
- Dębski K.; 1963; Przystosowanie nomogramu Konstantinowa do obliczeń parowania terenowego w Polsce; Prace i Studia Kom. Inż. i Gosp. Wodnej PAN; T. 6
- Grześkowiak A., Brodzińska B.; 2009; Poziome i pionowe zróżnicowanie zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie jeziora Ostrowite (Ostrowiec) w Drawieńskim parku Narodowym; [w:] Marszelewski W. (ed.); Anthropogenic and natural transformations of lakes, vol. 3; PTLim; Toruń; ss 95-102
- Hillbricht-Ilkowska A.; 1994; Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego oraz niektóre zależności pomiędzy ładunkiem a wskaźnikiem trofii jezior; Zesz. Nauk. Kom. PAN; „Człowiek i Środowisko” 7; s. 201-214
- Jańczak J.; 1996; Monitoring reperowy jezior; [w:] Stan czystości rzek, jezior i Bałtyku; Bibl. Monitoringu Środowiska; PIOŚ; Warszawa
- Jańczak J.; 1997; Zmiany jakości wody jezior na podstawie badań prowadzonych w monitoringu reperowym jezior polskich w latach 1991-1995; Biblioteka Monitoringu Środowiska; PIOŚ; Warszawa
- Jańczak J., Maślanka W., Nowiński K.; 2007; The impact of selected Pomeranian lakes on nutrient load transformation; Limn. Rev. 7. 4; 191-197
- Konstantinow A.R.; 1968; Isparienije w prirodie; Hidrometeoizdat; Leningrad
- Kowalik A., Sziwa R., Grześkowiak A.; 2008; Limnologiczna sieć pomiarowo-obszernościowa; Gaz. Obs. IMGW; nr 1-2; s. 9-11
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H.; 1994; Wytyczne monitoringu podstawowego jezior

- (Wyd. 2); PIOŚ; Bibl. Mon. Środ. Warszawa
Maślanka W., Jańczak J.; 2010; Circulation of
biogenic substances in the Kamkionka river-
lake system; *Limn. Rev.*; 10.2; 95-101
- Mikulski Z.; 1970; Kształtowanie się bilansu
wodnego jezior w Polsce; *Przeł. Geogr.*;
T. 42; z. 3
- Olszewski P.; 1959; Stopnie nasilenia wpływu
wiatru na jeziora (The levels of intensity
of the influence of wind on lakes); *Zesz. Nauk.
WSR; Olsztyn*; 4; 111-13
- Sprawozdanie z prac przeprowadzonych w 2005-2009 w zakresie bilansów wodnych; 2005-2009; Praca zbiorowa; Centrum
Limnologii IMGW w Poznaniu; Poznań
(maszynopis)
- Paślowski Z.; 1975; Typologia hydrologiczna
jezior Pojezierza Wielkopolskiego; *Przeł.
Geofiz.*; 4
- Rösler A. i in.; 2007; Analiza zmian składowych
bilansu wodnego jezior na przykładzie jeziora
Sława; Zadanie DS. – H 1 6B; IMGW;
(maszynopis)
- Vollenweider R.A.; 1976; Advances in defining
critical loading levels for phosphorus in lake-
Eutrophication; *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*; 33;
53-83

STRESZCZENIE

Jeziro Ostrowiec jest największym jeziorem Drawieńskiego Parku Narodowego. Okres badań obejmował lata 1991-1997 oraz 2005-2010. Jezioro jest stratyfikowane, w hipolimnionie w okresach letnich tlenu nie ma wcale lub występuje w niewielkich ilościach. Jezioro jest w znacznym stopniu zeutrofizowane. Dopływa do niego duży ładunek fosforu. Jezioro ma dużą zlewnię, ale w przeważającej części pokrytą lasami. Ładunek fosforu w głównej części pochodzi prawdopodobnie z naturalnego obiegu materii w środowisku leśnym, bagiennym. Prawdopodobnie pewną rolę w retencjonowaniu lub zasilaniu fosforem odgrywają jeziora. W bilansie wodnym główną rolę pełnią dopływ i odpływ powierzchniowy za pośrednictwem przepływającej przez jezioro rzeki Płocicznej. Swego rodzaju ewenementem jest brak w każdym roku bilansowym retencji powierzchniowej. Natomiast występują duże różnice w odpływie i dopływie podziemnym.

Marika Kornaś, Grzegorz Krauze

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy, Oddział w Poznaniu

e-mail: marika.kornas@imgw.pl, grzegorz.krauze@imgw.pl

PRZYCZYNY WAHANIA STANÓW WODY JEZIOR ZLEWNI RZEKI DRAWA

CAUSES OF WATER LEVEL FLUCTUATIONS IN LAKES IN THE DRAWA RIVER CATCHMENT

Słowa kluczowe: stan wody jeziora, średni stan roczny, wahania stanów wody, współczynnik korelacji, zależność stanu wody

Key words: lake water level, mean annual level, water level fluctuations, correlation coefficient, water level

Summary: *The aim of this study was to determine the causes of fluctuations of water levels in lakes in the Drawa River catchment. The research included lakes Drawsko, Lubie and Osiek located in different parts of the course of the Drawa River. The analysis included impact of water circulation conditions, climate conditions and human activities on the status of lake water. Dependency of water levels on selected parameters was determined by the method of linear correlation through establishing strength and direction of correlation dependencies. The identified dependencies were assessed and basing on the Pearson correlation coefficient r , the parameters that have the strongest impact on fluctuations of water levels of the studied lakes were determined.*

WPROWADZENIE

Stan wody jeziora jest definiowany jako wzniesienie zwierciadła wody w danym punkcie jeziora ponad przyjęty umownie poziom odniesienia; określa on w sposób względny napełnienie misy jeziora, ma wymiar długości i jest wyrażony w pełnych centymetrach.

Obserwacje stanów wody prowadzi się na wodowskazach, dlatego poziomem odniesienia jest poziom zerowy podziałki wodowskazu, tzw. zero wodowskazu. Zero wodowskazu obiera się zwykle poniżej dna i ustala się jego rzędna, czyli wysokość nad poziomem morza (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 2008).

Miejsce, w którym prowadzone są obserwacje stanów wody jeziora nazywamy stacją wodowskazową jeziorną.

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej prowadzi systematyczne obserwacje stanów wody wybranych jezior. Dostarczają one podstawowych informacji o waniach poziomu wody, ich amplitudzie oraz rytmie zmian w czasie. Dzięki temu otrzymujemy wiedzę o aktualnym

stanie napełnienia tych jezior.

Pomiary wahań stanów wód jeziornych oprócz aspektu poznawczego mają także znaczenie praktyczne. Nanieśnienie wartości wahań na krzywe batygraficzne i krzywe pojemności jezior umożliwia określenie zmian objętości wód i powierzchni, a więc dostarcza informacji o zmianach retencji. W przyszłości, w związku z adaptacją dużej liczby jezior na zbiorniki retencyjne, konieczne będzie prowadzenie dużej liczby badań pod kątem zmian ekosystemów jeziora w warunkach piętrzenia wód (Choiński 2007).

Nawet nieznaczne wahania poziomów wody, wykraczające poza zakres amplitud naturalnych, pozostawiają szereg pozytywnych i negatywnych skutków. Dotyczą one zmian fizykochemicznych, dynamiki wód i w dużej mierze zmian hydrologicznych (Choiński, 2007, Gołdyn 1991, Staniewska-Zątek 1992, Tonder 1993).

Poziom wody w jeziorze waha się w wyniku oddziaływania różnych przyczyn. Niewątpliwie wpływ wywierają lokalne warunki klimatyczne oraz warunki związane z obiegiem wody w jego zlewni. Te naturalne czynniki mogą być

w znacznym stopniu zakłócone przez działalność człowieka, zarówno dotyczącą gospodarowania w zlewni jak i przede wszystkim poprzez podpiętrzanie lub sztuczne obniżanie poziomu wody.

MATERIAŁ I METODY

Celem badań było określenie przyczyn wahań stanów wody jezior zlewni rzeki Drawa. Dążąc do tego porównano przebieg zmienności stanów wody badanych jezior ze zmiennością: stanów wody rzeki dopływającej bądź odpływającej z jeziora, natężenia przepływu tych rzek, opadu atmosferycznego, prędkości wiatru oraz ciśnienia powietrza.

Początkowo w analizie uwzględniono większą liczbę czynników tj. dodatkowo: stan wód gruntowych w sąsiedztwie jeziora, temperaturę wody jeziora, temperaturę powietrza, wilgotność względną, prężność pary wodnej, a nawet zachmurzenie ogólne. Jednakże w toku uzyskanych obliczeń wyeliminowano je z dalszych badań. Głównie ze względu na znaczne oddalenie miejsca pomiaru danego parametru od analizowanych jezior. Z tego właśnie powodu np. badane poziomy wód gruntowych nie były powiązane hydraulicznie z poziomami wody jezior i wystąpiła konieczność odrzucenia tej charakterystyki z analizy.

Zależność stanów wody jezior od wybranych parametrów ustalono za pomocą korelacji liniowej wykorzystując współczynnik korelacji „r” Pearsona. Określono kierunek i siłę związków korelacyjnych między badanymi parametrami oraz dokonano oceny zależności stanu wody jezior od analizowanych parametrów. Otrzymanym wartościom współczynnika korelacji nadano odpowiadający danej klasie numer, zsumo-

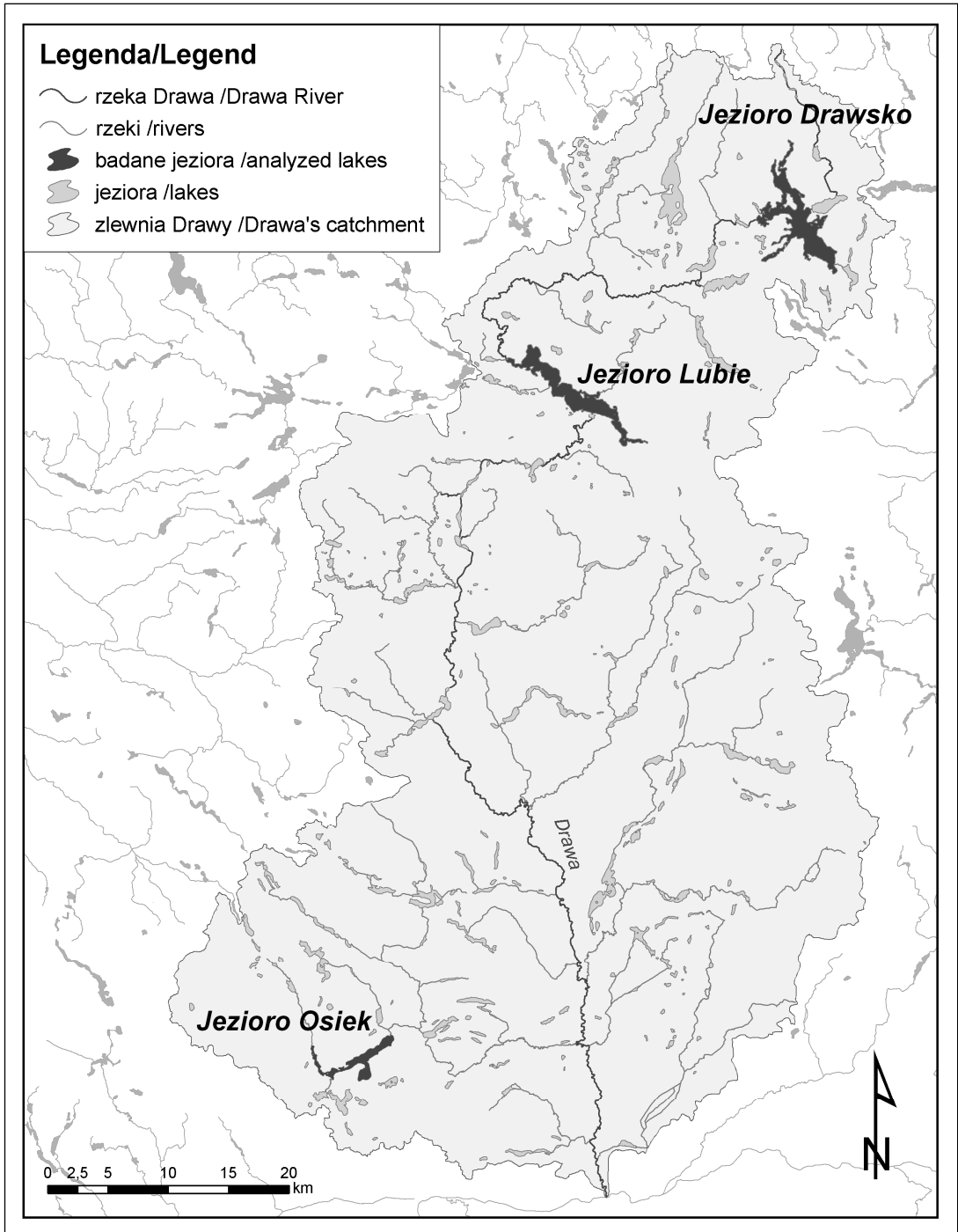
wano liczbę klas uzyskaną z poszczególnych jezior w granicy danego parametru, a wyniki zsumowania liczby klas zestawiono w szeregu malejącym w celu określenia wagi wpływu danego parametru na wahania stanów wody badanych jezior.

W badaniach wykorzystano średnie roczne wartości uwzględnionych parametrów z możliwie jak najdłuższych ciągów obserwacyjnych; w przypadku opadów atmosferycznych użyto sumy roczne. Wszystkie dane przedstawiono w układzie roku hydrologicznego. Przy wyborze stacji, z których pochodziły dane kierowano się przede wszystkim długością serii obserwacji oraz bliskością analizowanych zbiorników (tab. 1). Badanie przyczyn wahań stanów wody jezior zlewni rzeki Drawa przeprowadzono na przykładzie 3 jezior: Drawsko, Lubie, Osiek, wchodzących w skład sieci pomiarowo-obserwacyjnej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Są to zbiorniki przepływowe. Przez jeziora Drawsko i Lubie przepływa rzeka Drawa, natomiast Osiek rzeka Ogardna stanowiąca górny bieg Mierzęckiej Strugi (ryc. 1). Według Kondrackiego (2002) jezioro Drawsko położone jest w makroregionie Pojezierze Zachodniopomorskie, mezoregionie Pojezierze Drawskie. Pozostałe zbiorniki leżą w makroregionie Pojezierze Południowopomorskie; jezioro Osiek w mezoregionie Pojezierze Dobiegniewskie, natomiast jezioro Lubie znajduje się na terenie 3 mezoregionów: Pojezierze Drawskie, Wałęckie i Równina Drawska.

Przyglądając się planom batymetrycznym widać, iż badane zbiorniki stanowią przykład jezior rynnowych o znacznych głębokościach (ryc. 2). Ich wybór podyktowany był jak najdłuższą obserwacją stanu ich wody oraz tym, aby różniły się one między sobą pod względem morfometrycznym (tab. 2). Parametry morfometryczne

Tab. 1. Wykaz stacji uwzględnionych w badaniach

| Charakterystyka | Nazwa stacji | | |
|---------------------------|---------------|-------------------|--------------|
| Stan wody jeziora | Czaplinek | Lubieszewo | Ługi |
| Stan wody rzeki | Stare Drawsko | Drawsko Pomorskie | Mierzęcin |
| Natężenie przepływu rzeki | Stare Drawsko | Drawsko Pomorskie | Mierzęcin |
| Opad atmosferyczny | Kluczewo | Drawsko Pomorskie | Tuczno |
| Prędkość wiatru | Piła | Piła | Gorzów Wlkp. |
| Ciśnienie powietrza | Piła | Piła | Gorzów Wlkp. |

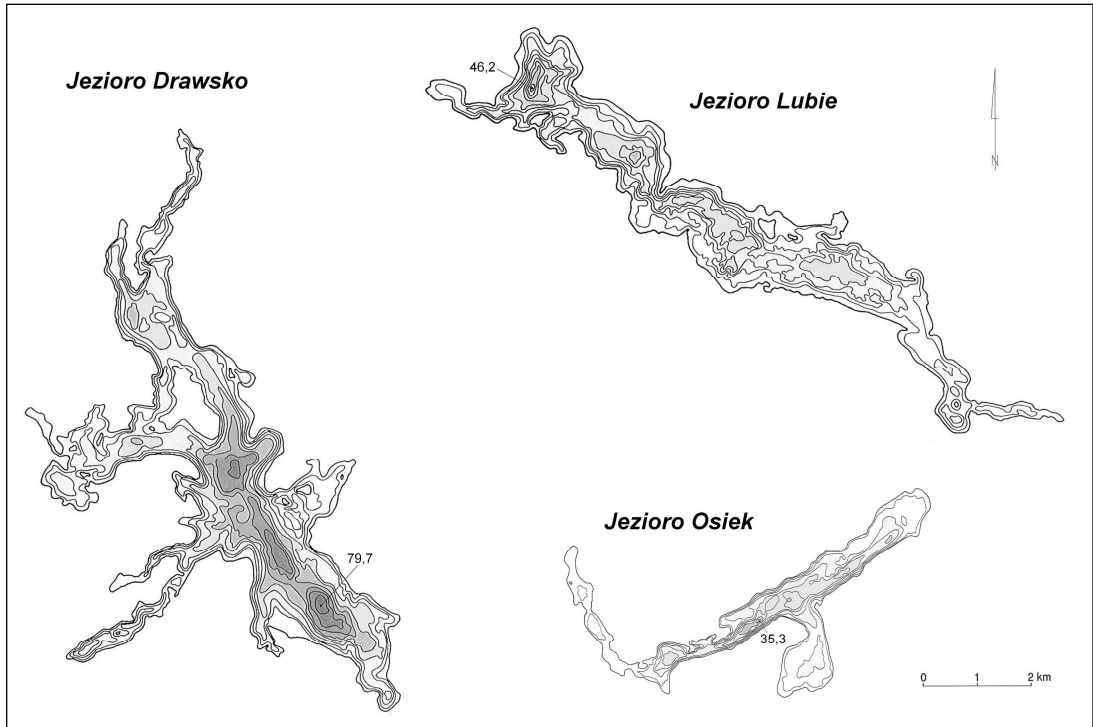


Ryc. 1. Lokalizacja badanych jezior w zlewni rzeki Drawa

wywierają bardzo istotny wpływ na zjawiska zachodzące w zbiornikach. Spośród właściwości jezior, wymiary i kształt misy jeziornej należą bez wątpienia do jednych z najważniejszych. Wpływają na wszelkie procesy zachodzące w jeziorach i ich zlewniach, dla części z nich

mają znaczenie decydujące (Jańczak 1985).

Analizując uwarunkowania morfometryczne jezior w kontekście amplitud wahań ich poziomu wody starano się określić, które z prezentowanych parametrów mają największe znaczenie. Niewątpliwym wpływem zdaje się mieć powierzch-



Ryc. 2. Plany batymetryczne badanych jezior (Jańczak 1996)

nia zbiorników oraz ich głębokość. Na mniejszych jeziorach reakcja na spadek zasilania przejawiająca się obniżeniem poziomu wody jest większa i utrzymuje się przez dłuższy czas, aniżeli na zbiornikach większych. Istotną stają się też ich głębokość, ponieważ może informować o ewentualnym zasilaniu podziemnym. W jeziorach płytkich może dochodzić do zasilania podziemnego głównie pierwszego horyzontu, natomiast w głębszych zbiornikach również niższych horyzontów. Jeziora o głębokich misach i kotlinach zawsze w przeważającej części są zasilane prawdopodobnie przez wody podziemne niższych horyzontów, które nie reagują znacznie na zmiany. Jezioro Drawsko i Lubie należą do dużych zbiorników, zajmują odpowiednio 12 i 20 miejsce wśród największych jezior Polski. Drawsko charakteryzuje również bardzo duża głębokość maksymalna, 2 miejsce wśród najgłębszych jezior w kraju.

Według Jańczaka i Sziwy (1984) głębokość średnia i największa należą do najważniejszych wskaźników morfometrycznych jezior. Charakteryzują nie tylko misę jeziorną, ale mają istotny wpływ na różnego rodzaju procesy zachodzące w jeziorach. Wyłącznie na podstawie głębokości największej i średniej próbuje się nawet dokonać klasyfikacji jezior (Bogosławskij 1960). Ponadto

na głębokości największej bądź średniej oparte są inne szeroko stosowane wskaźniki morfometryczne. Przydatne do klasyfikacji hydrologicznych jezior są zwłaszcza głębokość względna i wskaźnik głębokościowy (Paślawski 1975). Na podstawie głębokości maksymalnej i średniej badane jeziora można zaliczyć do bardzo głębokich. Na ogół uważa się, że najlepszym wskaźnikiem morfometrycznym określającym kształt zagłębień jeziornych jest wskaźnik głębokości. Obliczając go określono, że misy analizowanych jezior mają kształt wklęsły ($< 0,33$).

Wspomniane jeziora charakteryzują się znacznymi długościami maksymalnymi i należą do jednych z najdłuższych jezior w obrębie Pojezierza Pomorskiego: Lubie – 3 miejsce, Drawsko – 4 miejsce, Osiek – 10 według Chońskiego (2007). Wielkość tego wskaźnika ma istotne znaczenie dla oddziaływania wiatru na powierzchnię wody. Im większa jest długość jeziora i im bardziej pokrywa się ona z dominującym kierunkiem wiatrów, tym wyższe są fale generowane przez wiatr i tym samym poprzez głębsze zaleganie podstawy falowania zachodzi głębsze mieszanie wody (Choński 2007).

Wśród jezior Pojezierza Pomorskiego według A. Chońskiego (2007) Drawsko jest 4 zbiornikiem, co do szerokości maksymalnej, Drawsko

Tab. 2. Podstawowe dane morfometryczne badanych jezior (Jańczak 1996)

| Wskaźniki morfometryczne | Jezioro | | |
|---------------------------------|-----------|-----------|----------|
| | Drawsko | Lubie | Osiek |
| Wysokość n.p.m. [m] | 128,4 | 95,6 | 52,5 |
| Powierzchnia [ha] | 1 781,5 | 1 439,0 | 538,9 |
| Objętość [tys. m ³] | 331 443,4 | 169 880,5 | 50 065,0 |
| Głębokość maksymalna [m] | 79,7 | 46,2 | 35,3 |
| Głębokość średnia [m] | 18,6 | 11,6 | 9,3 |
| Długość maksymalna [m] | 12 610 | 14 100 | 9 635 |
| Szerokość maksymalna [m] | 3 900 | 2 200 | 2 105 |
| Długość linii brzegowej [m] | 74 350 | 44 450 | 28 295 |
| Rozwinięcie linii brzegowej | 4,97 | 3,28 | 3,38 |
| Wskaźnik odsłonięcia | 95,8 | 124,1 | 57,9 |

i Lubie zajmują odpowiednio 1 i 4 miejsce spośród zbiorników wodnych o najdłuższej linii brzegowej, natomiast Drawsko i Osiek cechuje znaczne rozwinięcie linii brzegowej; 2 i 10 miejsce.

Wskaźnik odsłonięcia (otwartości) jeziora pozwala wnioskować o wpływie czynników zewnętrznych na jezioro. Dotyczy to całokształtu czynników klimatycznych – głównie temperatury powietrza, nasłonecznienia, wiatru itp. Od nich bowiem zależą uwarunkowania termiczne i cyrkulacyjne mas wodnych. Wielkość wskaźnika jest tym większa, im jezioro ma większą powierzchnię i mniejszą głębokość średnią (Choiński 2007). Ze zbiorników użytych w badaniach największym wskaźnikiem odsłonięcia odznacza się jezioro Lubie, równie dużym cechuje się również jezioro Drawsko.

Objętość jest bardzo ważnym parametrem określającym ilość zasobów wody zgromadzonych w niecce zbiornika. Przedstawienie jej za pomocą krzywej batygraficznej i pojemności ma duże znaczenie dla określania powierzchni zwierciadła wody i zmian objętości wód w jeziorach przy zmianach poziomu, wywołanych zarówno czynnikami naturalnymi, jak i antropogenicznymi. Jezioro o największej objętości jest Drawsko, następnie w kolejności są Lubie i Osiek.

ŚREDNIE ROCZNE STANY WODY BADANYCH JEZIOR

Na ogół przyjmuje się, że stany średnie roczne odzwierciedlają zmiany klimatyczne. Zależą one jednak również od warunków obiegu wody w poszczególnych misach i zlewniach jeziornych. Zakłócenia w naturalnym przebiegu stanów wody może na niektórych jeziorach wprowadzić gospodarka człowieka (Jańczak 1996).

Analiza przebiegu średnich rocznych stanów wody typowanych jezior pozwoliła na określenie stanów charakterystycznych tych zbiorników, natomiast przedstawienie ich na tle przeciętnej wartości średnich rocznych stanów z całego okresu obserwacji na zorientowanie się w jakich okresach stany były wyższe lub niższe od średniej z wielolecia (ryc. 3).

Przebieg średnich rocznych stanów wody jeziora Drawsko charakteryzuje się wyraźnymi trzema okresami spadku: w latach 1971-1980 z NNW (najniższy obserwowany stan wody z wielolecia) 56 cm w 1976 roku, 1983-1984, 2003-2006 oraz 2 wzrostu: w latach 1981-1982 z WWW (najwyższy obserwowany stan wody z wielolecia) 114 cm w 1981 roku i 1985-1989. Średni stan wody ze średnich rocznych z wielolecia (SSW) wynosi 85 cm, a amplituda wahań 58 cm.

W przypadku jeziora Lubie można mówić

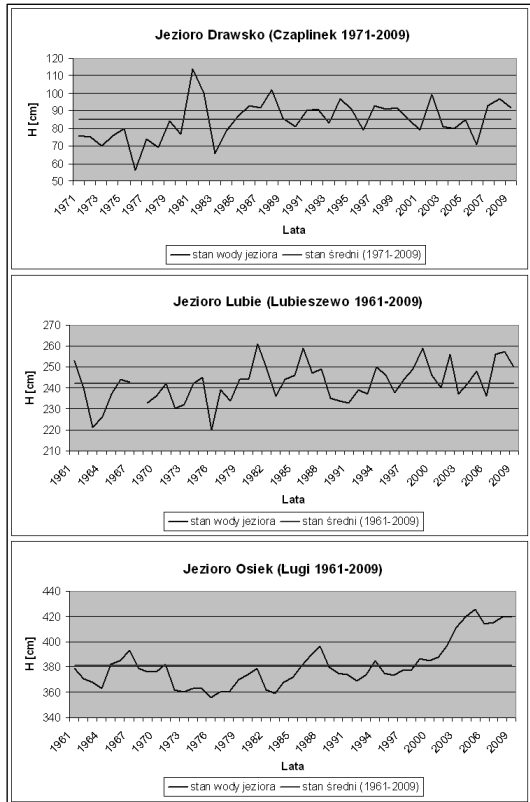
o wyraźnych 4 okresach spadku: 1962-1965, 1969-1974, 1976-1978 z NNW 220 cm w 1976 roku, 1989-1993 i 4 wzrostu: 1979-1982 z WNW 261 cm w 1981 roku, 1984-1988, 1997-2000 oraz 2007-2009. Przeciętna wartość średnich rocznych stanów jego wody z wielolecia wynosi 242 cm, a amplituda 41 cm. W obu jeziorach NNW i WNW pojawiają się w tych samych latach. Świadczyć to może o silnym związku obu zbiorników.

Pozostałe jezioro Osiek odznacza się największą wśród badanych jezior amplitudą wahań jego stanów, bo aż 70 cm. Średni stan ze średnich z całego okresu obserwacji jest na poziomie 381 cm. W przebiegu zaznacza się wyraźnie 1 okres spadku: 1972-1986 z NNW 356 w 1976 (w tym samym roku co w jeziorze Drawsko i Lubie) i 1 wzrostu: 1999-2009 z WNW 426 cm w 2005 roku.

Według publikacji Skibniewskiego (1954) wahania poziomu jezior w dłuższym okresie są cykliczne i zbliżone kształtem do sinusoidy. Odległość między ekstremami krzywej, nawet dla tego samego jeziora waha się od 5 do 11 lat.

Porównując wyodrębnione okresy spadku i wzrostu poziomu wody z uznanymi okresami posusznymi i wilgotnymi (Chojnowski 1992, Jańczak i Choiński 1993, Jańczak, Kowalik, Sziwa 1994) ustalono, iż okresy te się nie pokrywają. Według cytowanej literatury okresy posuszne to lata: 1982-1985, suche: 1963-1964, 1969, 1971, 1975-1976, 1979, 1989-1992, natomiast wilgotne: 1962, 1966-1967. Zgadza się jedynie rok z NNW dla każdego zbiornika w roku 1976 z okresem suszy 1975-1976.

W pracy autorów Jańczak, Kowalik, Sziwa (1994) określono jaka była reakcja stanów wody badanych jezior na suszę lat 1989-1992. Dla każdego zbiornika (łącznie dla 30 jezior) wyznaczono okresy suche, przyjmując za parametr określający zjawisko czas trwania stanów miesięcznych niższych od SNW przez co najmniej 3 kolejne miesiące. Na podstawie wymienionych wyżej kryteriów wyróżniono 3 typy jezior różniących się między sobą reakcją na okres suszy lat 1989-1992. Badane zbiorniki zaliczono do typu jezior słabo lub w ogóle nie reagujących na suszę 1989-1992. Poziomy wód takich jezior wykazywały normalne wahania związane z cyklem rocznym i ewentualnie cyklami wieloletnimi i nie widać było istotniejszych odchyłań w latach dziewięćdziesiątych. Ważnym zagadnieniem jest sprawa ewentualnych tendencji zmian poziomu wody jezior polskich. Na niektó-



Ryc. 3. Średnie roczne stany wody badanych jezior

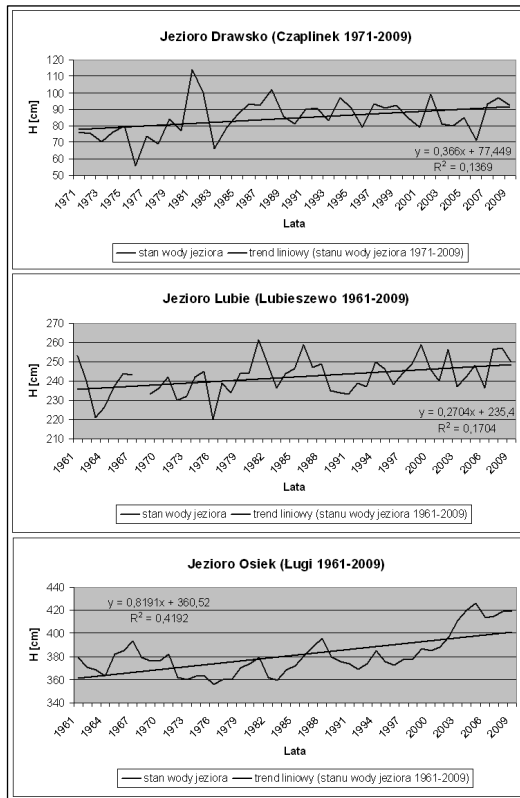
rych jeziorach o dłuższych ciągach obserwacyjnych występuje mniej lub bardziej wyraźna tendencja ujemna. Nie ma pewności czy jest to trwała tendencja klimatyczna lub antropogeniczna czy też lokalne wahania związane są z obiegiem wody w danych zlewniach (Jańczak 1996, Jańczak i Choiński 1993, Paślawski 1972, Skibniewski 1954).

Badając tendencję wahań stanu wody danych jezior określono, iż wszystkie zbiorniki wykazują wyraźną tendencję dodatnią (ryc. 4). Szczególnie jest to widoczne w przypadku zmian poziomu wody jeziora Osiek.

Przy tak dużej tendencji dodatniej zmian poziomu wody jeziora Osiek, znacznej amplitudzie wahań w stosunku do pozostałych jezior, równej 70 cm oraz dużym wzroście średniego stanu wody po 2000 roku, różnica między stanem z 2000 a 2005 roku wynosi 41 cm, zrodziło się pytanie o powód takiej sytuacji. W ramach dalszych badań udało się dotrzeć do informacji, że po 2000 roku przeprowadzono remont zastawki zamontowanej przy jeziorze. Stąd też największy wpływ na stan wody jeziora Osiek, zwłaszcza amplitudę ich wahań, przypisano go-

spodarczej działalności człowieka. Jeśli okres obserwacji skrócimy do 2000 roku, SSW zmniejszy się o 7 cm, WWW będzie wynosić 396 cm w 1988 roku, NNW pozostanie bez zmian, a amplituda wahań z 70 spadnie do 40 cm.

Jeziora o zmienionym antropogenicznie reżimie hydrologicznym posiadają z reguły urządzenia piętrzące na dopływach, odpływie lub w inny sposób poddane są planowanej gospodarce wodnej. Wywierana presja skutkuje przeważnie większą amplitudą wahań zwierciadła wody,



Ryc. 4. Tendencje wahań stanu wody badanych jezior

choć czasami oczekiwanym efektem jest jej zmniejszenie (Dąbrowski 2010).

WYNIKI BADAŃ

Współczynnik korelacji liniowej r Pearsona określa poziom zależności liniowej między zmiennymi losowymi. Dokonując jego analizy ustala się kierunek (znak) oraz siłę (wartość) związków korelacyjnych między cechami. Jego wartość mieści się w przedziale domkniętym $\langle -1; 1 \rangle$, gdzie: $r = 0$ oznacza brak liniowej zależ-

ności między cechami, $r = 1$ oznacza dokładną dodatnią liniową zależność między cechami, tzn. wzrost (spadek) jednej cechy powoduje wzrost (spadek) cechy drugiej, natomiast $r = -1$ oznacza dokładną ujemną liniową zależność między cechami, tzn. wzrost (spadek) jednej cechy powoduje spadek (wzrost) cechy drugiej. Im większa jest wartość bezwzględna korelacji, tym silniejsza jest zależność liniowa między zmiennymi, większa siła związków korelacyjnych. Na podstawie uzyskanych wyników współczynnika korelacji liniowej stanu wody jezior i poszczególnych parametrów mogących wpływać na ich zmienność (tab. 3) dokonano oceny zależności między nimi (tab. 4). Każdej wartości współczynnika korelacji przypisano odpowiadający danej klasie numer, a następnie zsumowano liczbę klas uzyskaną w poszczególnych jeziorach w granicy danego parametru (tab. 5). Wyniki zsumowania liczby klas zestawiono w szeregu malejącym w celu określenia wagi wpływu danego parametru na wahań stanów wody badanych jezior (w nawiasach podano kierunek związków korelacyjnych):

- zsumowana liczba klas = 11 – natężenie przepływu rzeki (+),
- zsumowana liczba klas = 10 – stan wody rzeki (+),
- zsumowana liczba klas = 8 – prędkość wiatru (-),
- zsumowana liczba klas = 6 – ciśnienie powietrza (-),
- zsumowana liczba klas = 5 – opad atmosferyczny (+).

WNIOSKI

W 3 przypadkach na 5 mamy do czynienia z dodatnią zależnością między badanymi cechami, dla: natężenia przepływu rzeki, stanu wody rzeki oraz opadu atmosferycznego. Wzrost (spadek) wartości tego parametru powoduje wzrost (spadek) stanu wody jeziora. Pozostałe czynniki: prędkość wiatru i ciśnienie powietrza cechuje ujemną zależność, czyli ich wzrost (spadek) powoduje spadek (wzrost) poziomu wody w jeziorze.

Największa zależność – korelacja praktycznie pełna, wystąpiła między stanem wody jeziora Drawsko, a stanem wody rzeki do niego dopływającej. Równie silne związki korelacyjne pojawiają się między stanem wody jeziora Lubie, a natężeniem przepływu rzeki do niego uchodzą-

cej – korelacja bardzo duża. Na uwagę zasługują również wartości zaliczane do korelacji wysokiej: stan jeziora Drawsko i natężenie przepływu zasilającej go Drawy oraz prędkość wiatru oddziałująca na stan jeziora Osiek.

Eliminując wartości współczynnika korelacji $<-0,1;0,1>$, a więc korelację słabą (praktycznie brak związku) ustalono dla każdego jeziora jakie czynniki mają największą wagę przy wahaniami stanu jego wody.

Dla jeziora Drawsko największy wpływ ma stan wody rzeki do niego dopływającej ($r = 0,94$) (ryc. 5) oraz natężenie przepływu tej rzeki ($r = 0,52$). Ogólnie można stwierdzić, iż na jego stan wpływają w głównej mierze warunki obiegu wody.

Tab. 3. Wartość współczynnika korelacji stanów wody badanych jezior i poszczególnych czynników mogących stanowić przyczynę ich wahań

| Charakterystyka | Stan wody jeziora [cm] | | |
|---|------------------------|-------|-------|
| | Drawsko | Lubie | Osiek |
| Stan wody rzeki [cm] | 0,94 | 0,29 | 0,16 |
| Natężenie przepływu rzeki [$m^3 \times s^{-1}$] | 0,52 | 0,81 | -0,14 |
| Opad atmosferyczny [mm] | -0,07 | 0,18 | 0,23 |
| Prędkość wiatru [$m \times s^{-1}$] | -0,18 | -0,16 | -0,50 |
| Ciśnienie powietrza n.p.m. [hPa] | -0,13 | -0,40 | 0,06 |

Tab. 4. Ocena zależności dwóch zmiennych na podstawie wartości współczynnika korelacji

| Nr klasy | Wartość współczynnika korelacji | Ocena zależności |
|----------|---------------------------------|---|
| 1 | $< 0,1$ | korelacja słaba (praktycznie brak związku) |
| 2 | $0,1 - 0,3$ | korelacja niska (zależność wyraźna) |
| 3 | $0,3 - 0,5$ | korelacja umiarkowana (zależność istotna) |
| 4 | $0,5 - 0,7$ | korelacja wysoka (zależność znaczna) |
| 5 | $0,7 - 0,9$ | korelacja bardzo wysoka (zależność bardzo duża) |
| 6 | $> 0,9$ | korelacja praktycznie pełna |

W przypadku jeziora Lubie jest to: natężenie przepływu rzeki zasilającej zbiornik ($r = 0,81$) (ryc. 6), ciśnienie powietrza ($r = -0,40$), stan wody rzeki ($r = 0,29$), a więc ogólnie warunki obiegu wody oraz warunki klimatyczne.

Jak już wcześniej ustalono na amplitudę wahań stanu wody jeziora Osiek największy wpływ ma gospodarcza działalność człowieka. Chcąc określić, które z pozostałych czynników oddziałują na jego stan ustalono, iż jest to: prędkość wiatru ($r = -0,50$) (ryc. 7) oraz opad atmosferyczny ($r = 0,23$). Tak, więc ogólnie działalność gospodarcza człowieka, warunki klimatyczne oraz warunki obiegu wody.

Należy dodać, iż metoda korelacji liniowej jak każda ma również swoje wady. Użycie jej mówi jedynie o poziomie liniowej zależności między badanymi cechami. Współczynnik korelacji liniowej r Pearsona jest podatny na obserwacje skrajne, a interpretacja jest oczywista tylko dla wielowymiarowego rozkładu normalnego (jest wtedy estymatorem elementu macierzy współczynników tego rozkładu). Jednakże zastosowanie jej miało na celu wstępne zweryfikowanie istotności danej zależności w dalszych badaniach nad przyczyną wahań poziomu wody jezior. Zakłada się kolejne analizy z wykorzystaniem innych miar zależności.

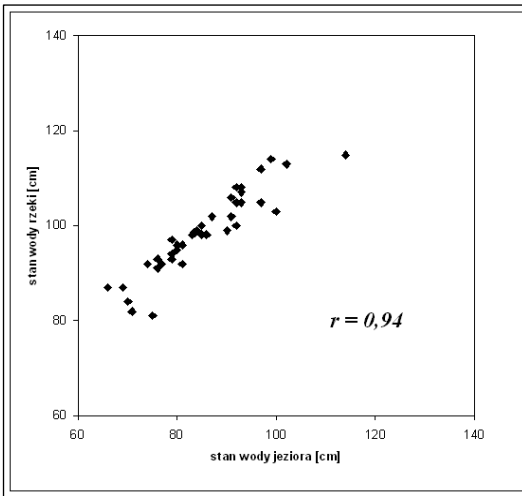
PODSUMOWANIE

Rozpatrując badane zbiorniki określono, iż w przypadku jeziora Drawsko największy współczynnik korelacji występuje między stanem wody zbiornika a stanem wody rzeki do niego dopływającej. Dla jeziora Lubie między stanem jego wody a natężeniem przepływu rzeki do niego uchodzącej, natomiast jeziora Osiek między stanem wody a prędkością wiatru.

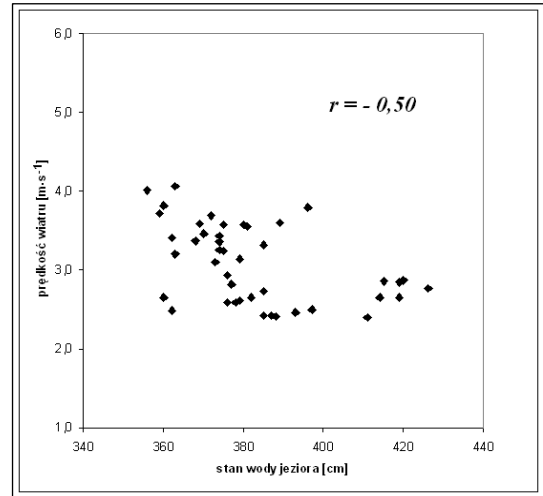
Rozpatrując badane parametry określono, iż największy wpływ na zmiany stanu wody jezior mają parametry opisujące warunki obiegu wody w zlewniach badanych zbiorników, w szczególności stan wody i natężenie przepływu rzeki dopływającej lub odpływającej z jeziora (+). W mniejszym stopniu na wahań stanu wody jezior wpływają warunki klimatyczne, wśród mających największe znaczenie należy wymienić prędkość wiatru (-). Natomiast amplitudę wahań stanów wody jezior warunkuje w głównej mierze działalność gospodarcza człowieka w jego zlewni.

Tab. 5. Zsumowana liczba klas oceny zależności stanu wody badanych jezior i poszczególnych czynników mogących stanowić przyczynę ich wahań

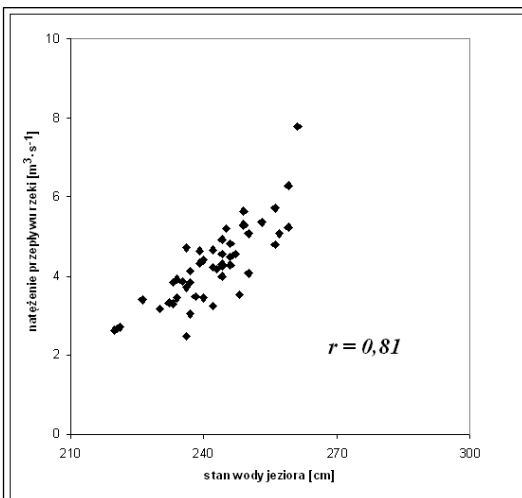
| Charakterystyka | Stan wody jeziora [cm] | | | Zsumowana liczba klas |
|---|------------------------|-------|-------|-----------------------|
| | Drawsko | Lubie | Osiek | |
| Stan wody rzeki [cm] | 6 | 2 | 2 | 10 |
| Natężenie przepływu rzeki [$m^3 \times s^{-1}$] | 4 | 5 | 2 | 11 |
| Opad atmosferyczny [mm] | 1 | 2 | 2 | 5 |
| Prędkość wiatru [$m \times s^{-1}$] | 2 | 2 | 4 | 8 |
| Ciśnienie powietrza n.p.m. [hPa] | 2 | 3 | 1 | 6 |



Ryc. 5. Zależność stanu wody jeziora Drawsko (Czaplinek) od stanu rzeki Drawa (Stare Drawsko)



Ryc. 7. Zależność stanu wody jeziora Osiek (Ługi) od prędkości wiatru (Gorzów Wielkopolski)



Ryc. 6. Zależność stanu wody jeziora Lubie (Lubieszewo) od natężenia przepływu rzeki Drawa (Drawsko Pomorskie)

LITERATURA

- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z.; 2008; Hydrologia ogólna; Wydawnictwo Naukowe PWN; Warszawa
- Bogosławski B. B.; 1960; Schemata hydrologicznej klasyfikacji oziar i rajonowania oziar SSSR; Wiestnik Moskowskiego Uniwersytetu; ser. 5; Geografija; nr. 2; Moskwa
- Choiński A.; 2007; Limnologia fizyczna Polski; Wydawnictwo Naukowe UAM; Poznań
- Chojnowski J.; 1992; Czy susza dotknęła też jeziora?; Gazeta Obserwatora IMGW; nr 4-6; R. XLI; Warszawa; 7-11
- Dąbrowski M.; 2010; Zmiany trendów wahaní poziomu Jezior Pojezierza Mazurskiego; [w:] Anthropogenic and natural transformations of lakes; Nędzarek A., Kubiak J., Tórz A. (eds); Vol. 4; PTLim; Szczecin; 31-36

- Gołdyn R.; 1991; Wpływ podpiętrzanie wód na procesy ekologiczne w jeziorach służących jako zbiorniki retencyjne. Funkcjonowanie ekosystemów wodnych i ich ochrona i rekultywacja. Eksperymenty na ekosystemach; SGGW-AR; Warszawa
- Jańczak J.; 1985; Związki korelacyjne między parametrami i wskaźnikami morfometrycznymi jezior; Zeszyty Naukowe Wydziału Biologii, Geografii i Oceanologii; Seria Geografia; nr 14; Gdańsk; 95-107
- Jańczak J.; 1996 (red.); Atlas jezior Polski, tom I. Jeziora Pojezierza Wielkopolskiego i Pomorskiego w granicach dorzecza Odry; Bogucki Wydawnictwo Naukowe; Poznań
- Jańczak J., Choiński A.; 1993; Zmiany wahań poziomu wody jezior w latach 1956-1985; [w:] Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych; Dynowska I. (red.); Uniwersytet Jagielloński; Kraków; 98-107
- Jańczak J., Kowalik A., Sziwa R.; 1994; Reakcja stanów wody jezior dorzecza Odry na suszę lat 1989-1992; Wiadomości IMGW; t. XVII (XXXVII); z. 2; Warszawa; 117-124
- Jańczak J., Sziwa R.; 1984; Związek między głębokościami największymi a średnimi jezior; Przegląd Geofizyczny; R. XXXIX; z. 1; Warszawa; 65-74
- Kondracki J.; 2002; Geografia regionalna Polski; Wydawnictwo Naukowe PWN; Warszawa
- Paślowski Z.; 1972; Wieloletnie wahania i tendencje zmian poziomu wody jezior odpływowych w Polsce północnej; Przegląd Geofizyczny; t. 17; z. 4; Warszawa; 249-259
- Paślowski Z.; 1975; Typologia hydrologiczna jezior Pojezierza Wielkopolskiego; Przegląd Geofizyczny; t. 20 (28); nr 4; Warszawa; 271-280
- Skibniewski L.; 1954; Wahania poziomów zwierciadła wody większych jezior Pojezierza Pomorskiego i Mazurskiego; Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny; VII, z. 3-4; Warszawa; 159-172
- Staniewska-Zątek W.; 1992; Zmiany poziomu wody w jeziorze Wielki Bytyń w latach 1976-1990 spowodowane eksploatacją urządzeń piętrzących wodę; [w:] Problemy zanieczyszczenia i ochrony wód powierzchniowych – dziś i jutro; Kraska M., Szyper H., Gołdyn R., Romanowicz W. (red.); Wydawnictwo Naukowe UAM; Seria Biologia nr 49; Materiały konferencyjne; Poznań; 275-282
- Tonder J.; 1993; Zmiany w ekosystemie jeziora

w warunkach piętrzenia wód na przykładzie zlewni Jeziora Lubikowskiego; Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej; IGF UAM; Poznań; (maszynopis)

STRESZCZENIE

Praca miała na celu poznanie przyczyn wahań stanów wody jezior zlewni rzeki Drawa. Badaniami objęto trzy jeziora Drawsko, Lubie i Osiek znajdujące się w różnych odcinkach biegu Drawy. Analizowano wpływ na stan wody jezior warunków obiegu wody, warunków klimatycznych oraz działalności człowieka na terenie ich zlewni. Zależność stanu wody od wybranych parametrów ustalono za pomocą korelacji liniowej, określając siłę i kierunek związków korelacyjnych. Dokonano oceny tych zależności i na podstawie wartości współczynnika korelacji r Pearsona zdecydowano, które parametry mają największy wpływ na wahania stanu wody badanych jezior.

Agnieszka E. Ławniczak, Krzysztof Szoszkiewicz, Tomasz Zgoła, Szymon Jusik
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
e-mail: lawnic@up.poznan.pl, kszoszk@up.poznan.pl, zgolatom@up.poznan.pl, jusz@up.poznan.pl

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEKI DRAWY W ASPEKTCIE WYMOGÓW RAMOWEJ DYREKTYWY WODNEJ

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF THE DRAWA RIVER ACCORDING WATER FRAMEWORK DIRECTIVE

Słowa kluczowe: makrofity, ocena rzek, ocena stanu ekologicznego, hydromorfologia, hydrochemia, Ramowa Dyrektywa Wodna, Drawa

Key words: macrophytes, river assessment, ecological status assessment, hydromorphology, hydrochemistry, Water Framework Directive,

Summary: The aim of the study was to evaluate the ecological status of the Drawa River. Moreover section of the Drawa River called Prostynia, and Płociczna River (the tributary of the Drawa River) were also evaluated. The study was carried out during two vegetation seasons in the years 2009-2010 and 19 river sites were included. Most of them (16) were located on the Drawa River, two on Płociczna River and one on the Prostynia River. Field surveys were conducted using the Polish macrophyte approach, which enabled calculation of the numerical index MIR (Macrophyte Index for Rivers). Moreover hydromorphological evaluation was undertaken, as well as hydrochemical analysis of water samples. Basing on MIR index evaluations based on macrophytes classified the majority of the river to the highest ecological status (13 sites – very good). Prostynia also indicated the very good status. Only Płociczna river revealed good ecological status and part of the Drawa River (between Prostynia and Drawsko Lake) was evaluated as moderate. Other ecological parameters of analysed rivers, as watershed land use, hydromorphological data and hydrochemical measurements, indicated high quality of Drawa River. It was found biological element (macrophytes) as well as other supporting elements revealed high ecological status of the Drawa River which allows to consider it as a reference for large lowland rivers in Poland.

WPROWADZENIE

Poprawa stanu ekologicznego wód jest priorytetowym celem realizacji Ramowej Dyrektywy Wodnej (European Union 2000), która jest obecnie wdrażana w całej Unii Europejskiej. Przeważająca ilość rzek nizinnych w naszym kraju charakteryzuje się zaawansowaną degradacją związaną ze zwiększonym stopniem eutrofizacji wód. Szczególnie dotyczy to rzek położonych w zlewniach rolniczych, zurbanizowanych, o nieuregulowanej gospodarce wodno-ściekowej (Zbierska i in. 2002, Rothwell i in. 2010). Niekorzystne zmiany w ekosystemach rzecznych wynikać też mogą z przekształceń hydromorfologicznych,

związanych m.in. z budową infrastruktury hydrotechnicznej i różnego rodzaju pracami regulacyjnymi (Feld 2004).

Rzeki, które nie zostały poddane znaczącej presji antropogenicznej na obszarze niżowym Polski są obecnie bardzo nieliczne. Są one bardzo cennym obiektem badań, gdyż rozwijające się w nich organizmy mogą stanowić wzorzec dla innych, bardziej zdegradowanych cieków naszego kraju. Co więcej, najlepiej zachowane odcinki rzek nizinnych w Polsce są uznawane za obiekty referencyjne dla innych krajów Europejskich o podobnych uwarunkowaniach geograficznych (np. Niemcy, Dania, Holandia). Celem badań prezentowanych w niniejszej pracy było przedstawienie stanu ekologicznego rzeki

Drawy, należącej do najlepiej zachowanych pod względem przyrodniczym rzek w Polsce. Dodatkowo prowadzono badania na odcinku Prostyni oraz na dopływie Drawy – rzece Płocicznej.

OBIEKT BADAŃ

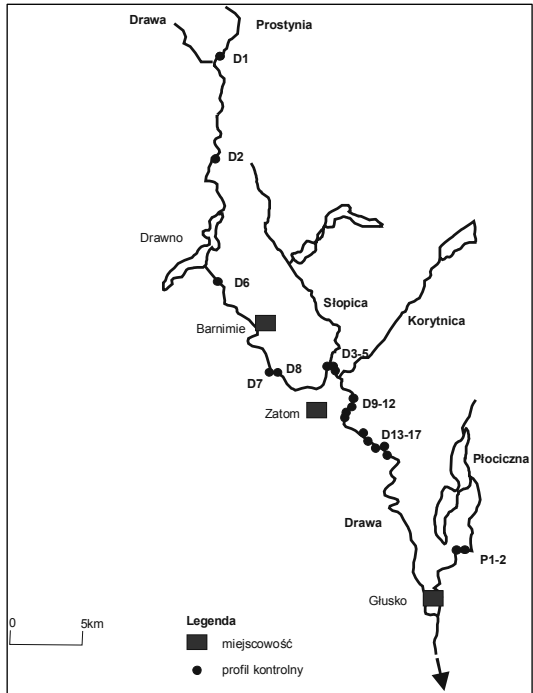
Rzeka Drawa jest prawobrzeżnym dopływem Noteci, o długości 192,08 km (Czarnecka 2005). Źródłem rzeki jest Jezioro Drawskie, znajdujące się na wysokości 160 m n.p.m. Zlewnia całkowita wynosi 3290,93 km², z czego prawie 5% zajmuje 472 jezior, o łącznej powierzchni 156 km². Głównym dopływem rzeki jest Płociczna, o długości 48,05 km, odwadniająca obszar o powierzchni 476,7 km² (Czarnecka 2005). Zlewnia rzeki, o powierzchni około 114,41 km², częściowo położona jest w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego.

Roczne wahania poziomu wody w Drawie wynoszą 0,4-0,5 m. Średni roczny przepływ wody wynosi 9,3 m³·s⁻¹ w Drawnie i 21,5 m³·s⁻¹ w Drawinach, w rzece Płociczna około 3,0 m³·rok⁻¹. Na poziom wody w Drawie wpływ mają elektrownie wodne, o niewielkiej mocy. Na odcinku rzeki Prostynia, będącej dawnym lewobrzeżnym jej dopływem, w miejscowości Boro-wo w 1917 roku zbudowano elektrownię o mocy 1 MW. Wówczas przekierowano wody Drawy, poprzez budowę zastawki, do Prostyni na elektrownię wodną. Zrzut wód z elektrowni odbywa się do rzeki Prostynia, która łączy się z dawnym, zarastającym korytem Drawy w Jeziorze Strunowo. Dalej rzeka nosi ponownie nazwę Drawa. Drugą elektrownie wodną na Drawie zbudowano pod koniec XIX jako karbidownię w Kamiennej, później przekształconą na elektrownię wodną.

MATERIAL I METODY BADAŃ

Badania terenowe prowadzono na rzekach Drawa, Prostynia i Płociczna, w dwóch sezonach wegetacyjnych w latach 2008-2009. W sumie zbadano 19 odcinków badawczych (ryc. 1), z czego 16 zlokalizowanych było na rzece Drawie (D2-D17), jeden na Prostyni (D1) i dwa na dopływie Drawy – Płocicznej (P1, P2).

Zakres badań każdego stanowiska obejmował analizę botaniczną, hydromorfologiczną, fizykochemiczną wód oraz użytkowanie zlewni do przekroju badawczego. Badania botaniczne



Ryc. 1. Lokalizacja przekrojów badawczych

wykonano Makrofitową Metodą Oceny Rzek (Szoszkiewicz i in. 2010a) na odcinkach 100-metrowych. Obejmowały one spis flory oraz udział w pokryciu dla każdego taksonu wg 9-stopniowej skali (tab. 1). Wyniki badań botanicznych pozwoliły na obliczenie Makrofitowego Indeksu Rzecznego (MIR), który jest aktualnie wykorzystywany w monitoringu rzek w Polsce do oceny stanu ekologicznego (Szoszkiewicz i in. 2010a). Indeks MIR wskazuje głównie na degradację związaną z eutrofizacją.

Ocenę hydromorfologiczną stanowisk badawczych wykonano metodą River Habitat Survey – RHS (Szoszkiewicz i in. 2008) na 500-metrowych odcinkach badawczych. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono indeks naturalności siedliska HQA (Habitat Quality Assessment) oraz indeks przekształcenia antropogenicznego siedliska HMS (Habitat Modification Score). Wskaźniki te pozwoliły na określenie stanu warunków hydromorfologicznych badanych odcinków cieków i porównanie ich z innymi rzekami w Europie (Walker i in. 2002).

Użytkowanie zlewni oceniano od źródła cieków do każdego z przekrojów badawczych, wykorzystując bazę CORINE z zastosowaniem narzędzi GIS.

Badania jakości wody obejmowały analizy siedmiu parametrów fizyczno-chemicznych:

Tab. 1. Zastosowane w badaniach współczynniki pokrycia makrofytów

| Współczynnik pokrycia | Udział w pokryciu % |
|-----------------------|---------------------|
| 1 | <0,1 |
| 2 | 0,1-1 |
| 3 | 1-2,5 |
| 4 | 2,5-5 |
| 5 | 5-10 |
| 6 | 10-25 |
| 7 | 25-50 |
| 8 | 50-75 |
| 9 | 75-100 |

- pH – pomiar pH-metrem mikrokomputerowym;
- fosforany – kolorymetrycznie metodą z kwasem askorbinowym;
- fosfor ogólny – kolorymetrycznie metodą z kwasem askorbinowym po mineralizacji mikrofalowej;
- przewodność elektrolityczna – pomiar konduktometrem mikrokomputerowym;
- azot azotanowy – kolorymetrycznie metodą redukcji kadmem;
- azot amonowy – kolorymetrycznie metodą Nesslerera;
- azot ogólny – metodą Kiejdahla.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Badania botaniczne wykonane na rzece Drawie wykazały ogólnie wysoki poziom stanu ekologicznego. Makrofitowy Indeks Rzeczny wahał się od 32 do 45 dla rzeki Drawy oraz wynosił 39 dla Prostyni i 37 dla Płocicznej (ryc. 2). Ocena przeprowadzona w oparciu o makrofity pozwoliła na sklasyfikowanie 13 odcinków rzeki Drawy do najwyższej klasy stanu ekologicznego (stanu bardzo dobrego), a dwóch do dobrego. Najniższą wartość stwierdzono na odcinku między Prostynią a Braminiami (D1-D6), a najwyższą między miejscowościami Jażwiny i Sitnicą (D7-D17). Jedynie na odcinku rzeki między Prostynią i Drawnem (stanowisko D2) makrofitowy indeks rzeczny wynosił jedynie 32, co odpowiada słabemu stanowi ekologicznemu. Na podstawie makrofitów odcinek Prostyni odpowiadał bardzo dobremu stanowi ekologicznemu, a Płocicznej

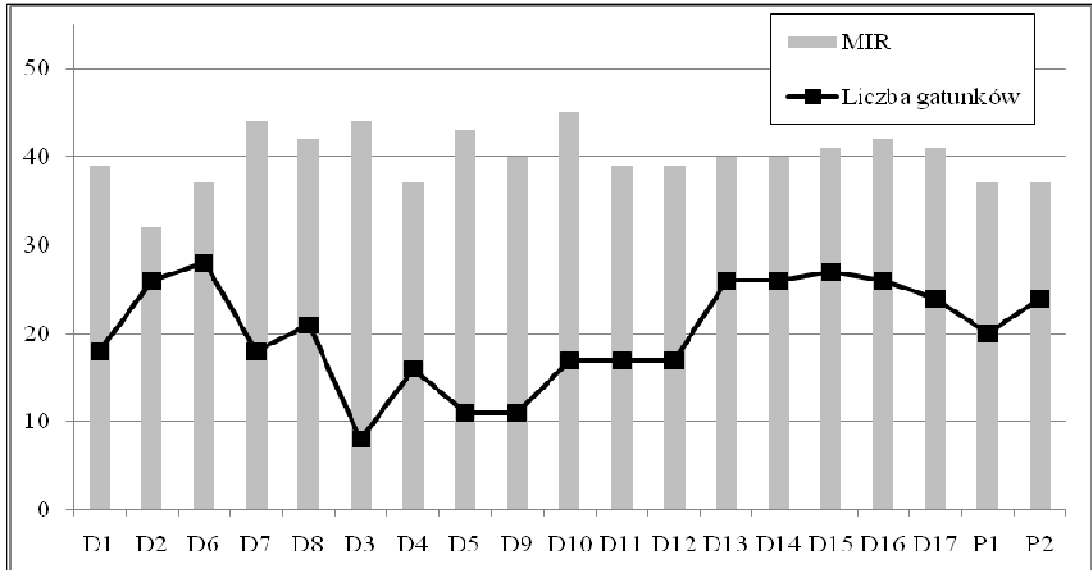
dobremu stanowi.

Na badanych odcinkach rzeki stwierdzono występowanie 49 gatunków roślin, wśród których 4 gatunki to pleustofity, 4 nymfeidy, 13 elodeidy, a 18 to helofity. Spośród elodeidów najliczniej występowały dwie grupy roślin: gatunki z rodzaju rdestnic i włosieniczników. Największy udział w całkowitym pokryciu miały *Sparganium emersum*, *Potamogeton perfoliatus* i *Sagittaria sagittifolia*. Środkowy odcinek rzeki charakteryzował się mniejszą liczbą gatunków, jednak nie wpłynęło to znacząco na obniżenie stanu ekologicznego rzeki. Spośród roślin stwierdzono obecność 3 gatunków mchów, jednego wątrobowca i paprotnika oraz 24 gatunków jednoliściennych i 13 dwuliściennych.

Ocena stanu hydromorfologicznego przeprowadzona w oparciu o metodę River Habitat Survey pozwoliła na zaklasyfikowanie rzeki Drawy na badanych stanowiskach do stanu bardzo dobrego. Badane odcinki rzeki różniły się od siebie pod względem rodzaju i liczebności poszczególnych elementów morfologicznych. Duże było też zróżnicowanie samych parametrów wielkościowych. Szerokość lustra wody Drawy w badanych przekrojach osiągała wartości od 16 do 38 m. Głębokość zmieniała się w zakresie od 0,5 do ponad 2 m. Szerokość w punkcie brzegowym była większa od szerokości rzeki i zmieniała się w zakresie od 16,5 do 42 m. Najmniejsze jej wartości stwierdzono na odcinku D5 między dopływami rzek Słopica i Korytnica, a największe na odcinku D6 – między Drawnem a Braniniami.

Wśród elementów morfologicznych charakterystycznych dla naturalnych odcinków rzek szczególnie wiele dotyczyło strefy brzegowej (tab. 2). Charakterystyczną cechą Drawy na badanym odcinku jest występowanie dobrze wykształconych terasów zalewowych. Zarówno stoki jak i szczyt brzegu pokryte były roślinnością o silnie zróżnicowanej strukturze (tab. 2). W strefie brzegowej dominującą formą roślinności był drzewostan liściasty, zwłaszcza z dominacją olszy czarnej (*Alnus glutinosa*) oraz siedliska bagienne. Badane odcinki rzek charakteryzowały się też wyjątkowo wysoką liczbą powalonych w korycie rzeczonym drzew (tab. 3), które przyczyniają się do rozwoju siedlisk dogodnych dla bytowania licznych gatunków zwierząt bezkręgowych.

Dominującym materiałem dna Drawy na badanych długościach cieku był żwir i otoczaki oraz piasek. Na stanowiskach wielu stanowi-



Ryc. 2. Wartość Makrofitowego Indeksu Rzecznego i liczba gatunków na stanowiskach badawczych

skach (D2-D5) największy udział miał piasek. Na odcinku między stanowiskiem D6, a D8 oraz D9 i D17 stwierdzono dominację żwiru z udziałem otoczków. Materiałem dennym Prostyni i Płocicznej był piasek. Na tych ciekach dominujący typ przepływu był gładki. Drawa charakteryzowała się szczególnie dużą różnorodnością typów przepływu, w zakresie od gładkiego do wartkiego.

Obliczone dwa wskaźniki syntetyczne: naturalności siedliska (HQA) i przekształcenia siedliska (HMS), pozwoliły na ocenę stanu hydromorfologicznego poszczególnych odcinków rzek. Wskaźnik naturalności siedliska, który zależy od bogactwa i różnorodności naturalnych form morfologicznych, mieścił się w granicach: 63 do 91. Jego średnia wartość dla Drawy wynosiła 73 (tab. 2). Wartości te należą do najwyższych notowanych w innych rzekach w Polsce i Europie (Raven i in. 1998, 2002, Zbińska i in. 2002; Szoszkiewicz i in. 2006). Prostynia pod względem morfologicznym jest sztucznie utworzonym kanałem, co ma odzwierciedlenie w niskiej wartości wskaźnika HQA, która wyniosła 34, i wysokiego stopnia jej przekształcenia hydromorfologicznego (HMS=35). Natomiast rzeka Płociczna wykazuje wysoki stopień naturalności i brak przekształceń siedliska (HQA=80; HMS=0). W przypadku Drawy nie stwierdzano na większości stanowisk żadnych przekształceń koryta i wartość wskaźnika HMS wynosiła 0, z wyjątkiem stanowiska D7 i D3, gdzie obserwowano profilowanie brzegów lub

ich wydeptywanie (tab. 2).

Użytkowanie zlewni całkowitej do badanych przekrojów kontrolnych dla wszystkich analizowanych cieków charakteryzowało się dużą lesistością (ryc. 3). Tereny rolne, które obejmowały zarówno grunty orne jak i sady, łąki i plantacje, zajmowały niespełna 35% powierzchni zlewni. Nadmienić trzeba, że znacząca część zlewni podlega ochronie w formie parku narodowego i krajobrazowego gdzie w dużym stopniu rozwija się zrównoważona gospodarka leśna i rolna. Najbardziej korzystną strukturę użytkowania zlewni posiada rzeka Płociczna, której zlewnię, aż w 66% powierzchni, pokrywają lasy.

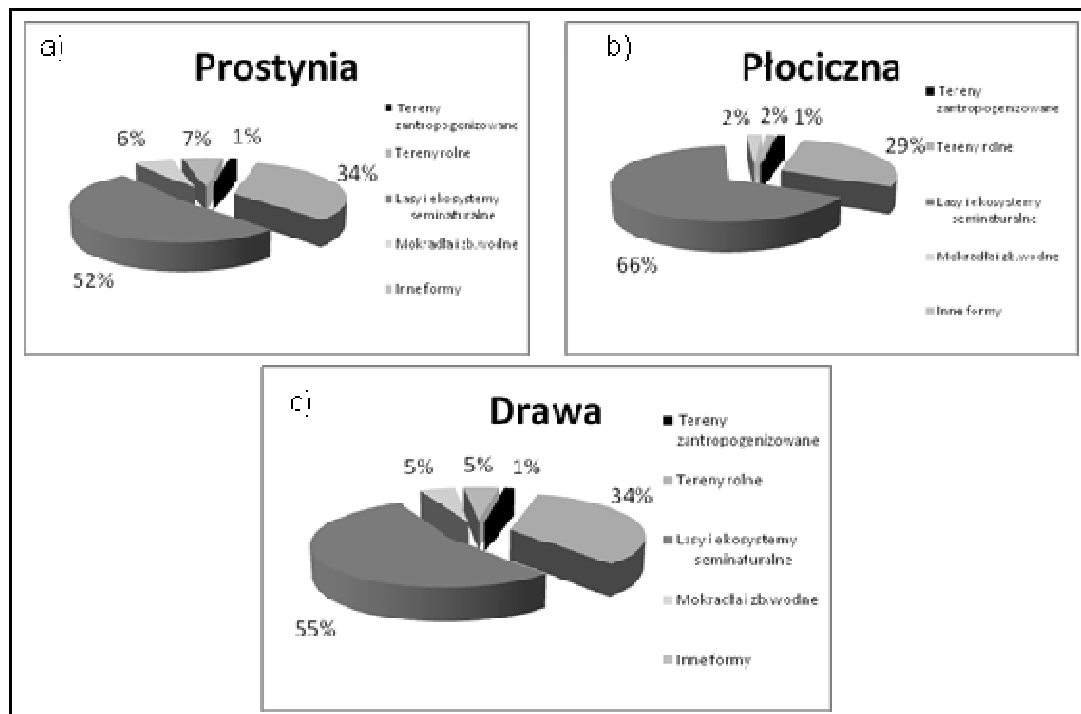
Parametry fizyczne i chemiczne wody stwierdzone na badanych odcinkach rzek charakteryzowała się stosunkowo wysoką jakością. Wszystkie parametry w odniesieniu do wartości granicznych wskaźników jakości wód, odnoszące się do jednolitych części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych (Dz. U. z 2008 nr 162, poz. 1008), odpowiadały I klasie czystości (tab. 4). Przeprowadzone badania hydrochemiczne wód wypadły korzystniej, niż analizy realizowane przez WIOŚ w ramach monitoringu państwowego (WIOŚ 2004). Badania prowadzone w 2004 roku przez WIOŚ w Szczecinie pozwoliły na zaklasyfikowanie wód rzeki Drawy do III klasy (w skali pięciostopniowej). Nie stwierdzono wtedy jednak przekroczenia wskaźników eutrofizacji, na które w największym stopniu reagują wskaźniki makrofitowe. Podwyższone stężenia biogenów są powszechne

Tab. 2. Wartość wskaźnika naturalności siedliska (Habitat Quality Score - HQA) i przekształcenia siedliska (Habitat Modification Score – HMS) oraz składowe HQA na badanych odcinkach rzeki Drawy, Prostyń i Plocicznej

| Składowe indeksu HQA | D1 | D2 | D6 | D7 | D8 | D3 | D4 | D5 | D9 | D10 | D11 | D12 | D13 | D14 | D15 | D16 | D17 | P1 | P2 |
|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|
| Typ przepływu | 4 | 5 | 5 | 8 | 9 | 8 | 7 | 10 | 6 | 7 | 7 | 6 | 6 | 7 | 6 | 9 | 6 | 6 | 7 |
| Materiał dna | 3 | 3 | 5 | 7 | 7 | 6 | 5 | 5 | 6 | 7 | 7 | 8 | 6 | 6 | 7 | 9 | 9 | 4 | 4 |
| Elementy morfologiczne koryta | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 7 |
| Elementy morfologiczne brzegów | 0 | 2 | 6 | 7 | 6 | 3 | 6 | 7 | 2 | 4 | 2 | 2 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 5 | 8 |
| Struktura roślin na brzegu | 1 | 10 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 9 | 12 |
| Rośliność w korycie | 15 | 16 | 15 | 6 | 6 | 4 | 5 | 4 | 8 | 10 | 8 | 7 | 16 | 14 | 9 | 9 | 8 | 12 | 12 |
| Użytkowanie terenu w odległości do 50m | 4 | 14 | 9 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 11 | 11 | 14 |
| Zadrzewienia i elementy morfologiczne z nimi związane | 1 | 9 | 12 | 12 | 18 | 12 | 12 | 16 | 16 | 12 | 16 | 16 | 12 | 16 | 12 | 12 | 16 | 8 | 16 |
| Elementy naturalności siedliska* | 6 | 11 | 10 | 6 | 7 | 5 | 5 | 4 | 7 | 7 | 6 | 7 | 8 | 7 | 8 | 6 | 7 | 10 | 11 |
| Sumaryczna wartość indeksu HQA | 34 | 70 | 76 | 74 | 81 | 65 | 67 | 73 | 71 | 63 | 73 | 74 | 78 | 81 | 72 | 76 | 73 | 68 | 91 |
| HMS | 35 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Tab. 3. Liczba powalonych drzew obserwowana na szerokości i części koryta rzeki Drawy

| Powalone drzewa | D1 | D2 | D6 | D7 | D8 | D3 | D4 | D5 | D9 | D10 | D11 | D12 | D13 | D14 | D15 | D16 | D17 | P1 | P2 |
|----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|
| na całej szerokości koryta | 0 | 2 | 5 | 3 | 14 | 1 | 0 | 8 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| na części koryta | 0 | 0 | 0 | 27 | 41 | 11 | 19 | 30 | 13 | 8 | 18 | 10 | 8 | 17 | 4 | 7 | 10 | 2 | 13 |
| Razem | 0 | 2 | 5 | 30 | 55 | 12 | 19 | 38 | 15 | 9 | 19 | 10 | 8 | 18 | 4 | 7 | 11 | 3 | 17 |



Rys. 3. Użytkowanie zlewni rzek Drawy, Prostyni i Płocicznej (średnie wartości dla badanych przekrojów).

w rzekach nizinnych naszego kraju i ich źródła mogą mieć w dużym stopniu naturalny charakter wynikający ze spływu powierzchniowego (Rothwell i in. 2010, Zbierska i in. 2002). Oceniając ogólny stan hydrochemiczny wód rzeki Drawy, można stwierdzić, że w odniesieniu cieków o dużej zlewni jest on stosunkowo korzystny.

Przeprowadzone badania pozwoliły na ocenę badanych odcinków rzek zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej (European Union 2000). Badania opierały się na ocenie biologicznej, które obejmowały makrofity. Dodatkowo wykorzystano parametry hydromorfologiczne i hydrochemiczne, które są uwzględnione w tej Dyrektywie, jako wspomagające ocenę

Tab. 4. Parametry fizyczne i chemiczne jakości wód badane na Drawie, Prostyni i Płocicznej w okresie wegetacyjnym (31.VIII-1.IX) w latach 2008 i 2009

| Parametr | Jednostki | D1 | D2 | D6 | D7-D8 | D3 | D4-D5 | D9-D17 | P1-P2 |
|------------------------|--|------|------|------|-------|------|-------|--------|-------|
| Alkaliczność | mg CaCO ₃ ·dm ⁻³ | 125 | 125 | 135 | 138 | 125 | 135 | 145 | 145 |
| Przew. elektrolityczna | μS·cm ⁻¹ | 350 | 376 | 390 | 322 | 370 | 310 | 898 | 319 |
| Odczyn | pH | 7,49 | 7,59 | 7,71 | 7,63 | 7,86 | 7,06 | 7,76 | 7,90 |
| Fosforany | mg PO ₄ ³⁻ ·dm ⁻³ | 0,30 | 0,32 | 0,28 | 0,25 | 0,35 | 0,35 | 0,36 | 0,12 |
| Fosfor ogólny | mg P·dm ⁻³ | 0,16 | 0,16 | 0,12 | 0,12 | 0,15 | 0,16 | 0,13 | 0,10 |
| Azotany | mg NO ₃ ·dm ⁻³ | 1,40 | 1,60 | 0,60 | 0,60 | 0,55 | 0,70 | 0,20 | 0,10 |
| Amonowy | mg N-NH ₄ ·dm ⁻³ | 0,16 | 0,17 | 0,17 | 0,17 | 0,13 | 0,10 | 0,09 | 0,08 |
| Azot ogólny | mg N·dm ⁻³ | 2,82 | 3,17 | 2,73 | 2,73 | 3,18 | 1,92 | 1,14 | 1,17 |
| Tlen rozpuszczony | % O ₂ | 41,1 | 37,6 | 40,5 | 41,0 | 56,2 | 82,5 | 87,0 | 78,0 |

stanu ekologicznego. Charakterystyka użytkowania zlewni jest z kolei kryterium wykorzystywanym przy określaniu warunków referencyjnych (Nijboer i in. 2004). Przeprowadzone badania pozwoliły wysoko ocenić stan ekologiczny rzeki Drawy. Stwierdzone parametry pozwalają na uznanie Drawy jako rzeki referencyjnej dla dużych rzek nizinnych w Polsce.

WNIOSKI

1. Rzeką Drawa na odcinku między Barnimie, a Sitnicą charakteryzuje się warunkami hydromorfologicznymi zbliżonymi do naturalnych, bardzo dobrym stanem ekologicznym ocenionym na podstawie makrofitów, wysoką jakością hydrochemiczną oraz korzystną strukturą użytkowania zlewni, która jest zdominowana przez lasy. Parametry te wskazują na możliwość wytypowania rzeki Drawy na tym odcinku jako dużej nizinnej rzeki referencyjnej.
2. Główny dopływ Drawy – Płociczna cechuje również duży stopień naturalności, przy braku przekształceń hydromorfologicznych, wysoka jakość hydrochemiczna i leśny użytkowanie zlewni. Makrofitowy Indeks Rzeczny wskazuje na dobry stan ekologiczny tej rzeki.
3. Stwierdzone parametry biologiczne, hydromorfologiczne i hydrochemiczne, pozwalają na uznanie Drawy na badanym terenie jako rzeki referencyjnej dla typu rzek nizinnych-dużych.

LITERATURA

- Czarnecka H. (red.); 2005; Atlas podziału hydrograficznego Polski; Wyd. IMGW
- European Union; 2000. Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC
- Feld Ch.K.; 2004; Identification and measure of hydromorphological degradation in Central European lowland streams; *Hydrobiologia*; 516; 69–90
- Raven P.J., Boon P.J., Dawson F.H., Ferguson A.J.D.; 1998; Towards an integrated approach to classifying and evaluating rivers in the UK; *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*; 8(4); 383-394
- Raven P.J., Holmes N.T.H., Charrier P., Dawson F.H., Naura M., Boon P.J.; 2002; Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a quantitative comparison of three survey methods; *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12(4); 405-424
- Rothwell J.J., Dise N.B., Taylor K.G., Allott T.E.H., Scholefield P., Davies H., Neal C.; 2010; A spatial and seasonal assessment of river water chemistry across North West England; *Science of the Total Environment*; 408; 841–855
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych; *Dziennik Ustaw* 2008 Nr 162, poz. 1008
- Szoszkiewicz K., Zgola T., Jusik S., Hryc-Jusik B., Dawson F. H., Raven P.; 2007; Hydromorfologiczna ocena wód płynących (River Habitat Survey); wydanie I. Bogucki Wydawnictwo Naukowe; Poznań-Warrington; ss.132
- Szoszkiewicz K., Zgola T., Jusik Sz., Hryc-Jusik B., Dawson F.H., Raven P.; 2008; Hydromorfologiczna ocena wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey; Poznań–Warrington; Bogucki Wydawnictwo Naukowe; ss. 133
- Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgola T.; 2010a; Metodyka badań terenowych makrofitów na potrzeby rutynowego monitoringu rzek. Poznań; Bogucki Wydawnictwo Naukowe; ss. 80
- Szoszkiewicz K., Jusik Sz., Ławniczak A.E., Zgola T.; 2010b; Macrophyte development in unimpacted lowland rivers in Poland; *Hydrobiologia*; w druku
- Walker J., Diamond M., Naura M.; 2002; The development of physical quality objectives for rivers in England and Wales; *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12; 381–390
- Nijboer R. C., Johnson R. K., Sommerhauser M., Buffagni A., Verdonshot P. F. M.; 2004; Reference conditions for European streams; *Hydrobiologia* 516; 91–105
- WIOŚ; 2004; Klasyfikacja rzek badanych w 2004 roku oraz ocena ich przydatności do poszczególnych zastosowań; Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie; <http://www.wios.szczecin.pl/>
- Zbierska J., Murat-Błazejewska S., Szoszkiewicz K., Ławniczak A.E.; 2002; Bilans biogenów w agroekosystemach Wielkopolski

w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Stęszewskiej; Wyd. AR Poznań

skiego Parku Narodowego za wrażenie zgody na prowadzenie badań na terenie Parku.

STRESZCZENIE

Celem badań była ocena stanu ekologicznego rzeki Drawy, Prostyni i dopływu Drawy – rzeki Płocicznej, według kryteriów zgodnych z Ramową Dyrektywą Wodną. Badania przeprowadzono w dwóch sezonach wegetacyjnych w latach 2009-2010 na 19 odcinkach badawczych, z czego 16 zlokalizowane były na rzece Drawie, dwa na jej dopływie -Płocicznej i jeden na Prostyni. Zakres badań prowadzonych na każdym stanowisku obejmował analizę botaniczną, hydromorfologiczną, fizyko-chemiczną wód oraz użytkowanie zlewni do przekroju badawczego. Przeprowadzone badania wykazały, że stan ekologiczny rzeki Drawy jest bardzo dobry i w kategorii dużych rzek nizinnych może być ona oceniona jako referencyjna. Ocena przeprowadzona w oparciu o Makrofitowy Indeks Rzeczny pozwoliła na zaklasyfikowanie większości odcinków rzeki Drawy do najwyższej klasy stanu ekologicznego (stan bardzo dobry dla 13 odcinków badawczych). W przypadku Prostyni stwierdzono także bardzo dobry stan ekologiczny. Gorzej wypadła rzeka Płociczna, której stan oceniony został jako dobry oraz odcinek Drawy między Prostynią a Jeziorem Drawskim, który sklasyfikowano jako słaby. Ocena stanu hydromorfologicznego przeprowadzona w oparciu o metodę River Habitat Survey była zbliżona do oceny makrofitowej, klasyfikując Drawę na badanych stanowisk do stanu bardzo dobrego. Najgorzej pod tym względem oceniono odcinek Prostyni. Jakość hydrochemiczna na badanych stanowiskach odpowiadała I klasie czystości.

PODZIĘKOWANIA

Badania były prowadzone w ramach projektu badawczego rozwojowego finansowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju (R14 0015 04).

Autorzy dziękują zespołowi z Wielkiej Brytanii w składzie Paul Raven, Nigel Holmes i Francis H. Dawson, za pomoc w badaniach terenowych i konsultacje naukowe przy przygotowaniu niniejszego opracowania.

Składamy podziękowania Dyrekcji Drawień-

Kinga Mazurkiewicz-Zapałowicz, Dorota Ładczuk, Artur Silicki

Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zakład Hydrobiologii, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

e-mail: kmazurkiewicz@zut.edu.pl, dladczuk@zut.edu.pl, asilicki@zut.edu.pl

MIKROSKOPOWE MIKROBIOTA W ZBIOROWISKACH SZUWAROWYCH JEZIORA SITNO

MICROSCOPIC MYCOBIOTA IN RUSH COMMUNITIES OF LAKE SITNO

Słowa kluczowe: bioróżnorodność, mikrobiota, rośliny litoralne

Key words: biodiversity, mycobiota, rush communities

Summary: Emerged aquatic vegetation around lake Sitno represent rush communities that belong to tall sedges (*Magnocaricion*), or reed associations (*Phragmition*). The biodiversity of these phytocenoses is significantly enriched by mycobiota species (fungi and fungi-like organisms) which coexist with the vegetation. During 2005-2006, we studied the diversity of these groups of microorganisms, which still represent the least studied element of rush ecosystems. The material was collected from 17 plant species, at permanent sampling stations, four times (June-October). From chlorotic and necrotic lesions of the plants, the microorganisms were isolated and identified according to methods widely accepted in phytopathology, and Shannon-Weaver biodiversity and Jaccard-Sørensen (*S*₀) similarity index were calculated. It was observed that the mycological biodiversity is composed of 133 taxa. *Alternaria alternata* is one of the species found on all the studied plant species of the *Magnocaricion* association. Within the *Magnocaricion*, the highest diversity of mycobiota was found on *Carex acutiformis* (29 taxa), while on *Phragmition* plant on *Glyceria maxima* (46 taxa), the lowest number of fungal species were present on *Carex remota* (1 taxon) and *Sagittaria sagittifolia* (4 taxa). The highest similarity in mycobiota composition was found within the *Phragmition* association for *Glyceria maxima* and *Sparganium ramosum* (31,74%), whereas within *Magnocaricion* + *Alno-Ulmion* for *Carex remota* and *Phalaris arundinacea* (66,66%).

WPROWADZENIE

Zespoły roślinności tworzące strefę litoralne jeziorne, to przede wszystkim zbiorowiska szuwaru właściwego ze związku *Phragmition* Koch 1926 i szuwaru wysokoturzycowego ze związku *Magnocaricion* Koch 1926. Fitocezozy te odgrywają istotną rolę w sukcesji zarostu zbiorników wodnych, z czym wiąże się duża produkcja fitomasy, a w konsekwencji wypływanie i lądowanie akwenów. Tempo tego procesu zależy od naturalnego rozkładu martwych szczątków organicznych, w którym obok bakterii, uczestniczą także mikrobiota, czyli OGP (organizmy grzybowopodobne) i grzyby właściwe. Mikroorganizmy te w różnym nasileniu towarzyszą roślinom od początku do końca we-

getacji, przyczyniając się zarówno do wzbogacenia różnorodności biologicznej tworzonych przez rośliny fitocenozy, jak i utrzymania równowagi ekologicznej dzięki przyspieszeniu rozkładu tych roślin. Mimo decydującego wpływu mikrobiota na funkcjonowanie ekosystemów są one ciągle najslabiej poznanym elementem w zbiorowiskach litoralnych. Stąd też podjęto badania mikologiczne w celu identyfikacji mikroskopowych fitopatogenicznych i saprotroficznych mikrobiota, związanych z roślinami charakterystycznymi dla zespołów związków *Phragmition* i *Magnocaricion* + *Alno-Ulmion*, a tworzących zbiorowiska szuwarowe wokół j. Sitno w DPN.

MATERIAŁ I METODY

Badania terenowe i laboratoryjne przeprowadzono w latach 2005-2006. Materiał badawczy pobierano w 7. stałych punktach wzdłuż brzegu j. Sitno. Materiał ten stanowiły gatunki roślin charakterystycznych dla zespołów związku Phragmition (7 gatunków) oraz Magnocaricion (9 gatunków), a także 1 gatunek (*Carex remota*) charakterystyczny dla zespołu Carici remotae – Fraxinetum ze związku Alno-Ulmion (tab. 1). Ze względów praktycznych zespół charakteryzowany przez *Carex remota* omówiony został wspólnie z innymi turzycami w związku Magnocaricion. Zespoły te wyróżniono na podstawie zdjęć fitosocjologicznych wykonanych metodą Braun-Blanqueta, a systematykę rozpoznanych zbiorowisk roślinnych przedstawiono za Matusz-

kiewiczem (2002).

W każdym roku, 4-krotnie (od czerwca do października) pobierano do badań wymienione w tabeli 1 gatunki roślin z symptomami chorobowymi (chlorozy, nekrozy, gnicia tkanek oraz deformacje). W laboratorium wykonano izolację, hodowlę oraz oznaczanie fitopatogenów i saprotrofów. Bezpośrednio po zbiorze chore fragmenty roślin odkażano powierzchniowo denaturatem i inkubowano w sterylnych, wilgotnych komorach w temp. $20 \pm 2^\circ\text{C}$, przez 7-14 dni. Oznaki etiologiczne, czyli różne formy życia mikrobiota, pojawiające się na symptomach chorobowych wyszczepiano na podłoża PDA (Potato Dextrose Agar) i CDA (Czapek Dox Agar), zgodnie z metodami Király i in. (1977). Uzupełniając izolacje i oznaczenia przeprowadzono dodatkowo po 2-4 miesiącach, z zaszuszonego materiału badawczego. W oby-

Tab. 1. Rośliny charakterystyczne zespołów związków Magnocaricion+Alno-Ulmion i Phragmition w zbiorowiskach szuwarowych jeziora Sitno

| Związek zbiorowisk roślinnych | Zespoły zbiorowisk roślinnych | Gatunki roślin charakterystycznych w zespołach roślinnych | Skróty nazw gatunków roślin |
|--|---|---|-----------------------------|
| PHRAGMITION Koch 1926 –szuwały właściwe | <i>Acoretum calami</i> Kobendza 1948 - szuwar tatarakowy | <i>Acorus calamus</i> L. - tatarak zwyczajny | AC |
| | <i>Glycerietum maxime</i> Hueck 1931 | <i>Glyceria maxima</i> (Hartman) Holmb - manna mielec | GM |
| | <i>Phragmitetum australis</i> (Gams 1927) Schmale 1939) - szuwar trzcinowy | <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Strudel - trzcina pospolita | PA |
| | <i>Scirpetum lacustris</i> (Allorge 1922) Chouard 1924) - szuwar oczerzetowy | <i>Schoenoplectus lacustris</i> L. (Palla) (= <i>Scirpus lacustris</i> L.) – sitowie jeziorne | SL |
| | <i>Sparganietum erecti</i> Roll 1938 | <i>Sparganium ramusom</i> Hudson (= <i>S. erectum</i> L.) - jeżogłówka gałęzista | SR |
| | <i>Sagittario-sparganietum emersi</i> R.Tx. 1953) | <i>Sagittaria sagittifolia</i> L. – strzałka wodna | SS |
| | <i>Typhetum latifoliae</i> Soó 1927 | <i>Typha latifolia</i> L. – palka szerokolistna | TL |
| MAGNOCARICION Koch 1926 – szuwały wielkoturzycowe | <i>Caricetum gracilis</i> (Graben. et. Hueck 1931) R. Tx. 1937), | <i>Carex acuta</i> L. (= <i>C. gracilis</i> Curt.) – turzycza zaostrzona | CAA |
| | <i>Caricetum acutiformis</i> Sauer 1937), | <i>C. acutiformis</i> Ehrh. – turzycza błotna | CA |
| | <i>Caricetum paniculatae</i> Wangerin 1916) | <i>C. paniculata</i> L. – turzycza prosowa (wiechowata) | CP |
| | <i>Cicuto-Caricetum pseudocyperi</i> Boer et Siss. in Boer 1942), | <i>C. pseudocyperus</i> L. – turzycza ciborowata | CPS |
| | <i>Caricetum ripariae</i> Soó 1928), | <i>C. riparia</i> Curtis – turzycza brzegowa | CR |
| | <i>Caricetum rostratae</i> Rübel 1912), | <i>C. rostrata</i> Stokes – turzycza dzióbkowata | CRO |
| | <i>Caricetum vesicariae</i> Br.-Bl. et Denis 1926), | <i>C. vesicaria</i> L. – turzycza pęcherzykowata | CV |
| | <i>Iridetum pseudoacori</i> Egger 1933) | <i>Iris pseudacorus</i> L. – kosaciec żółty | IP |
| | <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Koch 1926 n.n. Libb. 1931) - szuwar mozgowy | <i>Phalaris arundinacea</i> L. - mozga trzcinowa | PAR |
| ALNO-ULMION Br.-Bl. et R.Tx. 1943- lasy łęgowe *) | <i>Carici remotae- Fraxinetum</i> Koch 1926 ex Faber 1936-podgórski łęg jesionowy | <i>C. remota</i> L.- turzycza odległokłosowa | CRE |

dwu terminach, do pierwszej bezpośredniej izolacji z materiału roślinnego zastosowano podłoże z antybiotykiem, w następnych pasażach oraz w celu otrzymania czystych kultur jednozdrobnikowych antybiotyku nie stosowano.

Do oznaczenia taksonomicznego i nazewnictwa otrzymanych izolatów mikrobiota wykorzystano cechy zawarte w następujących kluczach: Barron (1972), Borowska (1986), Ellis (1971), Ellis i Ellis (1985), Kochman i Majewski (1973), Kwaśna i in. (1991), Majewski (1979), Mel'nik (2000) i Riethmüller (2000) oraz Skirgiełło (1954), Sutton (1980).

W celu określenia stopnia podobieństwa składu gatunkowego grzybów obserwowanych w analizowanych fitocenozach szuwarowych zastosowano współczynnik podobieństwa (S0) Jaccarda w modyfikacji Sørensen (Trojan, 1978).

WYNIKI I DYSKUSJA

Na roślinach charakterystycznych w związkach Phragmition oraz Magnocaricion + Alno – Ulmion wokół j. Sitno stwierdzono występowanie 133 gatunków mikrobiota, z tego 101 taksonów związanych było z 7 gatunkami roślin ze związku Phragmition, a 54 z 10 gatunkami roślin związków Magnocaricion + Alno – Ulmion (tab. 2). Wśród mikroorganizmów zasiedlających rośliny wszystkich fitocenoz łącznie dominowali przedstawiciele królestwa Fungi (grzyby właściwe) – 121 taksonów, mniej było gatunków OGP – 12 taksonów, co stanowi odpowiednio 90,9% i 9,03% udziału w ogólnej różnorodności mikrobiota. Największa różnorodność gatunkowa grzybów właściwych dotyczyła przedstawicieli grzybów anamorfcicznych należących do Hyphomycetes (strzępczaki) (61 taksonów), co stanowi 46,62% wszystkich wyizolowanych gatunków. Inne grzyby anamorfciczne – Sphaeropsidales (kułnicowce) i Melanconiales (warstwaki), kształtują odpowiednio - 18,8% i 2,26% stwierdzonej różnorodności mikologicznej. Powyżej 10% udziału w tworzeniu bioróżnorodności stanowiły także gatunki Ascomycota (workowce) (13,53% udziału). Pozostałe jednostki taksonomiczne mikrobiota były w obu związkach reprezentowane znacznie rzadziej (ryc. 1A). Podobne tendencje dotyczyły udziału grup taksonomicznych mikrobiota w każdym ze związków osobno. Udowodniono bowiem, że zarówno w Magnocaricion + Alno - Ulmion

jak i Phragmition dominowały taksony grzybów anamorfcicznych Hyphomycetes, stanowiące odpowiednio 53,7% i 50,0% oraz taksony Sphaeropsidales reprezentowane przez 16,67% stwierdzonych gatunków (ryc. 1 słupki B, C). Gromada Ascomycota to trzecia pod względem liczebności gatunków grupa grzybów, stanowiąca w badanych związkach roślinnych, powyżej 10% udziału w tworzeniu ich ogólnej różnorodności mikologicznej (ryc. 1 słupki B, C).

Lista stwierdzonych taksonów mikrobiota (133, tab. 2) charakteryzowała 17 gatunków roślin żywicielskich (tab. 1, 2), dla których wyizolowane mikroorganizmy odgrywały rolę fitopatogenów lub saprotrofów. Najliczniejszą grupę mikrobiota stwierdzono na *Glyceria maxima* – GM (46 taksonów; ryc. 2). Gatunki mikrobiota izolowane z GM stanowiły ponad 40% wszystkich taksonów występujących na roślinach związku Phragmition. Gatunkami OGP stwierdzonymi w badaniach tylko na tej roślinie żywicielskiej były: *Achlya oligocantha*, *Pythium artotrogus* i *P. undulatum*. Spośród grzybów właściwych, związanych jedynie z manną mielec, wymienić należy gatunki rodzaju *Ascochyta* (tab. 2), które na tym żywicielu stwierdził po raz pierwszy Adamczewski (2007). Dotychczas jako przyczyny askochytozy liści innych gatunków traw podawane były jedynie *Ascochyta melicae* i *A. antarctica*. Pierwszy z tych gatunków jest uznany za sprawcę askochytozy *Anthoxanthum alpinum* (tomka alpejska) i *Melica nutans* (perłówka zwisła), a drugi czyli *Ascochyta antarctica* stanowi przyczynę askochytozy liści i źdźbeł *Poa cookei* (wiechlina) i *Stipa capillata* (ostnica włosowata) (Mel'nik, 2000). Natomiast *Ascochyta kirulsi*, stwierdzony w omawianych badaniach na GM jest nowym patogenem traw (fot. 1 A, B). Wokół j. Sitno potwierdzono z klei, występowanie *Cladochytrium tenue*, *Physotherma gerhardtii* oraz *Ustilago davisii* na GM, co wcześniej udowodniono na Pomorzu Mazurskim (Durska 1974) i wokół j. Glinno na Pomorzu Zachodnim (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in. 2006). Inni badacze stwierdzali także porażenie manny mielec przez *Puccinia graminis* (Durska 1974) oraz *Puccinia coronata* i *Ustilago longissima* (Mułenko 1989, Durska 1974), z czego obecności dwóch ostatnich fitopatogenów nie potwierdzono w omawianych badaniach. W związku Phragmition roślinami zasiedlanymi przez ponad 20% oznaczonych taksonów mikrobiota są także: *Phragmites australis* (PA), *Schoenoplectus lacustris* (SL), *Acorus calamus* (AC)

i *Sparganium ramosum* (SR). Bioróżnorodność gatunkowa mikrobiota na *Phragmites australis* (29 taksonów) stanowiła 28,7% różnorodności mikologicznej w tym związku (ryc. 2). Wśród gatunków z rodzaju *Leptosphaeria*, powodujących plamistości liści stwierdzono jedynie *L. nodorum* (fot. 1 C), choć w innym regionie Pojezierza Zachodniego (j. Glinno) a także w Anglii te zmiany chorobowe na trzcinie wywoływał kompleks etiologiczny: *L. culmifraga*, *L. eustoma* i *L. fuckelii* (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in. 2006, Taligoola i in. 1972). Również zespół grzybów wywołuje rdzę *PA*, tworząc na jej liściach poduszeczkowate, wypukłe rdzawe lub czarne smugi (fot. 1 D). Przyczynami tych zmian były na *PA* *Puccinia phragmitis* i *P. coro-*

nata, stwierdzone także w Słowińskim PN (Adamska i in. 1999, Adamska 2001). Dotychczas nie stwierdzono *P. magnusiana* wśród sprawców rdzy trzcin wokół j. Sitno, choć gatunek ten był uznany przez Majewskiego (1979) za pospolicie związany z *PA* na terenie całego Kraju. Fakt ten może wskazywać na zmieniające się zasięgi fitopatogenów i ograniczenie ich występowania do warunków lokalnych. Podobne sugestie dotyczyć mogą także *Ustilago grandis*, który podawany jest jako sprawca głowni z innych rejonów Pomorza Zachodniego (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in. 2006), a dotychczas nie został stwierdzony wokół j. Sitno. Bioróżnorodność fitocenoz tworzonych przez *Schoenoplectus lacustris* - *SL* wzbogaco-

Tab. 2. Różnorodność mikroskopowych OGP i grzybów właściwych na roślinach zespołów szuwarowych wokół jeziora Sitno

| Lp. | Gatunek grzyba | Gatunki roślin szuwarowych w związku: | | | |
|-----|--|---------------------------------------|------------------|--|------------------|
| | | Phragmition | Liczba żywicieli | Magnocaricion + Alno-Ulmion | Liczba żywicieli |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| 1. | <i>Achlya oligocantha</i> de Bary | <i>AC</i> | 1 | - | 0 |
| 2. | <i>Achlya</i> sp. | - | 0 | <i>CA</i> | 1 |
| 3. | <i>Acremoniella atra</i> (Corda) Sacc. (syn. <i>Acremonium atrum</i>) | <i>PA</i> | 1 | - | 0 |
| 4. | <i>Acremonium strictum</i> W.Gams | <i>SL</i> | 1 | - | 0 |
| 5. | <i>Akanthomyces aranearum</i> (Petch) Mains | <i>GM</i> | 1 | - | 0 |
| 6. | <i>Alternaria alternata</i> (Fr.) Keissler | <i>AC, GM, PA, SL, SR</i> | 5 | <i>CA, CAA, CP, CPS, CR, CRE, CRO, CV, IP, PAR</i> | 10 |
| 7. | <i>Alternaria</i> sp. | <i>PA, SL</i> | 2 | - | 0 |
| 8. | <i>Alternaria tenuissima</i> (Kunze) Wiltshire | <i>PA</i> | 1 | - | 0 |
| 9. | <i>Anguillospora longissima</i> (Sacc. & P. Syd.) Ingold | - | 0 | <i>CP</i> | 1 |
| 10. | <i>Anthracoidea</i> sp. | - | 0 | <i>CA</i> | 1 |
| 11. | <i>Aphanomyces stellatus</i> de Bary | <i>SL</i> | 1 | - | 0 |
| 12. | <i>Apodachlya pyrifera</i> Zopf | <i>GM, SL, SR</i> | 3 | - | 0 |
| 13. | <i>Apodachlya</i> sp. | <i>GM</i> | 1 | - | 0 |
| 14. | <i>Arthrimum phaeospermum</i> (Corda) M.B.Ellis | <i>GM, PA</i> | 2 | <i>CA</i> | 1 |
| 15. | <i>Arthrimum puccinioides</i> Kunze & J.C. Schmidt | - | 0 | <i>CRO</i> | 1 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|-----|---|---------------------------|---|------------------|---|
| 16. | <i>Arthrinium sporophleum</i> Kunze | - | 0 | CA | 1 |
| 17. | <i>Arthrotrichum oligospora</i> Fresen. | SL | 1 | - | 0 |
| 18. | <i>Ascochyta acori</i> Oudem. | AC | 1 | - | 0 |
| 19. | <i>Ascochyta antarctica</i> Henn. | GM | 1 | - | 0 |
| 20. | <i>Ascochyta gracilispora</i> Punith. | GM | 1 | - | 0 |
| 21. | <i>Ascochyta kirulisii</i> H. Ruppr. | GM | 1 | - | 0 |
| 22. | <i>Ascochyta melicae</i> (Died.) Melnik | GM | 1 | - | 0 |
| 23. | <i>Ascochyta quadriguttulata</i> Kabát & Bubák | SR | 1 | - | 0 |
| 24. | <i>Aspergillus flavus</i> Link ex Fries | SR | 1 | - | 0 |
| 25. | <i>Aspergillus herbariorum</i> (F.H. Wigg.) E.Fisch | GM | 1 | - | 0 |
| 26. | <i>Aspergillus</i> sp. | - | 0 | CA | 1 |
| 27. | <i>Botryotrichum piluliferum</i> Sacc. Marchal | AC, GM, PA | 3 | - | 0 |
| 28. | <i>Botrytis cinerea</i> Pers. | - | 0 | PAR | 1 |
| 29. | <i>Cephalosporium</i> sp. | AC, GM, PA, SL, SR | 5 | CA, CAA, CRO, IP | 4 |
| 30. | <i>Chaetomium elatum</i> Kunze & J.C.Schmidt | PA | 1 | - | 0 |
| 31. | <i>Chaetomium globosum</i> Kunze | AC, GM, PA, SL, SR, TL | 6 | CPS, CV | 2 |
| 32. | <i>Chalaropsis</i> sp. Peyronel | SS | 1 | - | 0 |
| 33. | <i>Chloridium chlamydosporum</i> (J.F.H. Beyma) S.Hughes | GM, PA | 2 | CR | 1 |
| 34. | <i>Chloridium</i> sp. | GM, PA, SL, SR | 4 | - | 0 |
| 35. | <i>Cladochytrium tenue</i> Nowa- kowski | GM | 1 | - | 0 |
| 36. | <i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) de Vries | GM, TL | 2 | CA, CP | 2 |
| 37. | <i>Cladosporium herbarum</i> Pers. Link | AC, GM, PA, SR | 4 | CA, CR | 3 |
| 38. | <i>Colletotrichum graminicola</i> (Ces.) G.W. Wilson | GM | 1 | - | 0 |
| 39. | <i>Dendryphiella infuscans</i> M.B. Ellis (syn. <i>Cladosporium infus- cans</i> Thüm.) | AC | 1 | - | 0 |
| 40. | <i>Didymella proximella</i> (P. Karst.) Sacc. | - | 0 | CAA, CP, CV | 3 |
| 41. | <i>Drechslera</i> sp. (st. teleomorf. <i>Pyrenophora</i>) | - | 0 | CA | 1 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|-----|---|-----------------------|---|---------------|---|
| 42. | <i>Entyloma sparganii</i> (Lagerh.) Lagerh. | SR | 1 | - | 0 |
| 43. | <i>Epicoccum nigrum</i> Link | AC, GM, PA, SR | 4 | IP | 1 |
| 44. | <i>Fusarium avenaceum</i> (Fr.) Sacc. (st.teleomorf. <i>Gibberella avenacea</i> Cook) | GM,PA,SL,TL | 4 | CA, CR | 2 |
| 45. | <i>Fusarium graminearum</i> Schwabe (st.teleomorf. <i>Gibberella zae</i> (Schwabe) Petch) | GM | 1 | - | 0 |
| 46. | <i>Fusarium heterosporum</i> Nees et. T.Nees (st. teleomorf. <i>Gibberella gordonii</i> Booth) | GM | 1 | - | 0 |
| 47. | <i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht. | GM, SL, SR | 3 | CV | 1 |
| 48. | <i>Fusarium poae</i> (Peck) Wollenw. | PA | 1 | CA, CP | 2 |
| 49. | <i>Fusarium sacchari</i> (Butler) W. Gams (st.teleomorf. <i>Gibberella subglutinans</i> (Edwards) Nelson) | GM | 1 | CA | 1 |
| 50. | <i>Fusarium sambucinum</i> Fuckel (st. teleomorf. <i>Gibberella publicaris</i> (Fr.) Sacc.) | SL | 1 | - | 0 |
| 51. | <i>Fusarium semitectum</i> Berk et Rav. | AC, PA, TL | 3 | CA | 1 |
| 52. | <i>Fusarium solani</i> (Mart.) Sacc. (st.teleomorf. <i>Nectria haematococca</i> Berk. et Br.) | PA,SL | 2 | - | 0 |
| 53. | <i>Fusarium</i> sp. | PA, SS | 2 | CAA | 1 |
| 54. | <i>Fusarium sporotrichioides</i> Sherb. | AC, PA | 2 | CA | 1 |
| 55. | <i>Geotrichum candidum</i> Link. | SL | 1 | - | 0 |
| 56. | <i>Gibberella zae</i> (Schwabe.) Petch (st. anamorf. <i>Fusarium graminearum</i> Schwabe) | GM | 1 | - | 0 |
| 57. | <i>Gliomastix luzulae</i> (Fuckel) Mason et Hughes | TL | 1 | - | 0 |
| 58. | <i>Gliomastix murorum</i> (Corda) Hughes | - | 0 | CP | 1 |
| 59. | <i>Gonatobotrys simplex</i> Corda | GM, SL | 2 | - | 0 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|-----|---|-------------------|---|----------------|---|
| 60. | <i>Gonatobotrys</i> sp. | SL | 1 | - | 0 |
| 61. | <i>Helminthosporium</i> sp. (st. teleomorf. <i>Splanchnonema</i> Corda) | - | 0 | CP | 1 |
| 62. | <i>Humicola grisea</i> Traaen | AC | 1 | - | 0 |
| 63. | <i>Hymenopsis trochiloides</i> (Sacc.) | GM | 1 | - | 0 |
| 64. | <i>Hymenopsis typhae</i> (Peck) B. Sutton | TL | 1 | - | 0 |
| 65. | <i>Leptosphaeria eustoma</i> (Fuckel) Sacc. | - | 0 | CA, CAA | 2 |
| 66. | <i>Leptosphaeria nodorum</i> E. Müller | PA | 1 | - | 0 |
| 67. | <i>Phaeosphaeria sowerbyi</i> (Fuckel) Sacc. | SL | 1 | - | 0 |
| 68. | <i>Leptosphaeria</i> sp. | AC | 1 | - | 0 |
| 69. | <i>Metasphaeria cumana</i> (Sacc. et Speg.) Sacc. f. <i>macrospora</i> Fatur. | - | 0 | CA, CR | 2 |
| 70. | <i>Mollisia caricina</i> Fautr. | - | 0 | CA | 1 |
| 71. | <i>Mollisia</i> sp. 1 | SR | 1 | IP | 1 |
| 72. | <i>Mollisia</i> sp. 2 | SL | 1 | - | 0 |
| 73. | <i>Myrothecium verrucaria</i> (Alb. & Schwein.) | - | 0 | CPS | 1 |
| 74. | <i>Neottiospora paludosa</i> Sacc. & Fiori (syn. <i>Tiarospora paludosa</i> (Sacc. et Fiori) Höhn | SL | 1 | - | 0 |
| 75. | <i>Papulaspora</i> sp. (st. teleomorf. <i>Chaetomium</i> Kunze.) | AC, GM, SR | 3 | - | 0 |
| 76. | <i>Penicillium</i> sp. | GM | 1 | - | 0 |
| 77. | <i>Periconia britannica</i> M.B. Ellis | GM | 1 | - | 0 |
| 78. | <i>Periconia cookei</i> Mason & M.B. Ellis | - | 0 | CA | 1 |
| 79. | <i>Periconia hispidula</i> (Pers.) Mason et Ellis | PA | 1 | CR | 1 |
| 80. | <i>Periconia ignaria</i> Booth. | GM | 1 | - | 0 |
| 81. | <i>Periconia minutissima</i> Corda | PA | 1 | - | 0 |
| 82. | <i>Phaeoseptoria vermiformis</i> (Punith. et J.M. Waller) L. | - | 0 | CV | 1 |
| 83. | <i>Phoma exigua</i> Sacc. | SR | 1 | - | 0 |
| 84. | <i>Phoma herbarum</i> Westend | GM, SL | 2 | - | 0 |
| 85. | <i>Phoma pseudacori</i> Brun. | - | 0 | IP | 1 |
| 86. | <i>Phoma typhicola</i> Oudem | TL | 1 | - | 0 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|------|--|---------------|---|----------------------------|---|
| 87. | <i>Phomopsis</i> sp. Sacc. | GM | 1 | - | 0 |
| 88. | <i>Phyllachora graminis</i> (Pers. ex Fr.) Nits. | - | 0 | CV | 1 |
| 89. | <i>Phyllosticta acronella</i> Sacc. et Penz.) | AC | 1 | - | 0 |
| 90. | <i>Phyllosticta iridum</i> (Sacc.) Allesch. | - | 0 | IP | 1 |
| 91. | <i>Phyllosticta sagittifoliae</i> Brun. | SS | 1 | - | 0 |
| 92. | <i>Physoderma gerhardtii</i> Schröter | GM | 1 | PAR | 1 |
| 93. | <i>Physoderma iridis</i> (de Bary) de Wild. | - | 0 | IP | 1 |
| 94. | <i>Puccinia caricina</i> DC. | - | 0 | CA, CAA, CP, CR, CV | 5 |
| 95. | <i>Puccinia coronata</i> Corda | PA | 1 | - | 0 |
| 96. | <i>Puccinia dioicae</i> Magn. | - | 0 | CA | 1 |
| 97. | <i>Puccinia melicae</i> (Eriks.) P. et H. Syd. | GM | 1 | - | 0 |
| 98. | <i>Puccinia phragmitis</i> (Schum.) Korn. | PA | 1 | - | 0 |
| 99. | <i>Pyrenophora dictyoides</i> A.R. Paul & Parbery | GM | 1 | - | 0 |
| 100. | <i>Pyrenophora scirpicola</i> (DC.) E.Müll. | SL | 1 | - | 0 |
| 101. | <i>Pythium artotrogus</i> (Mont.) de Bary | GM | 1 | - | 0 |
| 102. | <i>Pythium</i> sp. | | 0 | CP | 1 |
| 103. | <i>Pythium ultimum</i> Trow | AC, PA | 2 | - | 0 |
| 104. | <i>Pythium undulatum</i> H.E.Petersen | GM | 1 | - | 0 |
| 105. | <i>Ramularia armoraciae</i> Fuckel | AC | 1 | - | 0 |
| 106. | <i>Ramularia aromatica</i> (Sacc.) Höhn. | AC | 1 | - | 0 |
| 107. | <i>Ramularia sagittariae</i> Bres. | SS | 1 | - | 0 |
| 108. | <i>Rhizopus nigricans</i> Ehrenb. | GM, SR | | - | 0 |
| 109. | <i>Rotula graminis</i> (Desm.) Crane & Schoknecht. | GM | 1 | CA, CAA, CPS | 3 |
| 110. | <i>Scirrhia rimosa</i> (Alb. & Schw.) Nitschke ex Fuckel | PA | 1 | - | 0 |
| 111. | <i>Sclerotinia homoeocarpa</i> F.T. Benn. | GM | 1 | - | 0 |

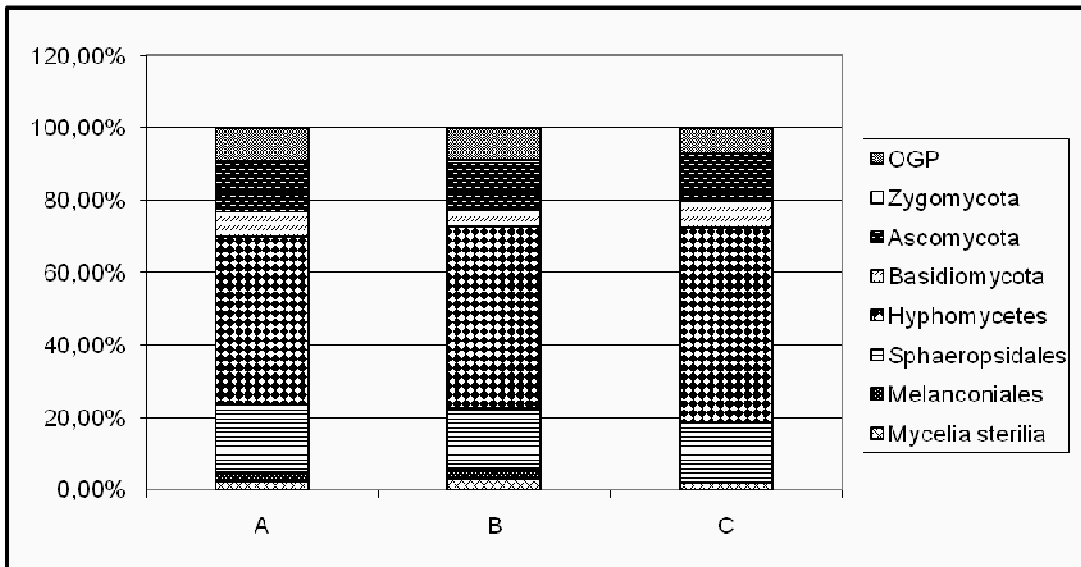
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|------|---|-------------------|---|------------------------|---|
| 112. | <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> (Lib.) de Bary | GM | 1 | - | 0 |
| 113. | <i>Sclerotium rolfsii</i> Sacc. (st. teleomorf. <i>Corticium rolfsii</i>) | AC | 1 | IP | 1 |
| 114. | <i>Sclerotium</i> sp. | SL | 1 | - | 0 |
| 115. | <i>Septoria caricicola</i> (Sacc.) | - | 0 | CA | 1 |
| 116. | <i>Septoriella</i> sp. | - | 0 | CA, CP, CR, CRO | 4 |
| 117. | <i>Septoriella phragmitis</i> Oud. | PA | 1 | - | 0 |
| 118. | <i>Stagonospora anglica</i> Cun- nel. | - | 0 | CA | 1 |
| 119. | <i>Stagonospora aquatica</i> Sacc. | SL | 1 | - | 0 |
| 120. | <i>Stagonospora caricinella</i> Brun. | SR | 1 | CA, CP, CV | 3 |
| 121. | <i>Stagonospora caricis</i> (Oud.) Sacc. | - | 0 | CA | 1 |
| 122. | <i>Stagonospora macropycnidia</i> Cunnell. | PA | 1 | - | 0 |
| 123. | <i>Stagonospora vitensis</i> Unam. | - | 0 | CAA | 1 |
| 124. | <i>Torula herbarum</i> (Pers.) Link | AC | 1 | - | 0 |
| 125. | <i>Trichoderma viridae</i> Pers. | GM,SL | 2 | - | 0 |
| 126. | <i>Trichothecium roseum</i> (Pers.) Link (st. teleomorf. <i>Hypomy- ces trichothecioides</i> Tubaki) | PA | 1 | - | 0 |
| 127. | <i>Ulocladium atrum</i> Preuss | AC, SL, | 2 | CA | 1 |
| 128. | <i>Ulocladium botrytis</i> Preuss | AC | 1 | - | 0 |
| 129. | <i>Ulocladium chartarum</i> (Preuss) Simm. | AC, GM, PA | 3 | IP | 1 |
| 130. | <i>Ulocladium</i> sp. Peuss | SR | 1 | - | 0 |
| 131. | <i>Urocystis Fischeri</i> Körn. ex Wint. | | 0 | CP | 1 |
| 132. | <i>Ustilago davisii</i> Liro | GM | 1 | - | 0 |
| 133. | <i>Verticillium albo-atrum</i> Reinke et Berth. | - | 0 | CA | 1 |

Skróty nazw gatunkowych roślin *vide* tab.1.

na została przez 25 taksonów mikrobiota (tab. 2, rys. 2). Gatunkami stwierdzonymi tylko na tym żywicieli okazały się: *Leptosphaeria sowerbyi*, *Neottiospora paludosa*, *Pyrenophora scirpicola* oraz *Stagonospora aquatica* (tab. 2). We współtworzeniu bioróżnorodności fitocenoz z *Acorus calamus* - AC uczestniczyły 24 gatunki mikrobiota. Liczba ta stanowi 21,2% udziału w różnorodności mikologicznej całego związku Phragmition. Wśród tych gatunków, potencjalnymi fitopatogenami, wyłącznymi dla tataraku okazały się: *Ascochyta acori*, *Humicola grisea*, *Phyllosticta acronella* oraz dwa gatunki *Ramularia*: *R. armoraciae* i *R. aromatica* (tab. 2, fot. 2 A,B). Gatunki te wymieniane są również jako najważniejsze czynniki chorobotwórcze tataraku w Europie (Brandenburger 1985, Ellis i Eblis 1985, Mel'nik 2000) oraz w Polsce (Mazurkiewicz-Zapałowicz i Grajewski w druku). Bioróżnorodność fitocenoz tworzonych przez pozostałe gatunki roślin żywicielskich związku Phragmition wzbogacało mniej niż 20 taksonów mikrobiota (ryc. 2). Wśród tych gatunków taksonami związanymi na badanym terenie wyłącznie z *Sparganium ramosum* - SR okazały się: *Ascochyta quadriguttulata*, *Entyloma sparganii*, *Mollisia sp.* i *Phoma exigua*, a wąsko wyspecjalizowanymi fitopatogenami typowymi jedynie dla *Sagittaria sagittifolia* - SS były: *Phyllosticta sagittifoliae* i *Ramularia sagittaria* (tab. 2). Znaczenie tych gatunków grzybów podkreśla fakt, że w Polsce zostały one stwierdzone

po raz pierwszy, choć znane są wzmianki o ich występowaniu w Europie (Brandenburger 1985). Ważnymi roślinami współtworzącymi wielkopowierzchniowe fitocenozy szuwarów właściwych wokół zbiorników wodnych są pałki szerokolistnej wokół j. Sitno nie stwierdzono natomiast obecności *Cladosporium herbarium* i *Aureobasidium pululans*, oznaczanych za podstawowe fitopatogeny okolicznościowe tej rośliny w Wielkiej Brytanii (Pugh i Mulder 1971).

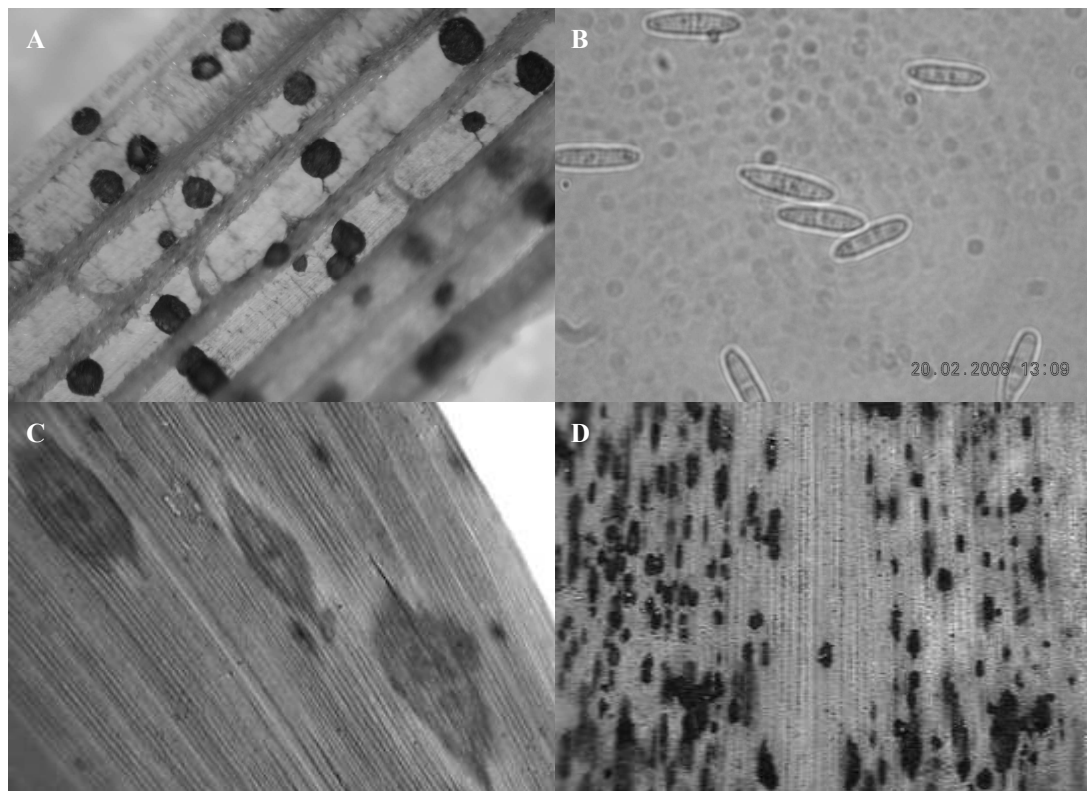
W związku Magnocaricion najwięcej taksonów mikrobiota – 29 gatunków, stwierdzono na *Carex acutiformis* - CA, co kształtuje ponad 50% różnorodności mikologicznej w asocjacji tych roślin. Natomiast na *C. pseudocyperus* (CPS), współtworzącej zespoły z *C. acutiformis* różnorodność ta była 7-mio krotnie mniejsza (ryc. 3). Obserwowane różnice wynikają prawdopodobnie z odmiennego sposobu tworzenia zespołów roślinnych przez porównywane gatunki turzyc. *C. pseudocyperus* nie wytwarza rozłogów, stąd też w płatach zespołów roślinnych występuje jedynie w małych kępach, dodatkowo rośliny turzycy ciborowatej są prawie o połowę niższe niż turzycy błotnej, co w znacznym stopniu ogranicza dostęp zarodników, zwłaszcza rzadziej występujących gatunków grzybów. Prawdopodobnie dlatego, sporadycznie stwierdzane w strefie litoralu gatunki grzybów: *Drechslera sp.*, *Puccinia dioicae*, *Septoria caricicola*, *Stagonospora anglica* czy *S. caricis*, izolowano tylko z *C. acutiformis* (tab. 2). Nale-



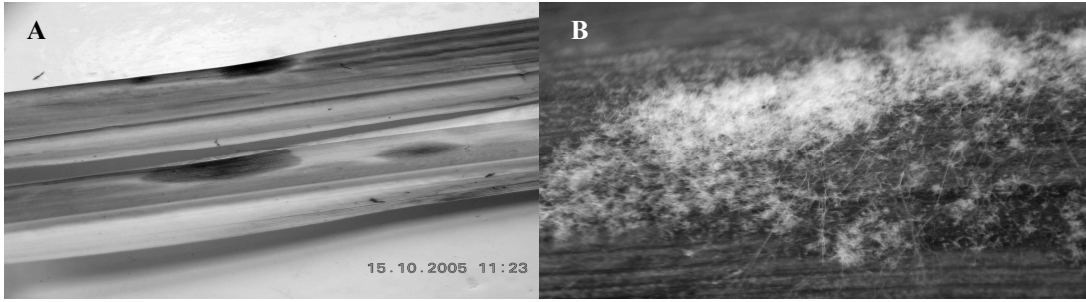
Ryc. 1. Udział grup taksonomicznych mikrobiota na roślinach charakterystycznych dla związków Phragmition, Magnocaricion + Alno-Ulmion; A- ogółem dla wszystkich związków; B- dla związku Phragmition; C- dla związku Magnocaricion + Alno-Ulmion

ży podkreślić, że porażenie turzycy błotnej przez *Puccinia dioicae*, gatunek grzyba wywołującego rdzę, nie miało charakteru epifitii, podobnie jak wokół j. Glinno (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in., 2006). Gatunki fylloferowe mikrobiota występujące na innych turzycach były nieliczne i tylko w przypadku *C. panniculata* - CP przekraczały liczbę 10. Spośród grzybów fitopatogenicznych na uwagę zasługują Basidiomycota (podstawczaki) związane z licznymi gatunkami turzyc. Grzyby te reprezentuje powszechnie występująca rdza – *Puccinia caricina*, gatunek stwierdzony na blisko połowie badanych roślin żywicielskich związku *Magnocaricion*, a także gatunek głowni - *Urocystis fischeri*, sporadycznie występujący tylko na *C. panniculata* (tab. 2). Równie istotny wpływ na zdrowotność części nadziemnych turzyc mają ponadto gatunki *Septaria caricina* (CA;CP;CR;CRO), *Stagonospora caricinella* (CA, CP, CV), *S. caricis* (CA) i *S. vitensis* (CAA), wywołujące liczne drobne (1-2 mm średnicy) i rozległe (7-13 mm średnicy) brunatno-czarne plamistości liści (Mazurkiewicz-Zapałowicz, 2009). Inny fitopatogen –

Stagonospora anglica, związany był tylko z turzycą błotną, a *Leptosphaeria eustoma* także z turzycą zaostrzoną. Objawy tego porażenia w postaci dwubarwnych plamistości o ciemnym ostrym brzegu i wodnistym centrum widoczne są na fot. 3 A. Liście licznych gatunków turzyc porażone są także przez *Puccinia caricina* (tab. 2, fot. 3 B). Kolejną rośliną związku *Magnocaricion* jest móżga trzcinowa - *Phalaris arundinacea* (PAR), gatunek charakterystyczny dla zespołu *Phalaridetum arundinaceae* i związany jedynie z 3. taksonami mikrobiota: *Alternaria alternata*, *Botrytis cinerea* i *Physoderma gerhardtii* (tab. 2). Ostatni wymieniony gatunek jako pasożyt traw, wywołuje ciemnobrunatne, podłużne smugi na liściach rosnących w bardzo wilgotnych stanowiskach lub wręcz w wodzie. Fitopatogen ten był izolowany także, choć bardzo rzadko, z liści trzciny pospolitej (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in. 2005). W omawianych badaniach na PAR nie stwierdzono dotychczas *Ustilago striiformis*, sprawcy głowni smugowej traw (Adamska 2001). Gatunki mikrobiota mogą wykazywać powinowactwo w stosunku do wąskie-



Fot. 1. *Ascochytoza manny mielec* (GM) A- Piknidia *Ascochyta kirulisii* na liściach GM; B- zarodniki konidialne *Ascochyta kirulisii* wytwarzane w piknidiach; C-Plamistości liści *Phragmites australis* (PA) wywołane przez *Leptosphaeria nodorum*; D- skupiska teliów *Puccinia phragmitis* na liściach PA



Fot. 2. *Ramularia tataraku* (AC); **A**- brunatne przebarwienia brzegów liści; **B**- białe skupienia zarodników konidialnych *Ramularia armoraciae* na powierzchni plamistości

go zakresu roślin żywicielskich, a w przypadku braku takiej specjalizacji, występują na większej liczbie niespokrewnionych ze sobą żywicieli. Takim polifagicznym gatunkiem mikrobiota stwierdzonym na roślinach obu związków Phragmition i Magnocaricion+Alno-Ulmion okazał się *Alternaria alteranta*, grzyb którego w dotychczasowych badaniach nie stwierdzono jedynie na *SS* i *TL* (tab. 2). W związku Phragmition za polifagi uznać można również: *Cephalosporium* i *Chaetomium globosum*, a w związku Magnocaricion+Alno-Ulmion, wymienione wcześniej – *Puccinia caricina* i *Septoria carici*.

Gatunki roślin tworzące fitocenozy omawianych związków, często się wzajemnie przenikają. W ślad za roślinami żywicielskimi rozprzestrzeniają się gatunki mikrobiota, co stanowi istotny wskaźnik dynamiki ich populacji. Zmieniający się zakres żywicieli dla poszczególnych patogenów oraz zmiany ich zasięgów, wyrażają plastyczność tych gatunków, która dostosowuje je do zmian środowiskowych, także klimatycznych. Z kolei, zakres roślin żywicielskich, na których mogą występować związane z nimi saprotrofy czy fitopatogeny, charakteryzuje podobieństwo gatunkowe tych mikroorganizmów. Dla porównywanych związków największa liczba wspólnych gatunków mikrobiota, zasiedlających fylloferę dotyczy następujących par roślin: *CA-PA* (8 wspólnych gatunków mikrobiota; $S_0 = 27,58\%$), *IP-AC* (5 wspólnych gatunków mikrobiota; $S_0 = 34,28\%$), *CR-PA* (5 wspólnych gatunków mikrobiota; $S_0 = 27,02\%$) oraz pary roślin wykazujące po 4 wspólne taksony mikrobiota: *IP-SR* i *CV-SR* (tab. 2,3).

Współczynnik S_0 zależy wprost proporcjonalnie od liczby wspólnych gatunków, a odwrotnie proporcjonalnie od sumy liczb gatunków występujących na porównywanych parach roślin. Fakt ten sprawia, że przy tej samej liczbie wspólnych gatunków mikrobiota na roślinach, parametr ten

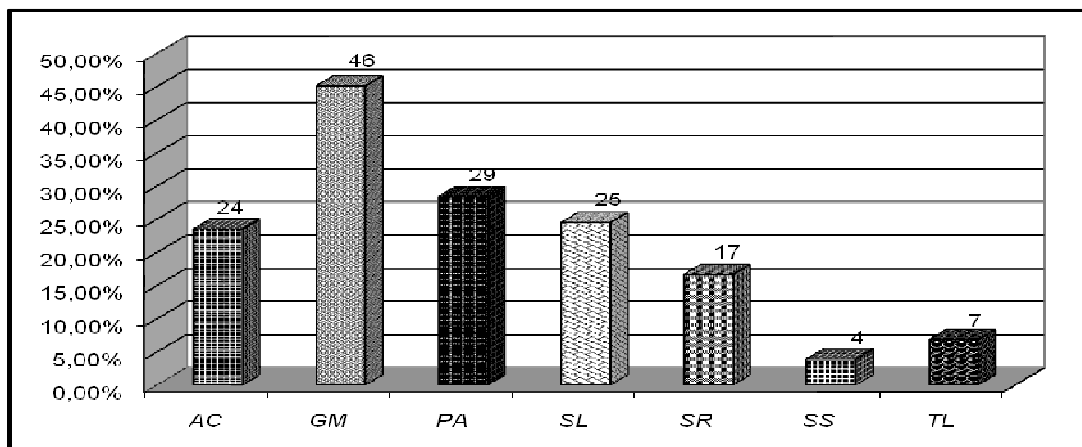
będzie tym mniejszy im większa będzie suma gatunków grzybów występujących na obu roślinach. W związku z powyższym, posługiwanie się tym wskaźnikiem musi być powiązane z wartościami bezwzględnymi wyrażającymi liczby gatunków mikrobiota. W związku Magnocaricion+Alno-Ulmion największe podobieństwo gatunkowe mikrobiota charakteryzuje pary: *CA-CP* (7 wspólnych taksonów) oraz *CA-CR* i *CA-CAA* (po 6 wspólnych taksonów mikrobiota), co przekłada się na współczynnik Jaccarda-Sørensen wynoszący: 29,26% oraz 32,43% i 27,02% (tab. 3).

W związku Phragmition najwięcej wspólnych gatunków mikrobiota wystąpiło na parach roślin: *PA-GM* (11 taksonów), *PA-AC* (10 taksonów), *GM-AC* (8 taksonów), *PA-SL* (7 taksonów) i po 6 wspólnych taksonów mikrobiota na roślinach *AC-SR* i . Natomiast największe współczynniki podobieństwa gatunkowego mikrobiota S_0 dotyczyły par roślin: *AC-SR* (29,26%), *PA-SR* i *PA-SL* (26,08 i 25,92%); (tab. 3).

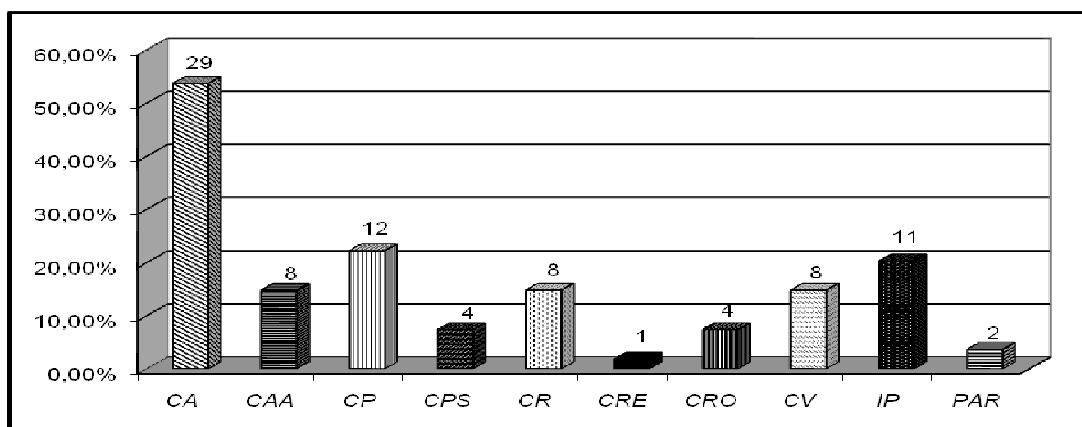
Istotne wzbogacenie różnorodności biologicznej przez mikroorganizmy związane z roślinami zespołów szuwarowych, stanowi ważną gwarancję stabilności tych fitocenoz. Potwierdza to fakt, że wśród stwierdzonych mikrobiota, występują bardzo liczne saprotrofy, przyczyniające się do naturalnego rozkładu martwej materii organicznej, a tym samym chroniące ekosystem przed jej zaleganiem. Gwarantuje to aktywność hydrolityczna tych mikroorganizmów, która jest ciągle słabo zbadana, ze względu na brak zainteresowania tymi badaniami podstawowymi.

WNIOSKI

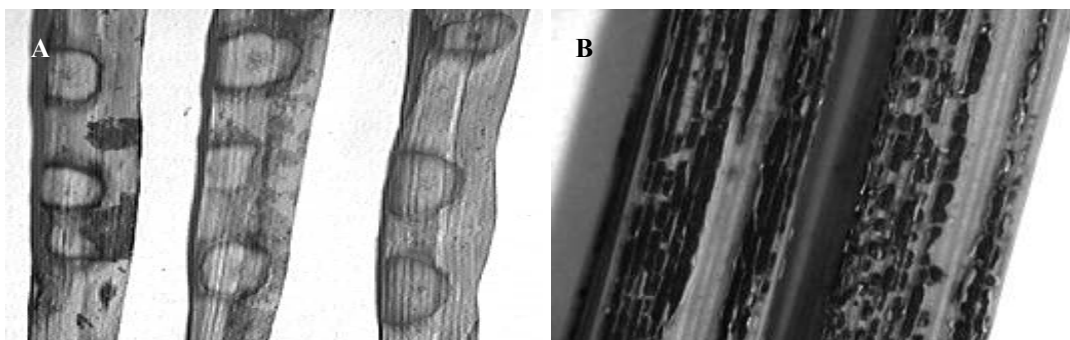
1. Bioróżnorodność zespołów roślinnych w związku Phragmition i Magnocaricion



Ryc. 2. Udział w bioróżnorodności (%) i liczba gatunków mikrobiota na roślinach żywicielskich ze związku Phragmition; nazwy gatunków roślin vide tab. 1.



Ryc. 3. Udział w bioróżnorodności (%) i liczba gatunków mikrobiota na roślinach żywicielskich ze związku Magnocaricion + Alno-Ulmion; nazwy gatunków roślin vide tab. 1.



Fot. 3. A- wodniste, dwubarwne plamistości na liściach *Carex acutiformis* (CA) wywołane przez *Leptosphaeria eustoma*; B- czarne telia *Puccinia caricina* na liściach *Carex acutiformis* (CA)

cion+Alno-Ulmion jest istotnie wzbogacona przez 133 taksony mikroskopowych mikrobiota towarzyszących wegetacji i obumieraniu tych roślin.

- Różnorodność mikologiczna fylosfery stwierdzonej na 7 gatunkach roślin charakte-

rystycznych dla związku Phragmition jest blisko 2 razy bogatsza aniżeli na 10. gatunkach roślin w związkach Magnocaricion + Alno-Ulmion. Liczne gatunki mikrobiota związane z tymi roślinami to taksony opisane po raz pierwszy w Kraju.

Tab. 3. Współczynnik Jaccarda-Sørensen na roślinach z klasy *Phragmitetea*, związków *Phragmiton* oraz *Magnocaricion + Alno-Ulmion* na jeziorze Simo

| | AC | CA | CAA | CP | CPS | CR | CRE | CRO | CV | GM | IP | PA | PAR | SL | SR | SS | TL |
|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|----|----|
| AC | - | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CA | 22,64 | - | | | | | | | | | | | | | | | |
| CAA | 12,5 | 27,02 | - | | | | | | | | | | | | | | |
| CP | 5,55 | 29,26 | 30,00 | - | | | | | | | | | | | | | |
| CPS | 14,28 | 12,12 | 33,33 | 12,5 | - | | | | | | | | | | | | |
| CR | 12,5 | 32,43 | 25,00 | 30,00 | 16,66 | - | | | | | | | | | | | |
| CRE | 8,00 | 6,66 | 22,22 | 15,38 | 40,00 | 22,22 | - | | | | | | | | | | |
| CRO | 14,28 | 18,18 | 33,33 | 25,00 | 25,00 | 33,33 | 40,00 | - | | | | | | | | | |
| CV | 12,5 | 16,21 | 37,5 | 40,00 | 33,33 | 25,00 | 22,22 | 16,66 | - | | | | | | | | |
| GM | 22,85 | 21,33 | 11,11 | 6,89 | 12,00 | 14,81 | 4,25 | 8,00 | 11,11 | - | | | | | | | |
| IP | 34,28 | 15,00 | 21,05 | 8,69 | 13,33 | 21,05 | 16,66 | 26,66 | 10,52 | 17,54 | - | | | | | | |
| PA | 18,86 | 27,58 | 16,21 | 9,75 | 12,12 | 27,02 | 6,66 | 12,12 | 10,81 | 14,66 | 25,00 | - | | | | | |
| PAR | 7,69 | 6,45 | 20,00 | 14,28 | 33,33 | 20,00 | 6,66 | 33,33 | 20,00 | 8,33 | 15,38 | 6,45 | - | | | | |
| SL | 16,32 | 14,81 | 12,12 | 5,40 | 13,79 | 12,12 | 7,69 | 13,79 | 18,18 | 14,08 | 11,11 | 25,92 | 7,40 | - | | | |
| SR | 29,26 | 17,39 | 16,00 | 13,79 | 19,04 | 16,00 | 11,11 | 19,04 | 32,00 | 15,87 | 35,71 | 26,08 | 10,52 | 28,57 | - | | |
| SS | 0 | 0 | 16,66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6,06 | 0 | 0 | 0 | - | |
| TL | 12,90 | 16,6 | 0 | 10,52 | 18,18 | 13,33 | 0 | 0 | 13,33 | 11,32 | 0 | 16,6 | 0 | 12,5 | 8,33 | 0 | - |

- gatunki charakterystyczne dla związku *Phragmiton*- gatunki charakterystyczne dla związków *Magnocaricion + Alno-Ulmion*

3. Wśród mikroskopowych mikrobiota na roślinach obu związków najliczniej reprezentowani są przedstawiciele Hyphomycetes, Sphaeropsidales, Ascomycota, Basidiomycota i Melanconiales.
4. Roślinami o najbogatszej różnorodności mikrobiota są: *Glyceria maxima* (*Phragmiton*) i *Carex acutiformis* (*Magnocaricion*).
5. Największe podobieństwo gatunkowe mikrobiota charakteryzuje pary roślin: *Phragmites australis* – *Glyceria maxima* (11 taksonów) oraz *Phragmites Australis* – *Acorus calamus*, odpowiednio 11 oraz 10 taksonów.

LITERATURA

- Adamczewski A.; 2007; Grzyby mikroskopowe roślin szuwarowych jezior Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym; Szczecin; manuskrypt - praca magisterska
- Adamska I.; 2001; Microscopic fungus-like organisms and fungi of the Słowiński National Park. II (NW Poland); Acta Mycologica; 36; 1; 31-65
- Adamska L., Madej T., Czerniawska B., Błaszczkowski J.; 1999; Parasitic and saprotrophic fungi from Słowiński National Park; Acta Mycologica; 34; 1; 97-103
- Barron G. L.; 1972; Hyphomycetes from soil; Publishing Company; Robert E. Krieger; New York
- Borowska A.; 1986; Grzyby (Mycota). Grzyby niedoskonałe (Deuteromycetes), Strzępczakowe (Hyphomycetales), Ciemnobarwniakowe Fialidowe (Dematiaceae, Phialoconidiaceae); t. XVI; Polska Akademia Nauk. Instytut Botaniki; Warszawa – Kraków
- Brandenburger W.; 1985; Parasitische Pilze an Gefäßpflanzen in Europa; Gustav Fischer Verlag; Stuttgart - New York
- Durska B.; 1974; Studia nad grzybami pasożytniczymi roślin występujących w litoralu zbiorników wodnych Pojezierza Mazurskiego; Acta Mycologica; 10; 3; 73-141
- Ellis M.B.; 1971; Dematiaceous Hyphomycetes; Kew. England
- Ellis M.B., Ellis J.P.; 1985; Microfungi on land plants. An identification handbook; Macmillan Publishing Company; New York
- Király Z., Klement Z., Solymosy F., Vörös J.; 1977; Fitopatologia, wybór metod badawczych; Wydawnictwo PWRiL; Warszawa
- Kochman J., Majewski T.; 1973; Grzyby (Mycota). Podstawczaki (Basidiomycetes), Głowniowce (Ustilaginales); t. V; Polska Akademia Nauk. Instytut Botaniki; Warszawa – Kraków
- Kwaśna H., Chełkowski J., Zajkowski P.; 1991; Grzyby (Mycota). Grzyby niedoskonałe (Deuteromycetes), Strzępczakowe (Hyphomycetales), Gruźelkowate (Tuberculariaceae), Sierpik (Fusarium); t. XXII; Polska Akademia Nauk. Instytut Botaniki; Warszawa – Kraków
- Majewski T.; 1979; Grzyby (Mycota). Podstawczaki (Basidiomycetes), rdzawnikowe (Uredinales) II; t. XI; Polska Akademia Nauk. Instytut Botaniki; Warszawa – Kraków
- Matuszkiewicz W.; 2002; Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski; Wydawnictwo Naukowe PWN; Warszawa
- Mazurkiewicz-Zapałowicz K.; 2009; Phyllosphere microorganisms and state of health of species of Carex in the Drawa National Park; Phytopathologia; 51; 13-20
- Mazurkiewicz-Zapałowicz K.; Grajewski J.; Grzyby fyllofery *Acorus calamus* L. – cennej rośliny leczniczej; Postępy w Ochronie Roślin; 50; 1; (w druku)
- Mazurkiewicz-Zapałowicz K., Janowicz K., Wolska M., Słodownik A.; 2005; Bioróżnorodność gatunkowa grzybów mikroskopowych trzciny pospolitej (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) w zbiorowiskach szuwarowych Jeziora Glinno; Acta Agrobotanica; 58; 2; 359-368
- Mazurkiewicz-Zapałowicz K., Wróbel M., Silicki A., Wolska M.; 2006; Studies on phytopathogenic and saprotrophic fungi in rush associations of Lake Glinno (NW Poland); Acta Mycologica; 41; 1; 125-138
- Mel'nik V.; 2000; Key to the fungi of the genus Ascochyta Lib. (Coelomycetes); Heft 379; Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft; Berlin-Dahlem
- Mułenko W.; 1989; Mikroskopowe grzyby fitopatogeniczne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Część II; Acta Mycologica; 24; 2; 125-171
- Pugh G. J. F.; Mulder J.L.; 1971; Mycoflora associated with *Typha latifolia*; Transactions of the British Mycological Society; 57; 2; 273-282
- Riethmüller A.; 2000; Morphologie, Ökologie und Phylogenie aquatischer Oomyceten; Bibliotheca Mycologica; Berlin-Stuttgart; 185
- Schulz M. J., Thormann M.N.; 2005; Functional and taxonomic diversity of saprobic filamentous fungi from *Typha latifolia* from Central Albert Canada; (abstrakt)
- Skirgiełło A.; 1954; Grzyby niższe; Wydawnictwo PWN; Warszawa
- Sutton B. C.; 1980; The Coelomycetes. Fungi imperfecti with pycnidia, acervuli and stromata; Commonwealth Mycological Institute Kew, Surrey, England
- Taligoola H. K., Apinis A.E., Chesters C. G. C.; 1972; Microfungi colonizing collapsed aerial parts of *Phragmites communis* Trin. in water;

Nova Hedvigia; 23; 465-472
Trojan P.; 1978; Ekologia ogólna; Wydawnictwo PWN; Warszawa

STRESZCZENIE

Rośliny wynurzone tworzą wokół jeziora Sitno fitocenozy zbiorowisk szuwarowych, należących do związku szuwarów wielkoturzycowych (Magnocaricion) i szuwarów właściwych (Phragmition). Różnorodność biologiczna tych fitocenz jest istotnie wzbogacona przez gatunki mikrobiota (grzyby właściwe i OGP czyli organizmy grzybopodobne) towarzyszące wegetacji roślin. W latach 2005-2006 zbadano zróżnicowanie tych mikroorganizmów, które ciągle stanowią najslabiej poznane ogniwo ekosystemów szuwarowych. Materiał z 17 gatunków roślin pobierano ze stałych punktów badawczych, 4-krotnie (od czerwca do października). Z chloroz i nekroz wynurzonych części tych roślin izolowano i identyfikowano mikroorganizmy metodami przyjętymi w fitopatologii, obliczono wskaźniki różnorodności Shannona-Weavera oraz podobieństwa gatunkowego Jaccarda-Sørensen (S0).

Stwierdzono, że różnorodność mikologiczną obecną na roślinach szuwarowych charakteryzują 133 taksony. *Alternaria alternata* to jedyny gatunek mikrobiota występujący na wszystkich gatunkach roślin związku Magnocaricion. W związku Magnocaricion największą różnorodność mikologiczną charakteryzowała fylloferę *Carex acutiformis* (29 taksonów), a w związku Phragmition *Glyceria maxima* (46 taksonów). Natomiast najmniej gatunków mikrobiota związanych było z *Carex ramota* (1 takson) i *Sagittaria sagittifolia* (4 taksony). Największe podobieństwo gatunkowe mikrobiota stwierdzono dla *Glyceria maxima* i *Sparganium ramosum* (31,74%) oraz *Carex remota* i *Phalaris arund - nacea* (66,66%), odpowiednio w związku Phragmition i Magnocaricion +Alno-Ulmion.

Lilla Mielnik,

Katedra Fizyki i Agrofizyki, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie
e-mail: lilla.mielnik@zut.edu.pl

Agnieszka Tomaszewska, Ryszard Piotrowicz, Piotr Klimaszyk

Zakład Ochrony Wód, Uniwersytet A. Mickiewicza w Poznaniu
e-mail: ryszardp@amu.edu.pl, pklim@amu.edu.pl

ZASTOSOWANIE METODY DŁUGOTRWAŁEJ OPÓŹNIONEJ LUMINESCENCJI W BADANIACH ŚRODOWISKA WODNEGO NA PRZYKŁADZIE BADAŃ OSADÓW DENNYCH JEZIOR DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

APPLICATION OF THE LONG-TERM DELAYED LUMINESCENCE IN THE STUDY OF THE
AQUATIC ENVIRONMENT ON THE EXAMPLE OF THE BOTTOM SEDIMENTS OF LAKES
IN DRAWA NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: osady dennie, kwasy huminowe, długotrwała opóźniona luminescencja

Key words: bottom sediments, humic acids, long-term delayed luminescence

Summary: *The paper presents research related to the use of long-delayed luminescence method for assessing the performance of humic substances. The aim of the study was to present the practical usefulness of long-term delayed luminescence in the study of environmental monitoring, especially in studies of lake sediments. The object of research were the preparations of humic acids extracted from the sediments of two lakes located within Drawa National Park. The analysis examined the elemental composition of humic acids and absorption spectra in the UV-VIS. The results also show a variable participation, both quantitative and qualitative, of luminophors contained in the structure of humic acids studied and their different photochemical reactivity. The intensity of the long-term delayed luminescence depends on the quantity and quality of organic matter accumulated in the bottom of the lake, for which the humic acids are one of the main fraction, and also depends on the degree of transformation.*

WPROWADZENIE

Jedną z zasadniczych właściwości zbiorników jeziornych jest gromadzenie na dnie osadów biogenicznych. Należą one do ważnej grupy utworów geologicznych, wyróżniają się wieloma cechami i wskaźnikami środowiskowymi, stanowią cenne i unikalne źródło informacji o wielu procesach i zdarzeniach przebiegających w środowisku wodnym. Kompleksowa charakterystyka osadów jeziornych ma ogromne znaczenie przy podejmowaniu działań związanych z ich ochroną i rekultywacją. Podstawowym składnikiem osadów dennych są substancje humusowe (SH), które stanowią nawet do 80% ogólnej ilości substancji organicznej. Badania nad tymi

substancjami dają istotną informację o procesach biologicznych i chemicznych zachodzących w jeziorze, ich charakterze i kierunku. Analiza właściwości tych substancji dostarcza informacji nie tylko o procesach zachodzących w samym zbiorniku, ale i pośrednio o zmianach zachodzących w jego zlewni.

Spośród wielu metod badania SH, szczególnie dużym zainteresowaniem cieszą się pomiary spektroskopowe w różnych zakresach widma elektromagnetycznego. Dostarczają informacji na temat właściwości fizykochemicznych SH, zmian zachodzących w strukturze cząsteczek w procesie tworzenia się SH, jak również na temat oddziaływania SH z czynnikami środowiska (Senesi 1992, Heyes 1999, Hautala i in. 2000, Chen i in. 2002, Gołębiowska i in. 2005,

Fuentes i in. 2006). Obecnie do bardzo obiecujących metod należą metody luminescencyjne, w szczególności metoda wykorzystująca zjawisko długotrwałej opóźnionej luminescencji (DOL) (Prokowski 2001, Alberts i Takacs 2004, Mielnik 2007, Mielnik 2009, Mielnik i in. 2009).

Metody luminescencyjne polegają na rejestracji natężenia świecenia powstającego w wyniku wzbudzenia cząsteczek luminoforów do wyższych stanów energetycznych. Wzbudzenie takie wywołać może wiele różnorodnych czynników. DOL bada się zazwyczaj poprzez rejestrację kinetyki zaniku tego świecenia lub przez rejestrację jego natężenia w określonych przedziałach czasu po naświetleniu materiału. Natężenie DOL, rejestrowanej dla danego materiału w ustalonych warunkach pomiarowych, uzależnione jest zarówno od stężenia występujących w nim centrów luminezujących i ich właściwości, jak i od długości fali światła naświetlającego.

Założeniem niniejszych badań jest wskazanie na możliwości praktycznego wykorzystania metody DOL w badaniach środowiska przyrodniczego, w szczególności w badaniach zbiorników jeziornych. W tym celu zbadano właściwości luminescencyjne kwasów huminowych (KH) wyekstrahowanych z osadów dennych dwóch jezior położonych w Drawieńskim Parku Narodowym: Jeziora Marta i Jeziora Czarne.

MATERIAŁ I METODY

Obszar badań

Drawieński Park Narodowy (DPN), utworzony został w 1990 r. Jest jednym z 23 Parków Narodowych na terenie Polski. (15°45' - 16°45' E, 53°00' - 53°15' N). Powierzchnia Parku wynosi 113,42 km². DPN chroni krajobraz młodoglacjalnych równin sandrowych Pojezierza Pomorskiego, zdominowany przez lasy, jeziora i doliny dwóch, zbliżonych do naturalnych, rzek – Drawy i Płocicznej. Istotnym elementem w pejzażu DPN jest ciąg 20 jezior pochodzenia polodowcowego, bardzo zróżnicowanych pod względem reżimu hydrologicznego, morfometrii, stanu troficznego i struktury biocenoz – od torfowiskowych jezior dystroficznych, przez zbiorniki eutroficzne, do oligo- i mezotroficznych jezior ramienicowych (Piotrowicz i in. 2006). Jednymi z najbardziej interesujących są: typowe jezioro ramienicowe – Jezioro Marta

oraz unikatowe pod względem hydrologicznym, meromiktyczne Jezioro Czarne.

Jezioro Czarne to jedno z mniejszych zbiorników DPN o powierzchni 17,5 ha (Choiński 1997) i maksymalnej stwierdzonej głębokości 29 m (ryc. 1). Jest to jezioro nieprzepływowe, położone w niecce terenu o stromo nachylonych zboczach. Wody miksolimnionu (powierzchniowej, mieszającej się warstwy wody) Jeziora Czarnego charakteryzują się niewielką zawartością materii organicznej oraz związków mineralnych, w tym pierwiastków biogennych. Stan trofii jeziora wg kryteriów OECD i wg wskaźnika TSI Carlson'a, określony na podstawie wartości z miksolimnionu, wskazuje na oligotrofię. Jedyne niemieszająca się warstwa głębokowodnego monimolimnionu, stanowiącego pułapkę dla sedymentującej z miksolimnionu materii organicznej, charakteryzuje się podwyższoną trofią (Kraska i in. 2006).

Jezioro Marta to duże jezioro rynnowe, charakteryzujące się urozmaiconą batymetrią. Posiada 3 płosa oddzielone od siebie znacznymi wypłyconiami. Jezioro Marta to czysty zbiornik ramienicowy, nieposiadający żadnych przepływów. Wg Choińskiego (1997) powierzchnia jeziora wynosi 62,5 ha, maksymalna stwierdzona głębokość ok. 25 m. Wody jeziora charakteryzują się dużą przezroczystością, niewielką zawartością materii organicznej, małą ilością chlorofilu, co wskazuje na niewielką w nich zawartość pierwiastków biogennych. Stan troficzny tego jeziora wg ww. kryteriów określany jest jako mezotrofia.

Pobór prób i stosowane analizy

Osady z każdego jeziora pobierano w okresie stagnacji letniej z warstwy powierzchniowej (do głębokości 25 cm). Stanowiska poboru osadów rozmieszczone były w dwóch miejscach:

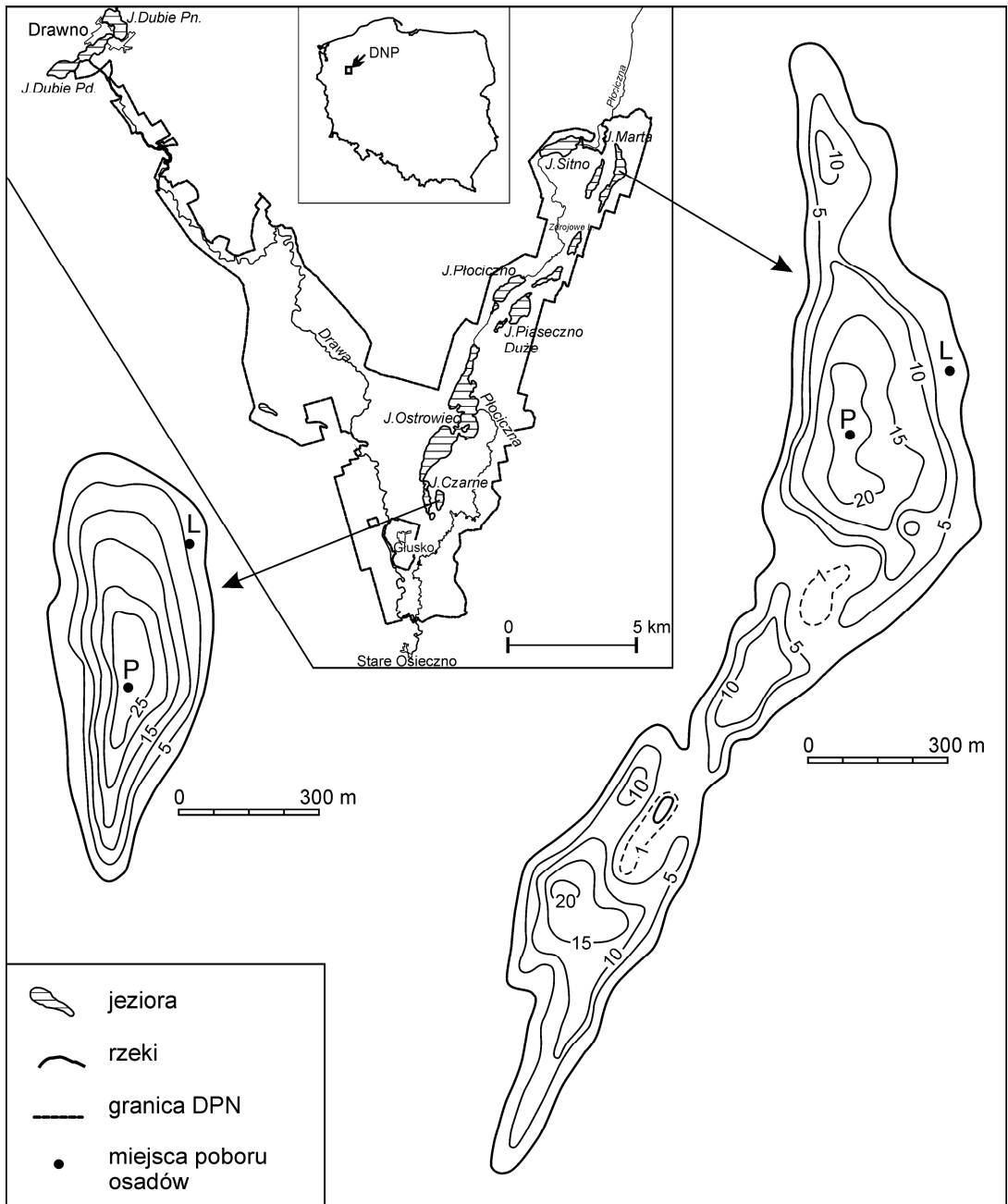
- miejscu maksymalnej głębokości zbiornika – P,
- w strefie brzegowej – L.

Po wysuszeniu próby osadów rozdrabniano i przesiewano przez sito o średnicy oczek 1 mm.

Następnie przeprowadzano ekstrakcję kwasów huminowych (KH) stosując metodę proponowaną przez International Humic Substances Society (IHSS).

Dla uzyskanych preparatów KH przeprowadzono następujące analizy:

- analizę składu elementarnego wykorzystując analizator CHNS firmy Elementar model



Ryc. 1. Mapa DPN-go przedstawiająca położenie badanych jezior: Marta i Czarne oraz plany batymetryczne jezior z zaznaczonymi stanowiskami poboru osadów (wyk. M. Podlasiński)

Vario EL III;

- analizę widm absorpcji w zakresie UV-VIS na skomputeryzowanym spektrofotometrze firmy Zeiss-Jena;
- analizę natężenia DOL.

Do wzbudzenia i rejestracji natężenia DOL wykorzystano przepływowy zestaw do ciągłej rejestracji fotoindukowanej luminescencji pły-

nów i zawiesin (Prokowski 2001). DOL KH wzbudzano przez 0,6 s światłem białym halogenowym o gęstości strumienia fotonów $3000 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Natężenie DOL rejestrowano w przedziale czasu od 0,1 s do 0,6 s po wzbudzeniu, w zakresie długości fal (180-800) nm. Wszystkie pomiary przeprowadzano w stałej temperaturze 25°C.

WYNIKI BADAŃ

Skład elementarny jest jedną z podstawowych właściwości KH wykorzystywanych do ich identyfikacji oraz do wnioskowania o ich budowie. Wyniki składu elementarnego badanych KH przedstawiono w tab. 1. Procentowy udział C, N, H i O był podobny w analizowanych KH. Wyjątek stanowią KH z osadów litoralowych jeziora Marta (KH-M-L). Molekuły KH-M-L zawierają mniej atomów C, N, H, a więcej atomów O w porównaniu do pozostałych KH.

W ocenie podstawowych właściwości KH szczególnie użyteczna jest analiza stosunków atomowych, które są wskaźnikami zachodzących przemian i zmieniają się zarówno w zależności od stopnia transformacji świeżej materii organicznej, jak i w zależności od warunków środowiska, w których KH powstają. Ważnym wskaźnikiem wyliczonym z danych analizy elementarnej jest iloraz H/C. Jest to parametr na podstawie, którego można śledzić ewolucję udziału struktur aromatycznych w KH, w zależności od zmian zachodzących w środowisku. W przypadku stosunku H/C jedynie dla KH-M-L zaobserwowano istotnie wyższą jego wartość w porównaniu do pozostałych KH. Wskazuje to na mniejszy stopień skondensowania struktur aromatycznych w molekuły KH-M-L, a relatywnie większy udział struktur alifatycznych i tym samym większe usieciowanie (rozluźnienie struktury) cząsteczki.

Z kolei w wartościach ilorazu C/N, który stosowany jest jako podstawowe kryterium typów troficznych jezior (Hakanson i Jansson 1983), nie zaobserwowano istotnych statystycznie różnic, co wskazuje na podobną trofię badanych jezior.

Przebieg uzyskanych widm absorpcji w zakresie UV-VIS badanych KH ma charakter monotoniczny i bezcechowy. W związku z powyższym do jakościowej charakterystyki KH stosuje się współczynniki absorpcji wyrażające stosunek absorbancji (A) przy wybranych długościach fali m.in.: 280 nm, 465 nm i 665 nm. Wartości wybranych współczynników zestawiono w tab. 2.

Do opisu właściwości KH najpowszechniej wykorzystuje się współczynnik $Q_{4/6} = A_{465}/A_{665}$. Wartość tego współczynnika jest ujemnie skorelowana z rozmiarem i masą cząsteczek KH (Chen i in. 1977). Z kolei niską wartość współczynnika $Q_{4/6}$ Thurman (1985) łączy z większym stopniem humifikacji materii organicznej.

Wartości współczynnika $Q_{4/6}$ obliczone dla KH z osadów jeziora Marta były wyższe niż dla KH z Jeziora Czarnego. Można zatem wnioskować, że KH pochodzące z osadów Jeziora Czarnego charakteryzują się relatywnie większymi rozmiarami i większą masą cząsteczek niż KH z osadów Jeziora Marta. Nie wykazano istotnych zmian w wartościach tego ilorazu w zależności od miejsca poboru osadów dla KH z Jeziora Czarnego. Natomiast w jeziorze Marta wartość $Q_{4/6}$ jest istotnie wyższa dla KH z osadów strefy profundalu niż pochodzących z osadów litoralowych. Różnice w wartościach $Q_{4/6}$ wskazują także na różne warunki humifikacji badanych substancji.

Z kolei iloraz $Q_{2/6}$ określa stopień zaawansowania procesu humifikacji. KH przedstawiające większe wartości tego współczynnika charakteryzują się mniejszym stopniem zaawansowania procesu humifikacji.

Tendencja zmian wartości tego współczynnika jest podobna do zmian wartości współczynnika $Q_{4/6}$. KH z osadów jeziora Marta charakteryzuje, więc słabsze zmumifikowanie substancji organicznej, gromadzącej się w osadach tego jeziora w porównaniu do Jeziora Czarnego.

Zaawansowanie procesu humifikacji Kumada (1975) wiąże z wartością współczynnika $D \log K$. Współczynniki $D \log K$ obliczone dla badanych KH mieściły się w przedziale od 0,6 do 0,8, co wskazuje na średni stopień ich humifikacji.

Uzyskane wartości natężenia IDOL (IDOL) (tab. 2) badanych KH wskazują na istotne różnice we właściwościach badanych KH, zarówno dla KH pochodzących z jednego jeziora, ale różnych miejsc sedymentacji osadów, jak również pomiędzy jeziorami. Jednak tendencja zmian nie jest jednakowa w każdym jeziorze. Zaobserwowano, że wartości IDOL KH z osadów jeziora Marta są istotnie niższe od tychże pochodzących z osadów Jeziora Czarnego. Uzyskane różnice świadczą o zmiennym udziale, zarówno ilościowym, jak i jakościowym, fotoluminoforów zawartych w strukturze badanych molekuł KH oraz ich różnej reaktywności fotochemicznej.

Przeprowadzona analiza statystyczna ujawniła silną zależność pomiędzy wartościami IDOL, a wartością ilorazu H/C ($r = -0,82^*$) oraz zawartością węgla w molekuły KH ($r = 0,86^*$) (ryc. 2). Zaobserwowano także pewną zależność pomiędzy wartościami stosunku $Q_{2/6}$. Uzyskane zależności potwierdzają wnioski z dotychczas przeprowadzonych badań, a mianowicie właściwości

Tab. 1. Skład elementarny (w % atomowych w przeliczeniu na masę bezpopielną) oraz wartości stosunków atomowych badanych KH

| Jezióra | C | H | N | O | C/N | H/C |
|------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|------|-------------------|
| Czarne - L | 34,4 ^b | 46,3 ^b | 2,6 ^b | 16,9 ^a | 13,2 | 1,35 ^a |
| Czarne - P | 34,2 ^b | 45,0 ^b | 2,8 ^b | 17,1 ^a | 12,7 | 1,34 ^a |
| Marta - L | 25,3 ^a | 40,3 ^a | 2,0 ^a | 32,4 ^b | 13,3 | 1,59 ^b |
| Marta - P | 33,0 ^b | 45,3 ^b | 2,6 ^b | 19,1 ^a | 13,0 | 1,37 ^a |

a,b,c, - różnice istotne z $p < 0,05$.

Tab. 2. Wartości współczynników absorpcji badanych KH oraz wartości natężenia DOL (IDOL)

| Jezióra | Q_{46} | Q_{26} | Dlog K | IDOL [j.w.] |
|------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| Czarne - L | 3,94 ^a | 20,35 ^a | 0,75 ^a | 38,0 ^d |
| Czarne - P | 4,08 ^a | 21,04 ^a | 0,77 ^a | 32,0 ^c |
| Marta - L | 4,41 ^b | 27,44 ^b | 0,76 ^a | 21,0 ^a |
| Marta - P | 5,97 ^c | 34,56 ^c | 0,83 ^b | 27,5 ^b |

j.w. – jednostki względne

a,b,c,d - różnice istotne z $p < 0,05$.

luminescencyjne badanych KH zależą od ich budowy strukturalnej - im więcej ugrupowań aromatycznych tym wartość IDOL większa (mniejsza wartość stosunku H/C, więcej atomów C) Właściwości luminescencyjne badanych KH zależą także od warunków i stopnia przeobrażenia substancji (Mielnik 2007, Mielnik 2009, Mielnik i in. 2009).

WNIOSKI

Uzyskane różnice w wartościach natężenia DOL świadczą o zmiennym udziale, zarówno ilościowym, jak i jakościowym luminoforów, zawartych w strukturze cząsteczki KH oraz ich różnej reaktywności fotochemicznej.

Właściwości luminescencyjne badanych KH wynikają m.in. z ich budowy i charakteru połączeń w strukturze molekuł KH.

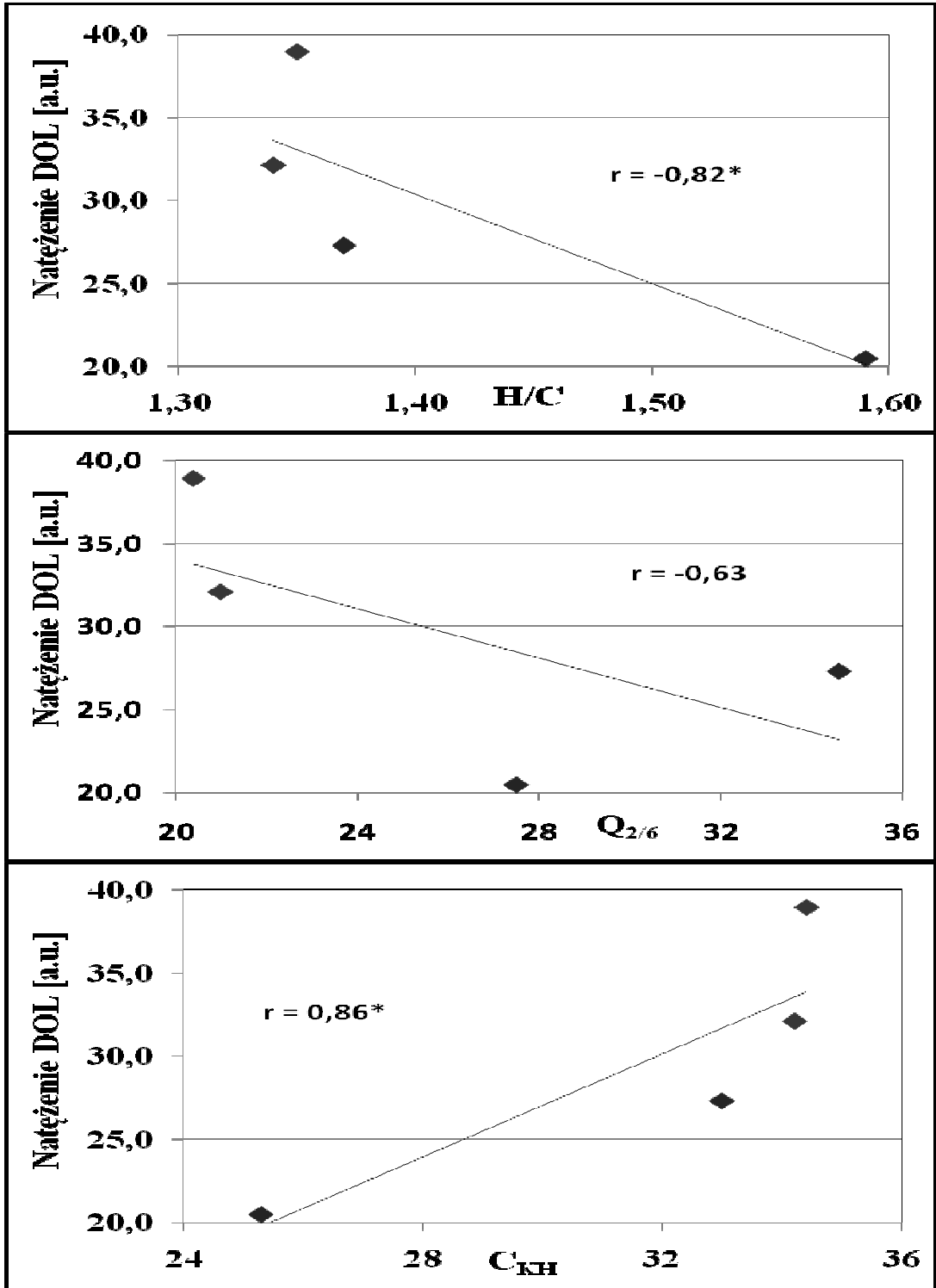
Natężenie DOL związane jest z ilością i jakością materii organicznej akumulowanej na dnie jeziora, dla której substancje humusowe stanowią jedną z podstawowych frakcji. Zależy także oraz stopnia przeobrażenia KH.

Uzyskane wyniki sugerują, że zjawisko długotrwałej opóźnionej luminescencji ma szansę ode-

grać ogromną rolę w badaniach osadów jezior, tym bardziej, że metoda ta jest bardzo czuła, a poza tym łatwa i szybka w zastosowaniu i obsłudze.

LITERATURA

- Alberts J.J., Takacs M.; 2004; Total luminescence spectra of IHSS standard and reference fulvic acids, humic acids and natural organic matter: comparison of aquatic and terrestrial source terms; *Organic Geochemistry*; 35; 243-56
- Chen Y., Senesi N., Schnitzer M.; 1977; Information provided on humic substances by E4/E6 ratios; *Soil Sci. Soc. AN. J.*; 41; 352-358
- Chen, J., Gu, B., LeBoeuf, E.J., Pan, H., Dai, S.; 2002; Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions; *Chemosphere*; 48; 59-68
- Choiński A.; 1997; Katalog jezior Polski; Wyd. Uniw. A. Mickiewicza; Poznań
- Fuentes M., Gonzalez-Gaitano G., Garcia-Mina J.M.; 2006; The usefulness of UV-visible and fluorescence spectroscopies to study the che-



* - oznacza korelacje istotne na poziomie istotności $p < 0,05$.

Ryc. 3. Zależność pomiędzy napięciem DOL badanych KH, a wartościami współczynników H/C i $Q_{2/6}$ oraz zawartością C

- mical nature of humic substances from soils and composts; *Organic Geochemistry*; 37; 1949-1959
- Gołębiowska D., Osuch M., Mielnik L., Bejger R.; 2005; Optical characteristics of humic acids from bottom sediments of lakes with different mictic types; *EJPAU*; 8 (2); 27
- Hakanson L., Jansson M.; 1983; Principles of lake sedimentology; Springer Verlag; Berlin
- Hautala K., Peuravuori J., Pihlaja K.; 2000; Measurement of aquatic humus content by spectroscopic analyses; *Wat. Res.*; 34; 1; 246-258
- Hayes M.H.B.; 1999; Humic substances: progress towards more realistic concepts of structures; [in:] Davies G. (ed.); Ghabbour E.A.; Humic substances: structures, properties and uses; Royal Society of Chemistry; 1-27
- Kumada K.; 1987; Chemistry of Soil Organic Matter. Japan Scientific Societies Press, Tokyo and Elsevier Science Publishers; Amsterdam
- Kraska M., Klimaszuk P., Piotrowicz R.; 2006; Meromictic Lake Czarne in the Drawieński National Park; *Oceanolog. and Hydrobiol. Studies*; XXXV; 1; 55-67
- Mielnik L.; 2007.; Wykorzystanie zjawiska fotoindukowanej luminescencji w badaniach osadów dennych jezior; [w:] Wiśniewski R., Piotrowiak J. (red.); *Ochrona i rekultywacja jezior*; Toruń; 143-150
- Mielnik L.; 2009 a; Application of photoinduced luminescence in research of humic substances of various origins; *Oceanological and Hydrobiological Studies*; Vol. XXXVIII; No 3; 61-67
- Mielnik L., Prokowski Z., Mila A.; 2009; Long-term delayed luminescence of organic matter – the new method for the studies of humic substances; *Woda, gaz i technika sanitarna*; no 9/2009; 57-58
- Piotrowicz R., Kraska M., Klimaszuk P., Szyper H., Joniak T.; 2006; Vegetation Richness and Nutrient Loads in 16 Lakes of Drawieński National Park (Northern Poland); *Polish J. of Environ. Stud.*; Vol. 15; No. 3; 467-478
- Prokowski Z.; 2001; Measurement set for continuous determination of photoinduced luminescence of liquids and suspension; *Acta Agrophysica*; 48; 157-66
- Senesi N.; 1992; Application of electron spin resonance and fluorescence spectroscopies to the study of soil humic substances; [in:] Kubat J. (ed.); *Humus, its structure and role in agriculture and environment*; Elsevier; 11-26
- Turman E.M.; 1985; Humic substances in groundwater; [in:] Aiken G.R., McKnight D.M., Wershaw R.M., McCarthy R.(eds.); *Humic substances in soil, sediment and water*; John Wiley&Sons, New York

STRESZCZENIE

W pracy przedstawiono badania związane z wykorzystaniem metody długotrwałej opóźnionej luminescencji do oceny właściwości substancji humusowych. Celem prowadzonych badań było przedstawienie praktycznej przydatności tej metody w badaniach monitoringu środowiska przyrodniczego, szczególnie zbiorników jeziornych. Obiekt badań stanowiły preparaty kwasów huminowych uzyskanych z osadów dwóch jezior położonych na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego. Przeprowadzono także analizę składu pierwiastkowego badanych kwasów huminowych oraz analizę widm absorpcji w zakresie UV-VIS. Uzyskane wyniki świadczą o zmiennym udziale, zarówno ilościowym, jak i jakościowym, luminoforów, zawartych w strukturze badanych kwasów huminowych oraz ich różnej reaktywności fotochemicznej. Natężenie długotrwałej opóźnionej luminescencji zależy od ilości i jakości materii organicznej akumulowanej na dnie jeziora, dla której kwasy huminowe stanowią jedną z podstawowych frakcji. Zależy także od budowy strukturalnej cząstek oraz stopnia transformacji substancji.

Agnieszka Niemczynowicz

Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk w Białowieży

e-mail: aniemczynowicz@zbs.bialowieza.pl

Marcin Brzeziński

Zakład Ekologii, Uniwersytet Warszawski

e-mail: marcinb@biol.uw.edu.pl

Małgorzata Domagała

Drawieński Park Narodowy

malgosia@dpn.pl

Andrzej Zalewski

Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk w Białowieży

e-mail: zalewski@zbs.bialowieza.pl

„OBCY W NATARCIU” – NORKA AMERYKAŃSKA (*NEOVISON VISON*) W DRAWIEŃSKIM PARKU NARODOWYM)

ALIENS ATTACK – AMERICAN MINK IN THE DRAWNO NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: norka amerykańska, *Neovison vison*, biometria, inwazja, rekolonizacja, monitoring, Drawieński Park Narodowy

Key words: American mink, *Neovison vison*, biometrics, invasion, recolonisation, monitoring, habitat preferences, Drawno National Park

Summary: American mink (*Neovison vison*) is a semi-aquatic species from North America, excluding the northern part of the continent. Because of its dense fur American mink has been a very important economic species since the 19th century. During the 1920s, in many European countries the first fur farms were established and individuals that escaped from those farms established a free-living population. The aim of this paper is to present some ecological studies of the populations of American mink from the Drawno National Park. Studies have shown that it is possible to reduce the number of mink in protected areas and gain greater knowledge of the biology and ecology of invasive species. Fieldwork was conducted in three series of catches (March and November 2009 and March 2010) over 5 days. Trapping took place in two sites: experimental area [EA] (on which the mink were removed) and control area [CA] in which mink were marked and released. Live-traps were deployed on the banks of rivers. Body length and weight was measured in caught mink. During the spring and summer, 20 rafts were deployed (10 in the EA and 10 in the CA) for population monitoring and to determine the effectiveness of mink eradication. In 2009 and 2010 a total of 29 mink were caught (11 in the CA and 18 in the EA). The ratio of males to females was 3.2:1. The average body weight of males and females was 1.35 kg and 0.76 kg respectively and the total body length 61.9 cm and 52.4 cm. In the Drawno NP density was a low of mink (2,5 inds./10 km watercourse in the CA and 4,3 inds./10 km in EA). Environmental analysis performed using CORINE 2000 land cover maps showed that the highest number of the mink (46%) were caught in areas where the traps were spaced along watercourse located in the vicinity of agricultural areas with a high proportion of natural vegetation ($D = 0.69$), while the lowest (12%, $D = -0.47$) were in the vicinity of coniferous forests. In addition, the number of signs found in the EA after 6 month from mink eradication was comparable to the number of signs found in the CA, suggesting a rapid recolonisation of the river Drava. Our results underscore the need for continuing research and further analysis to allow for the creation of an eradication program, as well as monitoring and controlling populations of invasive predators in protected areas.

WPROWADZENIE

Za podstawowe czynniki zagrażające bioróżnorodności uważa się obecnie: (1) ocieplenie klimatu, (2) fragmentację i degradację środowiska oraz (3) introdukcje obcych, inwazyjnych gatunków. Introdukcja obcych gatunków może mieć destrukcyjny wpływ na bioróżnorodność w ekosystemach naturalnych (D'Antonio 2001). Szczególne zagrożenie niesie za sobą introdukcja drapieżników, które mogą powodować duże zmiany w biocenozach, wpływając zarówno



Fot. 1. Przybysz zza oceanu – norka amerykańska (Fot. A. Niemczynowicz)

na swoje potencjalne ofiary jak i na konkurentów. Znane są przypadki, kiedy usuwanie obcych gatunków kręgowców z ekosystemów zakończyło się sukcesem (np. nutrii w Wielkiej Brytanii, Gosling i Backer 1987), jednak na ogół usuwanie introdukowanych gatunków na dużym obszarze jest niemożliwe. Mimo to kontrola liczebności gatunków inwazyjnych w skali lokalnej jest niezbędna dla ochrony rodzimej fauny, szczególnie na terenach przyrodniczo cennych i chronionych (np. w parkach narodowych) (Simberloff 2003). Z tego powodu w wielu miejscach na świecie (również i w Polsce) podejmowane są działania mające na celu ograniczanie i regulację liczebności introdukowanych gatunków (np. Genovesi 2005).

Drawieński Park Narodowy chroni cenne kompleksy leśne Puszczy Drawieńskiej oraz liczne ciek i jeziora. Obszar ten odgrywa między innymi bardzo ważną rolę w ochronie miejsc lęgowych niektórych rzadkich i zagrożonych w skali kraju i Europy gatunków ptaków związanych z ekosystemami wodnymi i torfowiskowymi np.: gągoła czy rybołowa. Ze względu na duże bogactwo faunistyczne i dostępność



Fot. 2. Tratwa służąca do monitoringu obecności norki amerykańskiej (Fot. A. Niemczynowicz)

pokarmu (skorupiaki, ryby, ptaki wodne i błotne oraz ssaki), dolina Drawy okazała się być doskonałym miejscem do zasiedlenia przez norkę amerykańską, która w bardzo krótkim czasie opanowała także wiele innych obszarów w Europie.

Naturalny zasięg geograficzny norki amerykańskiej obejmuje Amerykę Północną, jednak ze względu na bardzo cenne futro, na początku XIX wieku była hodowana na fermach. Intensywne interakcje norki amerykańskiej na terenie byłego Związku Radzieckiego doprowadziły do powstania wolnożyjących populacji, które następnie rozpoczęły ekspansję i kolonizację również Polski. Jednocześnie w wielu miejscach osobniki zbiegły z ferm i dały początek, rozmnażającym się na wolności populacjom. Pierwsze doniesienia na temat pojawienia się norki w granicach naszego kraju pochodzą z początku lat 50-tych. Do końca lat 90-tych skolonizowała ona niemal cały północny i środkowy obszar naszego kraju (Brzeziński i Marzec 2003). Szybka ekspansja na nowe obszary i silna konkurencyjność z rodzimymi gatunkami ssaków drapieżnych, spowodowały, że norka stanowi obecnie poważne zagrożenie dla rodzimej fauny. Kolonizacja Polski przez norkę postępuje, a jej dynamika na niektórych obszarach jest bardzo duża, prowadząc do drastycznych spadków liczebności niektórych populacji ptaków (Bartoszewicz i Zalewski 2003) i ssaków (głównie karczownika i piżmaka, Brzeziński i inni 2009) oraz lokalnych zmian w zasięgu ich występowania. Podobny wpływ norki amerykańskiej na populacje ofiar został udokumentowany w wielu miejscach w Europie (Lockwood i inni 2007). W związku z powyższym potrzeba kontroli liczebności norki amerykańskiej na terenie naszego kraju wydaje się być bezsporna. Powinna ona zostać poprzedzona monitoringiem liczebności, który przyczyni się do podjęcia racjonalnych działań zmierzających do skutecznej eliminacji lub re-

dukcji populacji tego drapieźnika, a tym samym ochrony naszej fauny, szczególnie na terenach przyrodniczo cennych takich jak np.: Drawieński Park Narodowy.

Celem niniejszej pracy jest ocena zagęszczenia oraz zbadanie parametrów demograficznych populacji norki amerykańskiej zasiedlającej DPN, jak również wstępna ocena skuteczności działań zmierzających do ograniczenia liczebności tego obcego gatunku.

MATERIAŁ I METODY

Odłów nerek amerykańskich przeprowadzono na dwóch powierzchniach badawczych: eksperymentalnej (PE na której norki były usuwane przez pracowników DPN - dolny odcinek Drawy od Moczela do Mostnika) oraz kontrolnej, PK na której chwymano, znakowano i wypuszczano norki (górną odcinek Drawy od Drawnika do Zatomia) (ryc. 1). Odłowy prowadzono w ciągu trzech 5-dniowych sesji, w marcu i listopadzie 2009 oraz marcu 2010. Norki odławiano w pułapki żywołowne, które były rozstawiane nad brzegami Drawy, w odległości około 500 m jedna od drugiej. Przynętę stanowiły ryby. Pułapki były kontrolowane raz dziennie. Na powierzchni kontrolnej złowione osobniki były poddawane narkozie i znakowane (przez wycięcie niewielkiego skrawka ucha). Schwymane zwierzęta były mierzone (z dokładnością do 0,5 cm) i ważone (z dokładnością do 5 g). Po wykonaniu pomiarów oraz wybudzeniu zwierząt były wypuszczane w miejscu schwymania. Na odcinku eksperymentalnym odłowione norki były usypiane, a następnie mierzone i ważone.

W celu monitorowania liczebności nerek na obu powierzchniach w okresie od 28 kwietnia do 29 czerwca 2009 zostało rozstawionych 20 tratw (10 na powierzchni kontrolnej i 10 na powierzchni eksperymentalnej). Tratwa jest pływającą platformą, na której znajduje się tunel, wewnątrz którego przechodzące norki pozostawiały tropy na specjalnie przygotowanej glince (Reynolds J.C. i inni 2004) (Fot. 2).

Tratwy były rozstawione w odległości około 1 km jedna od drugiej wzdłuż linii brzegowej rzeki Drawy. Były one sprawdzane co 2 tygodnie, podczas kontroli rejestrowano liczbę tropów, co pozwoliło określić względną liczebność nerek na danym odcinku rzeki. Lokalizacje tratw i pułapek określono przy pomocy urządzenia GPS. Liczba tratw odwiedzanych przez norkę

była wskaźnikiem skuteczności usuwania tych drapieźników.

Analizy środowiskowe zostały wykonane z wykorzystaniem programu ArcGIS na podstawie mapy Corine 2000 (w dziale tematycznym Corine Land Cover). Początkowo wykreślono bufor 180 m wokół każdej pułapki, który wyznaczył poligon (korytarz) w obrębie którego dokonano dalszych analiz. Następnie policzono powierzchnię poszczególnych typów użytkowania terenu (lasy iglaste, mieszane, liściaste, grunty orne i łąki) i określono ich procentowy udział. W dalszej kolejności zliczono wszystkie pułapki zlokalizowane w poszczególnych typach środowisk (dostępność środowiska) oraz liczbę odłowionych nerek w poszczególnych środowiskach (użytkowanie). Po wykonaniu tych analiz wyznaczono wskaźnik preferencji środowiskowej na podstawie współczynnika Ivleva (Jacobs 1974):

$$D = (r-p)/(r+p-2rp)$$

gdzie:

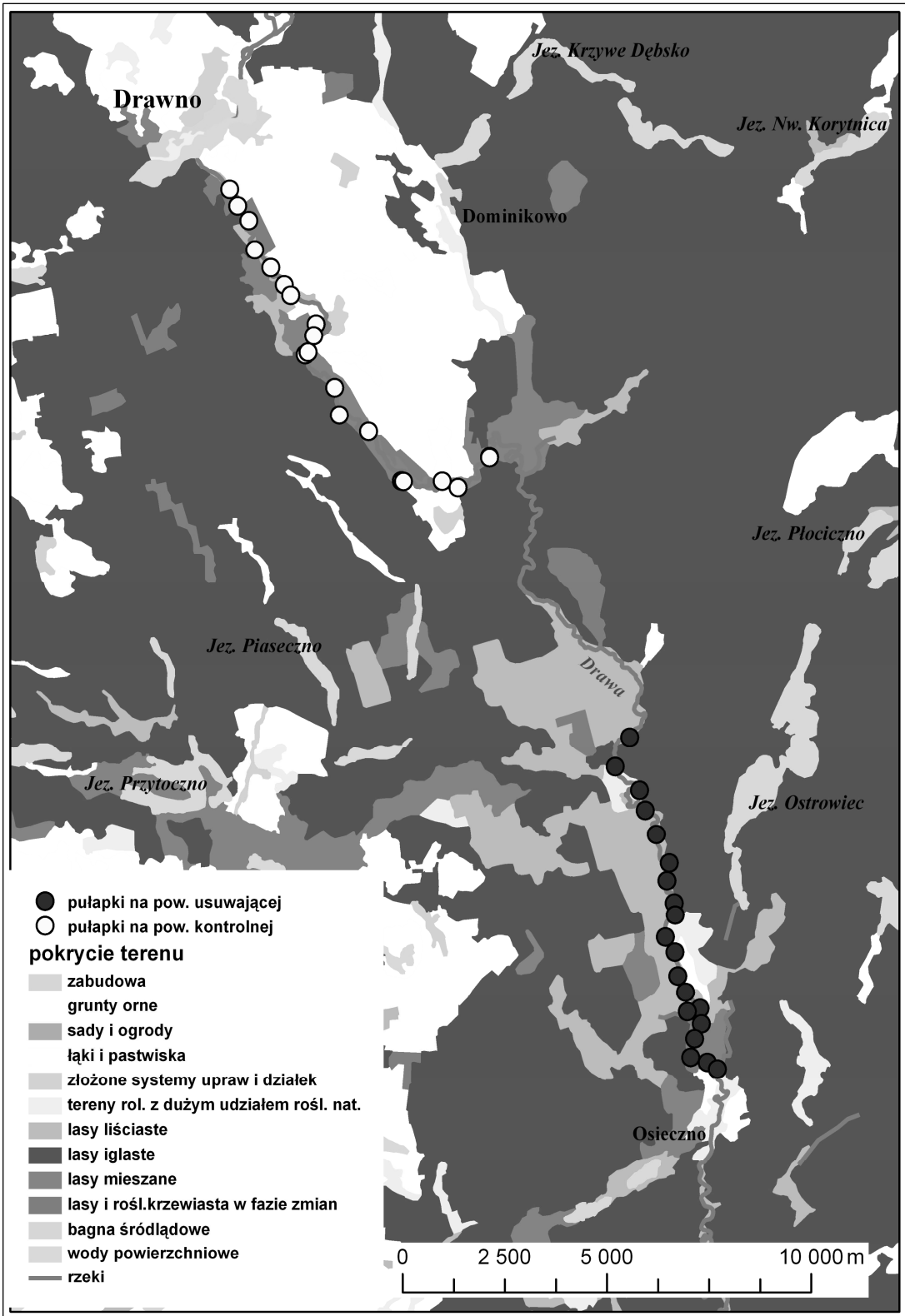
- r – procentowy udział poszczególnych typów środowisk,
- p – odsetek nerek odłowionych w poszczególnych typach środowisk.

Wskaźnik ten przyjmuje wartości od 1 (środowisko silnie preferowane) do 1 (środowisko unikane), wartości wskaźnika zbliżone do zera wskazują, że norki użytkują środowisko proporcjonalnie do jego dostępności.

Analiz statystycznych dokonano za pomocą programu Statistica 9.0 PL.

WYNIKI BADAŃ

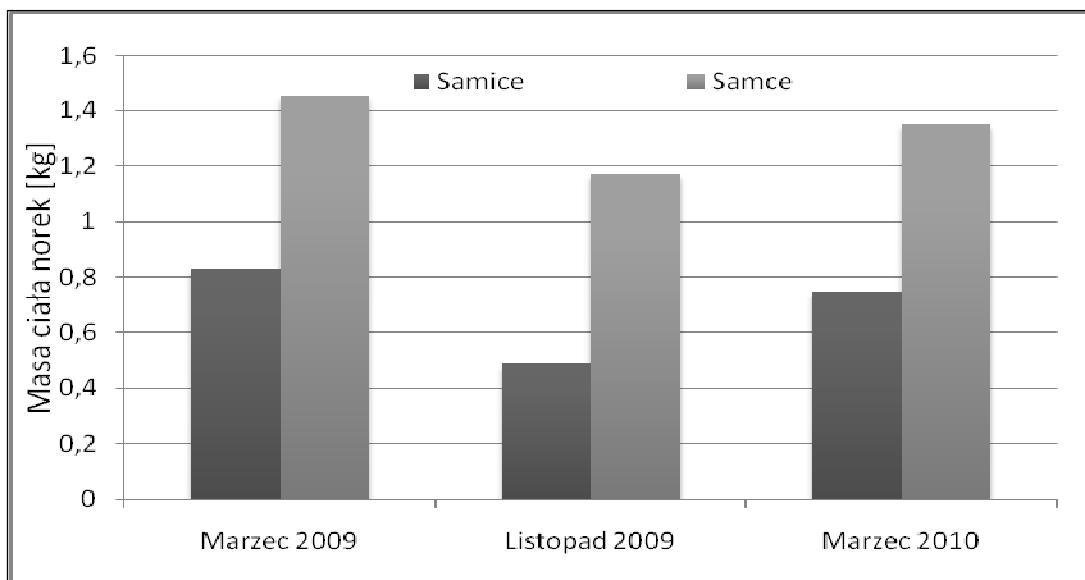
W 2009 i 2010 roku odłowiono w sumie 29 nerek (11 na powierzchni kontrolnej i 18 na powierzchni eksperymentalnej). Zagęszczenie nerek na obu powierzchniach było zróżnicowane. Odnotowano prawie dwukrotnie wyższe zagęszczenie na powierzchni eksperymentalnej niż kontrolnej – odpowiednio 2,5 osobników/10 km ciek i 4,3 osobników/10 km (tab. 1). Stosunek łowności samców do samic wynosił 3,2:1. Spośród odłowionych nerek chwymano zdecydowanie mniej osobników młodych (do 1 roku życia) – 31%, niż osobników starszych (powyżej 1 roku życia) – 69%. Samce, ważące średnio 1,35 kg, były większe od samic, które ważyły średnio



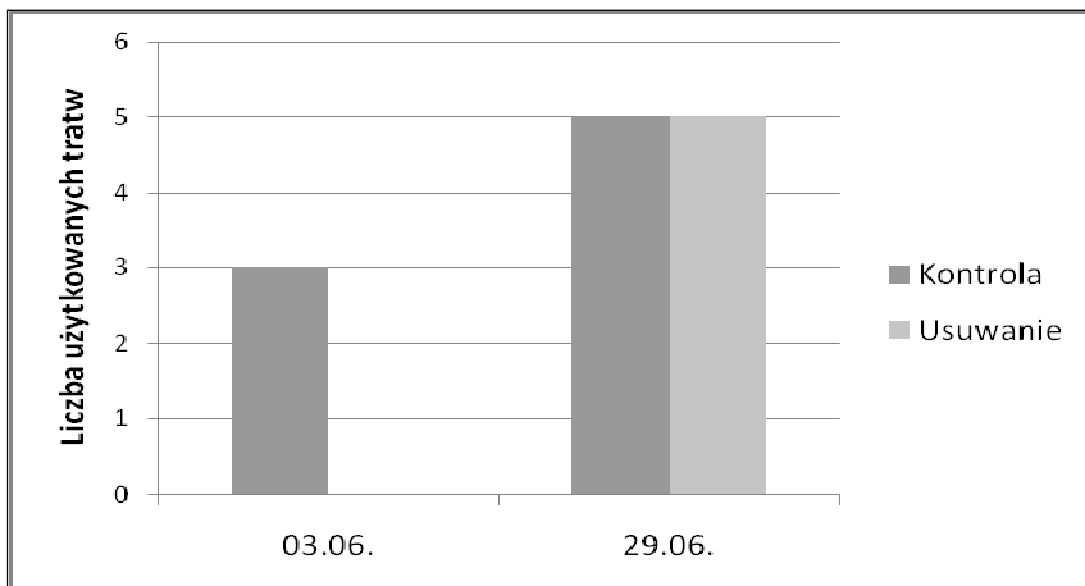
Ryc. 1. Obszar objęty działaniami projektu z uwzględnieniem typu siedlisk i rozmieszczeniem pułapek

Tab. 2. Liczba odłowionych norek i ich zagęszczenie w Drawieńskim PN na dwóch badanych powierzchniach

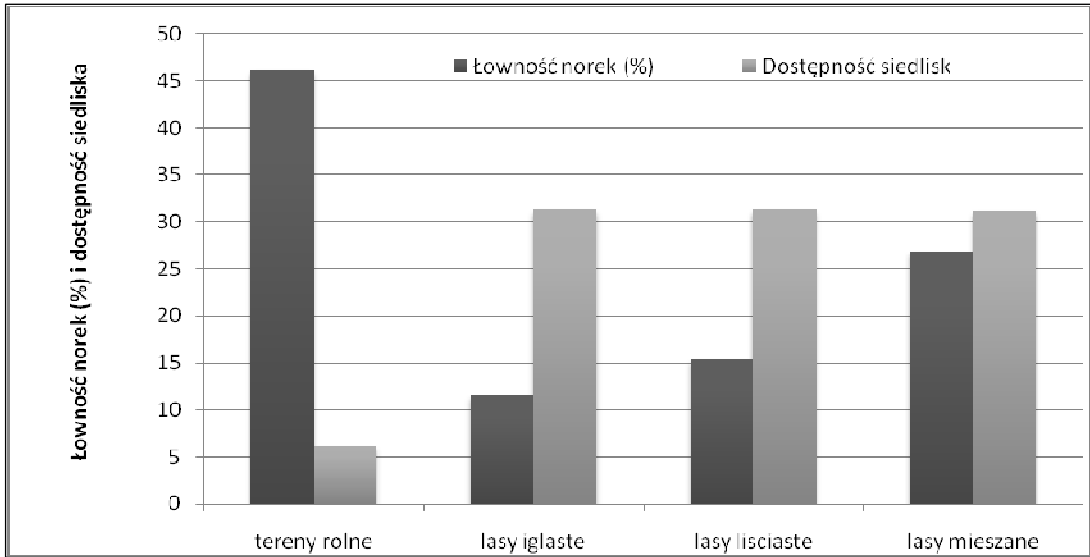
| Sezon | KONTROLA | | | | USUWANIE | | | |
|---------------|----------|-----|-----|------------------------------|----------|-----|-----|------------------------------|
| | N norek | M | F | zagęszczenie os./10 km cieku | N norek | M | F | zagęszczenie os./10 km cieku |
| Marzec 2009 | 6 | 6 | 0 | 4,0 | 8 | 5 | 3 | 6,0 |
| Listopad 2009 | 3 | 2 | 1 | 2,0 | 3 | 3 | 0 | 2,0 |
| Marzec 2010 | 2 | 2 | 0 | 1,4 | 7 | 5 | 2 | 5,0 |
| Średnie | 3,6 | 3,3 | 0,3 | 2,5 | 6,0 | 4,3 | 1,7 | 4,3 |



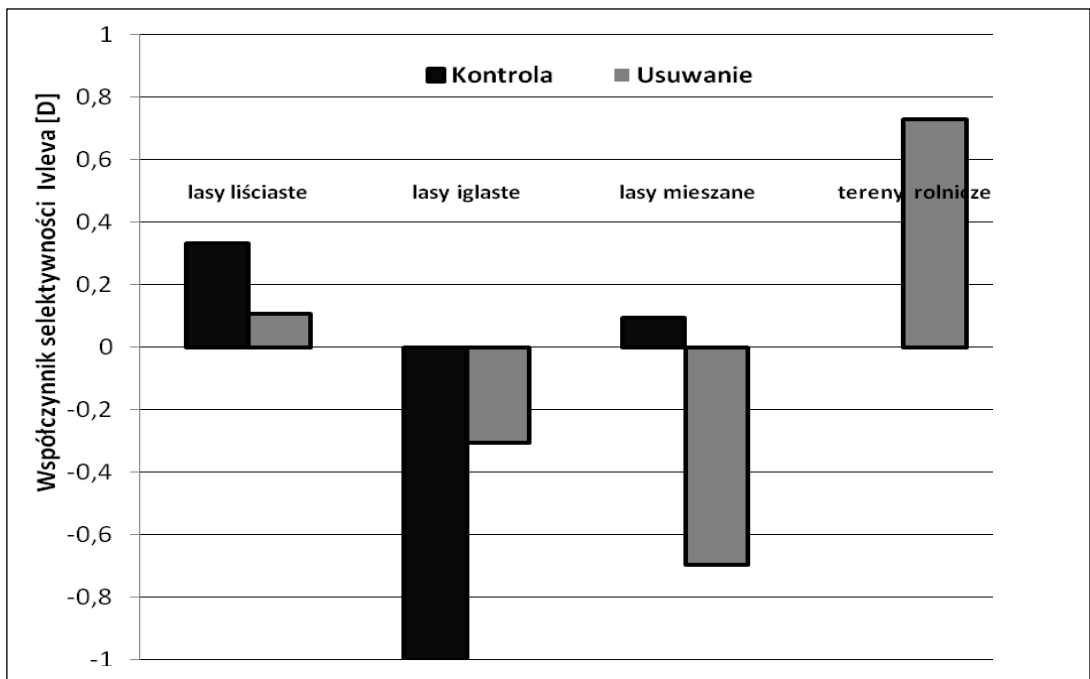
Ryc. 2. Zróżnicowanie mas ciała [kg] norki w 3 sezonach łownych z uwzględnieniem płci



Ryc. 3. Wykorzystywanie tratw przez norkę amerykańską na dwóch powierzchniach badawczych



Ryc. 4. Łowność norek [%] w różnych typach środowisk w stosunku do dostępności tych siedlisk na badanych powierzchniach



Ryc. 5. Preferencje środowiskowe norki w DPN z podziałem na powierzchnię kontrolną i eksperymentalną amerykańską (Fot. A. Niemczynowicz)

0,71 kg (Test t Studenta, $t = -5,097$, $N = 29$, $p < 0,001$). Stwierdzono także występowanie wyraźnego dymorfizmu płciowego w długości ciała samic i samców. Długość tułowia samców wahała się od 38,5 do 46,0 cm (średnio 42,43 cm), natomiast samic od 30,5 do 37,0 cm (średnio 32,25 cm). Stwierdzono jednocześnie nieistotny statystycznie spadek masy ciała sam-

ców jesienią w porównaniu z masą ciała osobników odłowionych wiosną w roku 2009 i 2010 (ANOVA, $F = 2,6876$, $p = 0,117$) (ryc. 2). Może to być spowodowane małą próbą pozyskaną wiosną. Przeprowadzenie odłowu w kolejnym sezonie pozwoli na wyciągnięcie dokładniejszych wniosków.

Tropy norek pozostawione na tratwach pod-

czas pierwszej kontroli były odnotowane na powierzchni kontrolnej, natomiast na powierzchni eksperymentalnej nie stwierdzono żadnego tropu, co świadczy o efektywności eliminacji norki. Jednak podczas ostatniej kontroli (29 czerwca) częstość stwierdzania tropów na obu powierzchniach była taka sama co pokazuje, że kolonizacja obszaru po usunięciu norek odbywa się bardzo szybko (ryc. 3). Ciekawą obserwacją potwierdzającą dużą mobilność norek jest fakt, iż osobnik odłowiony na powierzchni kontrolnej został następnego dnia ponownie schwytany na powierzchni eksperymentalnej w pułapkę oddaloną o 25 km.

Analizy środowiskowe wykonane przy użyciu bazy Corine 2000 wykazały, iż najwyższa łośność norek (7 osobników) była na terenach, na których pułapki rozstawione zostały na odcinkach rzeki sąsiadujących z terenami rolniczymi, natomiast najniższa (3 osobniki) w sąsiedztwie lasów iglastych. Przeliczono także łośność norek na poszczególnych obszarach (obszar wykorzystywany przez norki) w stosunku do dostępności tego obszaru (ryc. 3).

Najwięcej norek odłowiono nad brzegami Drawy sąsiadującymi z terenami rolniczymi z dużym udziałem roślinności naturalnej (46%) najmniej nad brzegami porośniętymi lasami iglastymi (12%). Norki preferowały odcinki Drawy sąsiadujące z terenami rolniczymi ($D = 0,629$) i łowiły się znacznie częściej w pułapki zlokalizowane na tych terenach w stosunku do ich dostępności na badanym obszarze (należy jednak wziąć pod uwagę niewielką liczbę pułapek na tych odcinkach). W mniejszym stopniu norki preferowały odcinki rzeki otoczone lasami liściastymi ($D = 0,19$) a unikały odcinków z lasami iglastymi i mieszanymi (odpowiednio $D = -0,46$ i $D = -0,34$). Preferencje środowiskowe norki amerykańskiej z uwzględnieniem podziału na dwie powierzchnie badawcze są porównywalne. Drapieżniki te silnie unikają cieków zlokalizowanych w pobliżu lasów iglastych, natomiast chętniej w sąsiedztwie z lasami liściastymi (ryc. 4).

WNIOSKI

Badania pozwoliły stwierdzić, że w Drawieńskim Parku Narodowym zagęszczenie norki amerykańskiej jest niskie. Wcześniejsze badania wykazały, że zagęszczenie populacji tego drapieżnika waha się w różnych środowiskach

od 1 do 15 osobników na 10 km brzegu rzeki lub jeziora. Na przykład w Puszczy Białowieskiej zagęszczenie norki amerykańskiej było stosunkowo niskie - 5 osobników/10 km rzeki, natomiast w Parku Narodowym "Ujście Warty", było trzykrotnie wyższe i dochodziło do 19 osobników/10 km². Wyliczone zagęszczenie norki amerykańskiej nad Drawą jest minimalnym zagęszczeniem, ponieważ należy przyjąć, że w ciągu 5 dni nie odłowiono wszystkich osobników. W czasie badań odłowiono więcej samców niż samic. Może to wynikać z dwóch faktów: (1) mniejszej przeżywalności samic i ich mniejszemu udziałowi w populacji lub (2) mniejszej łośności samic wynikającej z mniejszych arealów lub większej ostrożności (Buskirk 1989). Prawdopodobnie wyższa łośność samców, zwłaszcza wczesną wiosną, wynika głównie z biologii tego gatunku (Dustone 1993). W tym okresie samce przemierzają bardzo duże odległości w poszukiwaniu będących w rui samic.

Przeprowadzone badania wskazują na występowanie dymorfizmu płciowego u norki amerykańskiej, co jest cechą charakterystyczną tego gatunku. Norki zasiedlające DPN są większe niż norki zasiedlające obszary północno-wschodniej Polski. Większe rozmiary ciała mogą wynikać z przystosowania się norek do polowania na większe ofiary, jednak może być to również wynikiem dopływu większych osobników z ferm norek i ich hybrydyzacji z dzikimi osobnikami (Bowman i inni 2007, Zalewski i inni 2010). Analizy statystyczne nie wykazały spadku wielkości ciał norek w sezonie jesiennym, wynika to zapewne ze zbyt małej próby. Jesienny spadek wielkości ciał norek w populacji jest na ogół spowodowany większym udziałem osobników młodych, które nie zawsze uzyskują przed zimą rozmiary dojrzałych osobników. Fakt ten może wynikać z jesiennego przegęszczenia populacji lub z innych czynników środowiskowych. Wielkość osobników, szczególnie samic może mieć bezpośredni wpływ na liczbę młodych. Większe samice są w stanie wydać więcej potomstwa, co z kolei wpływa na reakcje kompensacyjną populacji norki amerykańskiej. Większa reprodukcja może negatywnie wpływać na możliwości ograniczenia liczebności.

Wstępne wyniki wskazują, że zabiegi ograniczania liczebności norki amerykańskiej prowadzone w Drawieńskim Parku Narodowym na 10 km odcinku rzeki przynoszą jedynie krótkoter-

minowy skutek. Liczba tropów na tratwach wzrastała w czasie kolejnych kontroli i w czerwcu liczba tratw odwiedzanych przez norkę na obu powierzchniach była taka sama. Wskazuje to, że norki są w stanie skolonizować odcinek Drawy, z którego usunięto osobniki w ciągu 3-4 miesięcy. Mimo to usuwanie nerek w marcu zmniejsza presję na ptaki wodne do czerwca, co może umożliwić wyprowadzenie przez nie łęgów.

Wstępne wyniki wskazują, że ograniczenie liczebności norki amerykańskiej w DPN jest uzależnione od wielkości powierzchni, na której będą prowadzone zabiegi regulacji liczebności. Wydaje się, że 10-kilometrowe odcinki są za krótkie, aby skutecznie eliminować tego drapieżnika. Nadal jednak należy określić parametry demograficzne populacji norki (reprodukcja i śmiertelność) wpływające na reakcje kompensacyjną norki w wyniku zabiegu ich usuwania. Prowadzenie działań zmierzających do ograniczenia liczebności norki amerykańskiej przynajmniej w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego daje szansę trwałego powodzenia. Przeprowadzony pilotażowy projekt pokazuje jednak, że skuteczna redukcja populacji wymaga przeprowadzenia usuwania na znacznie większym obszarze. Zainicjowanie w DPN metody monitorowania i usuwania drapieżników mogą być dalej prowadzone przez pracowników parku z wykorzystaniem metodyki zastosowanej w opisanych badaniach.

LITERATURA

Bartoszewicz M. & Zalewski A.; 2003; American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Słońsk Reserve, western Poland; *Folia Zoologica*; 52; 225-238

Bonesi L., Rushton S. P., Macdonald D. W. 200-7, Trapping for mink control and water vole survival; Identifying key criteria using a spatially explicit individual based model; *Biological Conservation*; 136; 636-650

Bowman, J., Kidd, A.G., Gorman, R.M. & Schulte-Hostedde, A.I. 2007; Assessing the potential for impacts by feral mink on wild mink in Canada; *Biological Conservation*, 139; 12-18

Brzeziński M. & Marzec M.; 2003; The origin, dispersal and distribution of the American mink *Mustela vison* in Poland; *Acta Theriologica*; 48; 505-514

Buskirk, S.W. & Lindstedt, S.L.; 1989; Sex biases in trapped samples of Mustelidae; *Journal of Mammalogy*; 70; 88-97

D'Antonio C.; Meyerson L. A.; Denslow J.; 2001; Exotic species and conservation. In: *Conservation Biology*; Soule M.E. & Orians G. H. (eds.); Island Press; pp. 59-80

Dustone N.; 1993; The mink. London: T&AD poyser Natural History; 1-232

Gosling L. M.; Backer S. J.; 1987; Planning and monitoring an attempt to eradicate coypus from Britain; *Symposium of the Zoological Society of London*; 58; 99-113

Jacobs J.; 1974; Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's selectivity index; *Oecologia* 14; 413-417

Lockwood J. L., Hoopes M. F., Marchetti M.P.; 2007; *Invasion Ecology*; Blackwell Publishing

Michalska – Padra A.; Brzeziński M.; Zalewski A.; Kozakiewicz A.; 2009; Genetic variability of Farel and ranch American mink (*Neovison vison*) in Poland; *Acta Theriologica*; 54; 1-10

Reynolds J.C., Short M. J., Leigh R. J.; 2004; Development of population control strategies for mink *Mustela vison*, using floating rafts as minitors and traps sites; *Biological Conservation*; 120; 533-543

Simberloff D.; 2003; How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology*; 17; 83-92

Zalewski A., Michalska – Padra A., Bartoszewicz M., Kozakiewicz M., Brzeziński M., 2010; Multiple introductions determine the genetic structure of an invasive species population: American mink (*Neovison vison*) in Poland; *Biological Conservation*; 143; 1355-1363

STRESZCZENIE

W pracy przedstawiono wyniki badań ekologicznych nad populacją norki amerykańskiej (*Neovison vison*) z terenu Drawieńskiego Parku Narodowego. Głównym celem prowadzonych badań było wykazanie możliwości ograniczenia liczebności populacji inwazyjnego gatunku drapieżnika na obszarach chronionych. Prace terenowe przeprowadzono w trzech 5-dniowych seriach odłowów (marzec i listopad 2009 oraz

marzec 2010). Odłowu dokonywano na dwóch powierzchniach badawczych: eksperymentalnej [PE] (na której norki były usuwane przez pracowników parku) oraz kontrolnej [PK] na której odławiano i znakowano norki. Do odłowu stosowano pułapki żywołowne, które były rozstawiane nad brzegami Drawy. Złowione osobniki poddawano narkozie i znakowano oraz mierzono i ważono. Ponadto w badaniach zastosowano tzw. tratwy (10 na PK i 10 na PE) służące do monitoringu liczebności populacji norki oraz określenia efektywności przeprowadzonego wcześniej usuwania zwierząt.

W 2009 i 2010 roku odłowiono w sumie 29 norek (11 na PK i 18 na PE). Stosunek łowności samców do samic wynosił 3.2:1. W DPN średnia masa ciała samców i samic wynosiła odpowiednio 1,35 kg i 0,76 kg. Natomiast całkowita długość ciała 61,9 cm i 52,4 cm. Stwierdzono niskie zagęszczenie norek 2,5 osobnika/10 km cieku na PK i nieco wyższe 4,3 osobnika/10 km na PE. Analizy środowiskowe wykonane przy użyciu bazy Corine 2000 wykazały, iż najwyższa łowność norek (46%) była na terenach, na których pułapki rozstawione zostały wzdłuż odcinków rzeki zlokalizowanych w sąsiedztwie terenów rolniczych z dużym udziałem roślinności naturalnej ($D = 0,69$), natomiast najniższa (12%, $D = -0,46$) w sąsiedztwie lasów iglastych. Ponadto, liczba stwierdzonych tropów na tratwach 6 miesięcy po usunięciu norek na PE w DPN była porównywalna z liczbą tropów stwierdzonych na PK, co świadczy o szybkiej rekolonizacji badanego odcinka Drawy. Uzyskane wstępne wyniki wskazują na konieczność kontynuowania badań w celu stworzenia programu usuwania, monitorowania i kontrolowania populacji inwazyjnych drapieżników na terenach chronionych.

ZOOPLANKTON WYBRANYCH JEZIOR DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO, JAKO WSKAŹNIK ICH STANU TROFICZNEGO

ZOOPLANKTON OF SELECTED LAKES OF THE DRAWA NATIONAL PARK AS AN INDICATOR OF THEIR TROPHIC STATUS

Słowa kluczowe: zooplankton, jezioro, trofia

Key words: zooplankton, lake, trophy

Summary: We studied pelagic zooplankton in three lakes located within the Drawa National Park, i.e. lake Płociowe, lake Piaseczno Duże, and lake Czarne. The aim of the study was to determine trophic status parameters for the lakes.

The studies were carried out in 2007 and 2008. Samplings took place in spring, summer, and autumn, using a 5 dm³ volume "Toń-2" pelagic sampler. Zooplankton-based trophic status indices were based on summer samples. During the samplings, we also measured Secchi depth, temperature and dissolved oxygen content in the entire water column, as well as pH at the surface and near the bottom.

In all the studied lakes we found 69 taxa, including 43 rotifers, 18 cladocerans, and 8 copepods. Most were identified to the level of species. The following 10 taxa were present at all the lakes: *Keratella cochlearis cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Ascomorpha ecaudis*, *Synchaeta pectinata*, *Asplanchna* sp., *Conochilus unicornis*, *Filinia major*, *Collotheca* sp., *D. hyalina*, *Bosmina coregoni*, *B. longirostris*, and *Leptodora kindtii*. The highest number of taxa (52) were found in lake Płociowe (33 rotifers, 15 cladocerans, and 4 copepods). The poorest in this respect was lake Czarne, in which 32 taxa were identified (21 rotifers, 8 cladocerans, and 3 copepods). Interestingly, we found a rare in Poland copepode in lakes Piaseczno Duże and Czarne, *Hetercope appendiculata*. The species is considered a relict and susceptible to pollution, which makes it an indicator for mesotrophic waters.

WPROWADZENIE

Zooplankton, jako zespół składający się w znacznej mierze z roślinożerców, może być czułym wskaźnikiem trofii zbiorników wodnych. Analiza składu taksonomicznego oraz struktury zagęszczenia i biomasy tej grupy jest często wykorzystywana zarówno do oceny aktualnego stanu środowiska, jak i zmian zachodzących w dłuższym okresie czasu (Widuto 1976, Karabin, Ejsmont-Karabin 1991, Szlauer 1996, Paturej 2006). Opracowane wskaźniki zooplanktonowe pozwalają też na poznanie w badanym zbiorniku zjawisk, które trudno uchwycić wy-

łącznie na podstawie analizy chemicznej (Karabin 1985). Jest zatem wysoce uzasadnione prowadzenie tego typu badań, zwłaszcza na terenach cennych przyrodniczo. Do takich z pewnością należy Drawieński Park Narodowy, na którego terenie znajduje się 20 jezior, wśród których na specjalną uwagę zasługują zbiorniki nieprzepływowe, stanowiące odizolowane ekosystemy, bardzo zróżnicowane pod względem powierzchni, objętości i charakteru ekologicznego. Ich cechą wspólną, oprócz izolacji jest brak antropopresji. Miały zatem możliwość zachowania w większości swojego pierwotnego stanu. Dotyczy to zarówno właściwości wód, jak i zespołów organizmów żywych, zasiedlających

poszczególne zbiorniki.

Celem niniejszej pracy było zbadanie składu jakościowego, liczebności i biomasy zooplanktonu oraz określenie na tej podstawie stanu troficznego trzech nieprzepływowych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego: Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne.

MATERIAŁ I METODY

Teren badań

Wszystkie trzy badane jeziora leżą we wschodniej części Parku, a główną część ich zlewni stanowią lasy. Podstawowe dane morfometryczne zbiorników umieszczono w tabeli 1.

Jezioro Płociowe, wysunięte najbardziej na północ, charakteryzuje się wydłużonym kształtem i stosunkowo słabo rozwiniętą linią brzegową. Jest rozciągnięte południkowo. W środkowej części zbiornika znajdują się liczne przegłębienia. Brzegi, zwłaszcza wschodni, są stosunkowo wysokie i strome. Według badań z 1997 roku wody jeziora zakwalifikowano do II klasy czystości, a na podstawie wskaźników Carlsona (1977) zaliczono do zbiorników mezotroficznyc (Piotrowicz i in. 1998).

Jezioro Piaseczno Duże jest jednym z większych zbiorników na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego. Kształt masy jest owalny, lekko wydłużony południkowo. W północnej części jeziora znajduje się niewielka wyspa, oraz mała, silnie wypłycona zatoka. Według badań z 1997 roku wody jeziora zakwalifikowano do I klasy czystości, a na podstawie wskaźników Carlsona (1977) zaliczono do zbiorników mezotroficznyc (Piotrowicz i in. 1998).

Jezioro Czarne jest położone w południowej części Parku, w znacznym obniżeniu terenowym. Kształt masy jest regularny, owalny, lekko wydłużony południkowo. Linia brzegowa słabo

rozwinięta. Znaczna głębokość, niewielkie rozmiary oraz położenie w obniżeniu terenu sprawiają, iż jest to zbiornik meromiktyczny (Kraska 1997). Strefa miksolimnionu, według badań autorów, sięga do głębokości 21 m. Wyniki badań z 1997 roku pozwoliły zakwalifikować wody jeziora do II klasy czystości, a analiza wskaźników Carlsona (1977) do zbiorników mezotroficznyc (Piotrowicz i in. 1998).

Metodyka

Badania na jeziorze Płociowe prowadzono w latach 2006–2007, natomiast na jeziorach Piaseczno Duże i Czarne w latach 2007–2008.

Stanowiska badawcze wyznaczono na każdym zbiorniku w punkcie o największej głębokości. Próby zooplanktonu pelagicznego pobierano za pomocą czerpacza Toń-2 o pojemności 5 dm³, od powierzchni do dna co 1m i cedzono przez siatkę o boku oczka 0,05 mm. Równolegle pobierano próby jakościowe. Pionowy rozkład temperatury i tlenu rozpuszczonego w całym pionie wody mierzono za pomocą tlenomierza mikrokomputerowego CO-315. Przezroczystość wody mierzono krążkiem Secchi'ego. Znalezione organizmy oznaczano za pomocą kluczy Kutikovej (1970), Flössnera (1972), Kiefera (1978), Voigta i Koste (1978) oraz Einslego (1996). Próby ilościowe przeliczane były wg metody Hensena (Starmach 1955). W przypadku prób o bardzo małym zagęszczeniu zooplanktonu przeliczano całą ich objętość. Uzyskany wynik przeliczano na osobniki · dm⁻³. Biomasa została policzona w oparciu o przeliczniki długości i masy (Starmach 1955, Radwan i in. 2004). Pomiarów liczonych organizmów dokonano za pomocą licencjonowanego programu Multi Scan v.4.0 firmy CSS. Dla prób letnich wyliczono również stosunek biomasy do zagęszczenia B/Z.

W celu oceny trofii, dla prób z okresu letniego

Tab. 1. Podstawowe dane morfometryczne badanych jezior (wg Romanowicz i Szyper 1998)

| | Powierzchnia [ha] | Głębokość maksymalna [m] | Głębokość średnia [m] |
|----------------|------------------------------|-------------------------------------|----------------------------------|
| Płociowe | 35,3 | 25,0 | 10,3 |
| Piaseczno Duże | 58,7 | 25,9 | 7,6 |
| Czarne | 19,6 | 29,0 | 11,2 |

wyliczono wartości wskaźnika TSI_{SD} (Carlson 1977) oraz wskaźników zooplanktonowych Karabina (1985).

WYNIKI BADAŃ

Ze względu na dużą liczbę danych, w niniejszej pracy skupiono się na wynikach ze wspólnego dla wszystkich trzech jezior roku 2007.

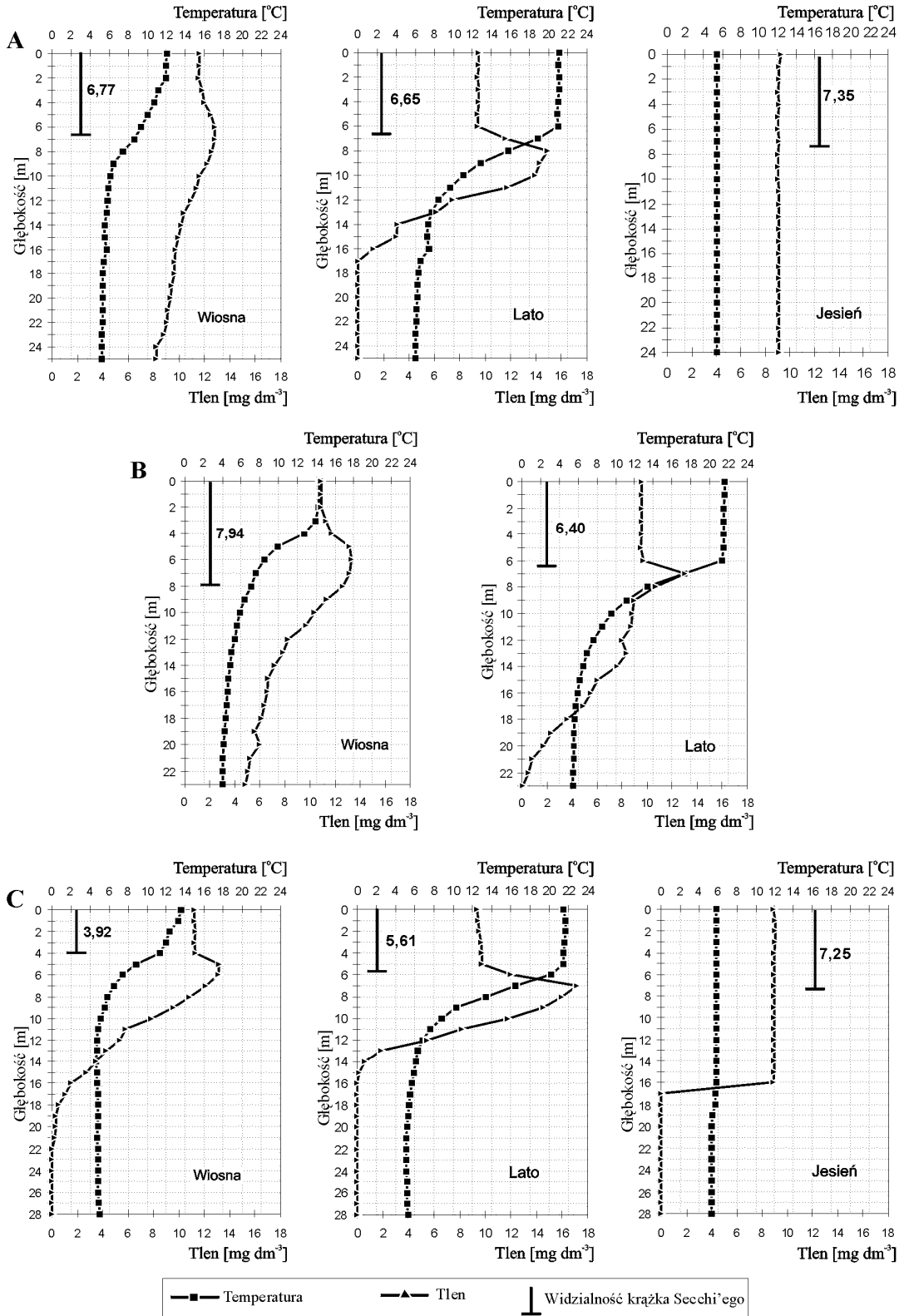
Pionowy rozkład temperatury i tlenu oraz widzialność krążka Secchi'ego przedstawiono na ryc. 1. W jeziorach Płociowe i Piaseczno Duże był on bardzo podobny. Wiosną najwyższą zawartość tlenu rozpuszczonego zanotowano w obu jeziorach na głębokościach od 5 do 8 m, przy czym nieco wyższe wartości wystąpiły w Piasecznie Dużym. Również warstwy przydenne były nasycone tlenem. W jeziorze Płociowym przy samym dnie zanotowano $8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Latem warstwa epilimnionu w obu tych zbiornikach sięgała 6 m głębokości, najwyższą zawartość tlenu stwierdzono w warstwie termokliny. Poniżej stężenie tlenu rozpuszczonego stopniowo malało. W jeziorze Płociowym całkowity brak tlenu wystąpił poniżej 16 m głębokości. Lepsza sytuacja była natomiast w Piasecznie Dużym, gdzie dopiero w dwumetrowej warstwie naddennej stężenie tlenu spadło poniżej $1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Nieco inna sytuacja wystąpiła w jeziorze Czarnym. Pomiary pionowego rozkładu tlenu rozpuszczonego potwierdziły meromiktyczny charakter zbiornika. Pomiar jesienny wykazał, że wymieszanie wód wystąpiło do głębokości 16 m, jednak wyniki z wiosny wykazały śladowe ilości tlenu na 21 m głębokości, można zatem przyjąć, że strefa miksolimnionu sięga do tej głębokości. Latem warstwa epilimnionu w jeziorze Czarnym była nieznacznie płytsza niż w Płociowym i Piasecznie Dużym i sięgnęła 5 m.

Widzialność krążka Secchi'ego w niemal wszystkich przypadkach przekroczyła 5 m. Tylko na jeziorze Czarnym, wiosną, z powodu zakwitów *Dinobryon divergens* oraz zielenic z grupy Volvocales, zanotowano 3,92 m, co jednak, według wskaźnika Carlsona (1977) również klasyfikuje zbiornik jako mezotroficzny. Najwyższą wartość widzialności krążka Secchi'ego – 7,94 m – zanotowano wiosną na Piasecznie Dużym. Warto zwrócić uwagę na dużą przezroczystość wody we wszystkich zbiornikach w okresie letnim. Świadczy to o utrzymującej się, niskiej trofii badanych jezior.

W zooplanktonie badanych jezior znaleziono ogółem 69 taksonów, w tym 43 Rotatoria, 18 Cladocera i 8 Copepoda. Większość z nich oznaczono do gatunku. Skład zooplanktonu pelagicznego badanych zbiorników przedstawiają tabele 2 i 3. Jest on zbliżony do wyników z 1997 roku (Romanowicz 1998), a większość stanowią gatunki powszechnie występujące na terenie Polski Najbogatsze pod względem bioróżnorodności było jezioro Płociowe. Stwierdzono w nim 52 taksony w jeziorze Płociowym (33 Rotatoria, 15 Cladocera i 4 Copepoda). Najuboższe okazało się jezioro Czarne, w którym znaleziono 32 taksony (21 Rotatoria, 8 Cladocera i 3 Copepoda).

Analiza składu taksonomicznego zooplanktonu pozwala zauważyć silne zróżnicowanie tej grupy w trzech badanych jeziorach. Tylko 17 taksonów wystąpiło we wszystkich zbiornikach, w tym 12 Rotatoria (*Keratella cochlearis cochlearis*, *Keratella quadrata quadrata*, *Keratella hiemalis*, *Brachionus angularis*, *Kellicottia longispina*, *Ascomorpha ecaudis*, *Polyarthra dolichoptera*, *Synchaeta pectinata*, *Asplanchna sp.*, *Conochilus unicornis*, *Filinia maior* i *Collotheca sp.*) oraz 5 Cladocera (*Daphnia hyalina*, *Daphnia sp.*, *Bosmina coregoni longispina*, *Bosmina longirostris*, i *Leptodora kindtii*). Żaden z gatunków Copepoda nie był wspólny dla wszystkich jezior. Z kolei taksonów znalezionych wyłącznie na pojedynczych stanowiskach stwierdzono 24. Najwięcej takich gatunków (15) znaleziono w jeziorze Płociowym, najmniej natomiast było ich w jeziorze Czarnym (2). Należy jednak zwrócić uwagę, że część z nich są to typowe formy litoralowe, które sporadycznie pojawiają się w pelagialu, np.: *Trichotria tetractis*, *Monostyla lunaris*, *Lecane closterocerca*, *Acoperus harpae* czy *Simocephalus vetulus* (Flössner 1972, Radwan 2004). Na szczególną uwagę zasługuje fakt znalezienia w jeziorach Piaseczno Duże i Czarne bardzo rzadkiego gatunku Copepoda – *Heterocope appendiculata*. Jest to gatunek palearktyczny, występujący głównie w Europie północnej, w Polsce uznawany za reliktowy, wrażliwy na zanieczyszczenia i za wskaźnik niskiej trofii (Kiefer 1978). Nie został on znaleziony w próbach z roku 1997 (Romanowicz 1998), podobnie jak inny skorupiak, przedstawiciel Cladocera – drapieźny *Bytotrephes longimanus*, który również uznawany jest za wskaźnik niskiej trofii (Flössner 1972). I w tym przypadku było to pierwsze stwierdzenie tego gatunku w jeziorach Drawieńskiego Parku Narodowego. Potwierdzono natomiast występowanie innego,



Ryc. 1. Pionowy rozkład temperatury [°C] i tlenu rozpuszczonego [mg · dm⁻³] oraz widzialność krążka Secchi'ego [m] w jeziorach Płociowe (A),

Tab. 2. Lista taksonów Rotatoria znalezionych w jeziorach Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne w roku 2007

| | Płociowe | | | Piaseczno Duże | | Czarne | | |
|--|----------|------|--------|----------------|------|--------|------|--------|
| | wiosna | lato | jesień | wiosna | lato | wiosna | lato | jesień |
| <i>Keratella cochlearis cochlearis</i> Gosse | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Keratella cochlearis tecta</i> Gosse | + | + | | | | | | |
| <i>Keratella quadrata quadrata</i> Müller | + | + | + | + | | + | + | + |
| <i>Keratella hiemalis</i> Carlin | + | + | + | + | | + | + | |
| <i>Brachionus angularis</i> Gosse | + | + | + | + | | + | + | + |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas | | + | + | + | | | | |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann | | | | | | | | + |
| <i>Brachionus urceolaris</i> (Müller) | | | | + | | | | |
| <i>Brachionus variabilis</i> (Hempel) | | | | + | | | | |
| <i>Plationus patulus</i> (Müller) | | + | | + | | | | |
| <i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg) | + | + | | + | | | | |
| <i>Kellicottia longispina</i> Kellicott | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Euchlanis deflexa</i> Gosse | | | | | | + | | |
| <i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg) | + | + | | | | | | |
| <i>Trichotria pocillum</i> (Müller) | + | + | | | | | | + |
| <i>Lecane luna</i> (Müller) | + | + | | | | | | |
| <i>Lecane closteroerca</i> (Schmarda) | | + | | | | | | |
| <i>Lecane bulla</i> (Gosse) | | | | | + | | | |
| <i>Monostyla lunaris</i> (Ehrenberg) | + | + | | | | | | |
| <i>Trichocerca Rousseleti</i> (Voigt) | | | | | + | | | |
| <i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof) | | + | | | | | | |
| <i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski) | | + | | | | | | |
| <i>Trichocerca pusilla</i> Laut. | | + | | | | | | |
| <i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal) | + | + | | + | + | | | |
| <i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty | + | + | + | + | + | | + | |
| <i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch | | | | + | | | | |
| <i>Ascomorpha sp.</i> Perty | | + | + | | | | | |
| <i>Gastropus stylifer</i> Imhof | + | + | + | | + | | | |
| <i>Polyarthra luminosa</i> (Kutikova) | | + | + | | | | + | |
| <i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson | + | + | + | + | | + | + | |
| <i>Polyarthra major</i> Burckhardt | | | | + | + | + | + | + |
| <i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin | | | | + | | | | |
| <i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof) | | + | + | + | + | | | |
| <i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Asplanchna sp.</i> Gosse | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Pompholyx sulcata</i> Hudson | + | + | + | | | | | |
| <i>Conochilus unicornis</i> Rousselet | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Conochiloides natans</i> (Seligo) | + | + | + | + | | + | | |
| <i>Filinia maior</i> Colditz | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Filinia terminalis</i> (Plate) | | | | | + | + | | + |
| <i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg) | | + | + | | | + | | + |
| <i>Collotheca sp.</i> Harring | + | + | + | + | + | | + | |
| Rotatoria n.d. | + | + | + | | | + | + | |
| Razem taksonów Rotatoria | 23 | 33 | 21 | 23 | 15 | 16 | 15 | 13 |

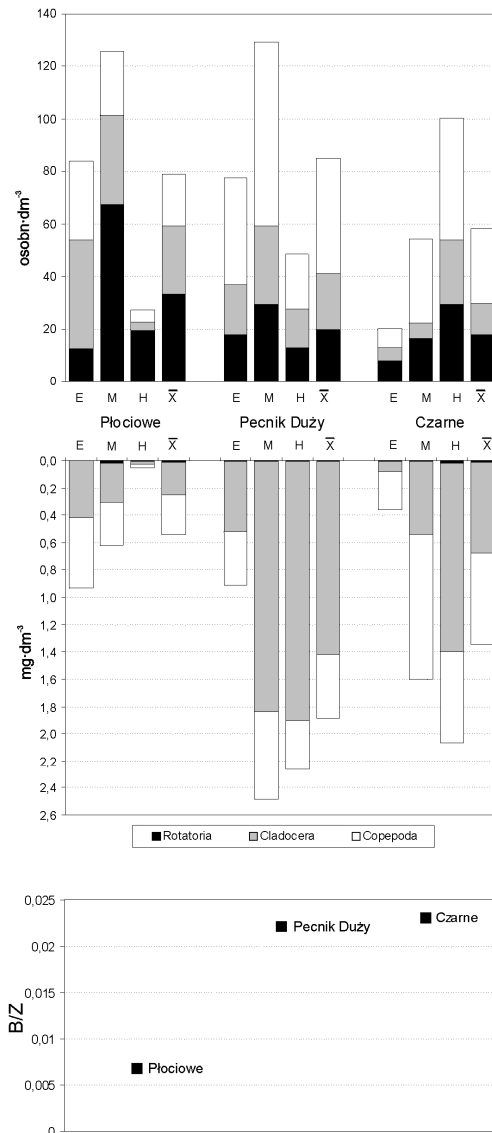
Tab. 2. Lista taksonów Rotatoria znalezionych w jeziorach Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne w roku 2007 (c.d.)

| | Płociowe | | | Piaseczno Duże | | Czarne | | |
|---|----------|------|--------|----------------|------|--------|------|--------|
| | wiosna | lato | jesień | wiosna | lato | wiosna | lato | jesień |
| Cladocera | | | | | | | | |
| <i>Daphnia longispina</i> O.F.M. | | | | | + | + | | |
| <i>Daphnia hyalina</i> Leydig | | + | | + | + | + | + | + |
| <i>Daphnia cucullata</i> Sars | + | + | + | | + | | | |
| <i>Daphnia sp.</i> O.F.M. | | + | + | | + | + | | |
| <i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F.M. | | + | + | + | | | | |
| <i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars | | + | + | | + | | | |
| <i>Ceriodaphnia sp.</i> Dana | + | + | + | | | | | |
| <i>Bosmina coregoni longispina</i> Leydig | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Bosmina longirostris</i> O.F.M. | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Alona affinis</i> Leydig | | + | | | | | | + |
| <i>Alonella nana</i> Baird | | + | + | | | | | |
| <i>Chydorus sphaericus</i> O.F.M. | + | + | + | + | + | | | |
| <i>Acoperus harpae</i> (Baird) | + | + | + | | | | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liéven | + | + | + | | + | | | |
| <i>Simocephalus vetulus</i> O.F.M. | + | + | | | | | | |
| <i>Sida cristallina</i> O.F.M. | | | | | + | | | |
| <i>Bytotrephes longimanus</i> Leydig | | | | | + | | + | |
| <i>Leptodora kindti</i> Focke | | + | | | + | | + | |
| Razem taksonów Cladocera | 8 | 15 | 11 | 5 | 12 | 5 | 5 | 4 |
| Copepoda | | | | | | | | |
| <i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus) | + | + | | | | | | |
| <i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars) | | | | + | + | | | |
| <i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus) | + | + | | | + | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> Sars | | | | | | + | + | |
| <i>Cyclops abyssorum</i> Sars | | + | + | + | + | | | |
| <i>Heterocope appendiculata</i> Sars | | | | + | + | | + | |
| <i>Eudiaptomus gracilis</i> Sars | | | | + | + | + | + | + |
| <i>Eudiaptomus graciloides</i> (Lilljeborg) | + | + | + | | | | | |
| Razem taksonów Copepoda | 3 | 4 | 2 | 4 | 5 | 2 | 3 | 1 |
| Razem taksonów zooplanktonu | 34 | 52 | 34 | 32 | 32 | 23 | 23 | 18 |

wskaźnikowego gatunku Copepoda – *Cyclops scutifer* (Kiefer 1978, Einsle 1996, Primicerio 2000), który jednak został znaleziony wyłącznie w jeziorze Czarne.

Analiza struktury zagęszczenia i biomasy letniego zooplanktonu wykazuje znaczne różnice między badanymi jeziorami. Najwyższym, śred-

nim zagęszczeniem i biomasą charakteryzował się zooplankton jeziora Piaseczno Duże – 85,2 osobn. · dm⁻³ i 1,89 mg · dm⁻³. Najniższe średnie zagęszczenie stwierdzono w jeziorze Czarnym (58,3 osobn. · dm⁻³), a najniższą biomasę w Płociowym (0,54 mg · dm⁻³). Najwyższe koncentracje zooplanktonu w jeziorach Płociowym i Pia-



Ryc. 2. Zagęszczenie [osobn. · dm⁻³] i biomasa [mg · dm⁻³] Rotatoria, Cladocera i Copepoda w poszczególnych warstwach wody oraz stosunek biomasy do zagęszczenia [B/Z] w jeziorach Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne, podczas stagnacji letniej w 2007 roku

seczno Duże wystąpiły w warstwie metalimnionu, w Czarnym natomiast w hypolimnionie (ryc. 2).

Stosunek zagęszczenia do biomasy najwyższą wartość osiągnął w jeziorze Czarnym – 0,023, a nieco mniejszy w Piasecznie Dużym – 0,022. Te stosunkowo wysokie wartości spowodowane były przede wszystkim znaczącym udziałem w zooplanktonie dużych Cladocera (głównie *Daphnia hyalina*) oraz obecnością wspomnianie-

go, dużego przedstawiciela Copepoda – *Heterocope appendiculata*. Wyraźnie najniższą wartość wskaźnik ten osiągnął w jeziorze Płociowym, gdzie wyniósł on 0,007 (ryc. 2). Jest to mniej niż zanotowano w eutrofizującym się jeziorze Pełcz (Piasecki i Wolska 2007). Również w eutroficznym, płytkim jeziorze Gardno notowano na ogół wyższe wartości tego wskaźnika (Paturej 2006). Zjawisko „zmniejszania się” zooplanktonu jest uznawane za jeden wskaźników eutrofizacji (Karabin 1985, Gliwicz i Lampert 1993), ale może się również przyczyniać do jej przyspieszenia ze względu na możliwość zintensyfikowania procesów cyrkulacji fosforu w zbiorniku przez drobne organizmy (Ejsmont-Karabin i in. 2004). Nie ma jednak dowodów na takie tendencje, gdyż ich wykazanie wymagałoby porównania z wynikami z innych lat, co jest niemożliwe ze względu na brak danych.

Powyższe obserwacje w przypadku jeziora Płociowego nie znajdują jednak potwierdzenia w wartościach wskaźnika TSI_{SD}, opartego na widzialności krążka Secchi’ego, które według Carlsona (1977) odpowiadają mezotrofii (tab. 4.). Wskaźnik ten, przez Karabina (1985) uznany za najbardziej uniwersalny, stosowany jest powszechnie zarówno na głębokich zbiornikach stagnujących, jak i płytkich polimiktycznych i zazwyczaj jego wskazania pokrywają się ze wskaźnikami zooplanktonowymi (Karabin i Ejsmont-Karabin 1991, Szlauer 1996, Szlauer 1999, Paturej 2006). W przypadku jeziora Czarne wszystkie wskaźniki wskazują jednoznacznie na mezotrofię, natomiast w Piasecznie Dużym i Płociowym tylko w dwóch przypadkach zanotowano wartości wskazujące na mezoeutrofię. Warto jednak zauważyć, że w żadnym z nich nie są to wartości skrajne, bliskie eutrofii.

PODSUMOWANIE

Przedstawione w pracy wyniki badań zooplanktonu, wykazały duże zróżnicowanie, zarówno składu jakościowego, jak i struktury ilościowej tej formacji w poszczególnych zbiornikach. Jednocześnie wskazują na dobry stan wód trzech badanych jezior Drawieńskiego Parku Narodowego. Z wyjątkiem meromiktycznego Czarne, pozostałe jeziora, w ciągu wiosny i jesieni mieszają się do dna, a zawartość tlenu wiosną w tej strefie przekracza 4 mg · dm⁻³. Niepokoń budzi jednak zaobserwowane zjawisko szybkiego zużywania się tlenu w hypolimnionie

Tab. 4. Wskaźniki trofii jezior Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne w roku 2007: TSI_{SD} (Carlson 1977), udział procentowy formy „tecta” w zespole *Keratella cochlearis* (% „tecta”), zagęszczenie *Rotatoria* (osobn. · dm^{-3}), udział procentowy zespołu II w całkowitej biomasy *Rotatoria* (% zespołu II *Rotatoria*), stosunek biomasy *Cyclopoida* do biomasy *Cladocera* ($B_{Cy}:B_{Cl}$), udział procentowy *Cyclopoida* w biomasy *Crustacea* (% *Cyclopoida* w $B_{Crust.}$), udział procentowy zespołu II w całkowitej biomasy *Crustacea* (% zespołu II *Crustacea*) oraz zakresy wartości wskaźników dla poszczególnych typów troficznych jezior wg Karabina [1985]

| Wskaźniki | Płociowe | Piaseczno Duże | Czarne | Zakresy wartości wskaźników dla poszczególnych typów troficznych jezior | | | |
|-----------------------------------|----------|----------------|--------|---|---------------|----------|------------|
| | | | | Mezotrofia | Mezo-eutrofia | Eutrofia | Politrofia |
| TSI_{SD} | 33 M | 33 M | 29 M | <45 | 45-55 | 55-65 | >65 |
| % „tecta” | 0 M | 0 M | 0 M | 0-5 | 5-20 | 20-60 | >60 |
| Zagęszczenie <i>Rotatoria</i> | 12,6 M | 17,7 M | 7,9 M | <400 | 400-2000 | | >2000 |
| % zespołu II <i>Rotatoria</i> | 0 M | 0 M | 0 M | <10 | 10-90 | >90 | |
| $B_{Cy}:B_{Cl}$ | 0,5 M-E | 0,2 M-E | 0,1 M | <0,2 | 0,2-0,8 | >0,8 | - |
| % <i>Cyclopoida</i> w B_{Crust} | 22 M-E | 12,4 M | 0,3 M | <15 | 15-30 | >30 | - |
| % zespołu II <i>Crustacea</i> | 6,74 M | 40,5 M-E | 0 M | <25 | 25-60 | >60 | - |

M – mezotrofia, M-E – mezo-eutrofia, E – eutrofia, P – politrofia

jeziora Płociowego. Jako przyczynę takiego stanu rzeczy można wykluczyć zbyt duże zagęszczenie drobnych plankterów w dolnych warstwach wody, ponieważ w przypadku Płociowego zarówno zagęszczenie, jak i biomasa zooplanktonu w hypolimnionie była najniższa ze wszystkich jezior. Fakt ten powinien zatem zostać wyjaśniony w odrębnych badaniach.

Badane jeziora charakteryzowały się bardzo dużą przezroczystością wody. W okresie letnim widzialność krążka Secchi'ego w żadnym ze zbiorników nie spadała poniżej 5,5 m, co jest ważnym wskaźnikiem niskiej produkcji w epilimnionie.

Bardzo istotnym symptomem dobrego stanu wód badanych jezior jest obecność rzadkich organizmów wskazujących na niską trofię. Były to: z *Rotatoria* – *Gastropus stylifer*, z *Cladocera* – *Daphnia hyalina* i *Bytotrephes longimanus*, a z *Copepoda* – *Heterocope appendiculata* i *Cyclops scutifer*.

Według wskaźników zooplanktonowych Karabina (1985) wszystkie trzy jeziora, mimo letnich deficytów tlenu przy dnie, wykazują cechy mezotrofii.

LITERATURA

- Carlson R.E.; 1977; A trophic state index for lake; *Limnology and Oceanography*; 22; 361-369
- Einsle U.; 1996; *Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. Guides to identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*; No 10; SPB Academic Publishing bv Amsterdam; pp. 83
- Ejsmont-Karabin J., Gorelysheeva Z., Kalinowska K., Węgleńska T.; 2004; Role of zooplankton (Ciliata, Rotifera and Crustacea) in phosphorus removal from cycling: lakes of the River Jorka watershed (Masuria Lake-land, Poland); *Polish Journal of Ecology*; 52; 3; 275-248
- Flössner D.; 1972; *Die Tierwelt Deutschlands. 60 Tiel. Krebstiere, Crustacea. Kiemen-Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura*; VEB Gustaw Fischer Verlag; Jena; pp. 501
- Gliwicz Z.M., Lampert W.; 1993; Body size

- related survival of cladoceraans in a trophic gradient: An enclosure study; Arch. Hydrobiol.; 129; 1-23.
- Karabin A.; 1985; Pelagic zooplankton (Rotatoria + Cladocera) variation in the process of lake eutrophication, I. Structural and quantitative features, Ekologia Polska; 33; 4; 567-616
- Karabin A., Ejsmont-Karabin J.; 1991; Structure, dynamics and distribution of zooplankton, and its many-year changes in the Wigry Lake; Ekologia Polska, 39; 3; 357-375.
- Kiefer F., Fryer G.; 1978; Das Zooplankton der Binnengewässer, 2 Teil Freilebende Copepoda; Stuttgart. pp. 380
- Kutikova L.A.; 1970; Kolovratki fauny SSSR (Rotatoria); „Nauka”; Leningrad; pp. 744
- Paturej E.; 2006; Assessment of the trophic state of the coastal Lake Gardno based on community structure and zooplankton-related indices; Electronic Journal of Polish Agricultural Universities; Vol.9; Issue 2
- Piasecki W.G., Wolska M.; 2007; Pelagic zooplankton as an indicator of Lake Pełcz (Westpomerania, Poland) trophic state. Limnological Review 7; 4; 209-214
- Primicerio R.; 2000; Seasonal Changes in Vertical Distribution of Zooplankton in an Oligotrophic, Subarctic Lake (Lake Takvatn, Norway); Limnologica 30 (2000); 301-310
- Radwan S.; 2004 (red.); Wrotki (Rotifera). Fauna słodkowodna Polski; 32.; Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne; Uniwersytet Łódzki. Oficyna Wydawnicza Tercja; Łódź; 1-146
- Romanowicz W.; 1998; Zróżnicowanie jakościowe i ilościowe zooplanktonu jezior Drawieńskiego Parku Narodowego; Zakład Ochrony Wód UAM w Poznaniu; Poznań (maszynopis)
- Romanowicz W., Szyper H.; 1998; Opisy zlewni jezior Drawieńskiego Parku Narodowego; Zakład Ochrony Wód UAM w Poznaniu; Poznań (maszynopis)
- Starmach K.; 1955; Metody badania planktonu; PWRiL; Warszawa; pp. 135
- Szlauer B.; 1996; Zooplankton Jeziora Głębokiego jako wskaźnik trofii tego zbiornika; Zesz. Nauk AR Szczec.; 171; 19-34
- Szlauer B.; 1999; Zooplankton-based assessment of the lake Miedwie (North-western Poland) trophic status; Electronic Journal of Polish Agricultural Universities; Vol.2; Issue 1
- Voigt M., Koste W.; 1978; Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. T.: I und II, Gebrüder Borntraeger; Berlin, Stuttgart; pp. 673
- Widuto J.; 1976; Zmiany w zespole skorupiaków planktonowych jako wskaźnik cofania się eutrofizacji jeziora Kortowskiego; Archiwum Ochrony Środowiska; 2; 187-200

STRESZCZENIE

Badano zooplankton pelagiczny trzech jezior położonych w obrębie Drawieńskiego Parku Narodowego: Płociowe, Piaseczno Duże i Czarne. Celem badań było poznanie bioróżnorodności, zagęszczenia i biomasy tej formacji oraz wyznaczenie wskaźników troficznych dla zbiorników.

Badania prowadzono w latach 2006-2008. Próby pobierano wiosną, latem i jesienią. Narzędziem połowowym był czerpacz Toń-2 o pojemności 5 dm³. Zooplanktonowe wskaźniki stanu troficznego wyznaczono na podstawie prób letnich. Podczas pobierania prób mierzono także widzialność krążka Secchi'ego, temperaturę i zawartość tlenu rozpuszczonego w całym pionie wody oraz pH przy powierzchni i przy dnie.

Ogółem we wszystkich zbiornikach stwierdzono występowanie 69 taksonów, w tym 43 Rotatoria, 18 Cladocera i 8 Copepoda. Większość oznaczono do gatunku. Najwięcej taksonów (52) znaleziono w jeziorze Płociowym (33 Rotatoria, 15 Cladocera i 4 Copepoda). Najuboższe pod tym względem było jezioro Czarne, w którym znaleziono 32 taksony (21 Rotatoria, 8 Cladocera i 3 Copepoda). Na szczególną uwagę zasługuje fakt obecności w jeziorach Piaseczno Duże i Czarne rzadkiego w Polsce gatunku Copepoda – *Heterocope appendiculata*. Jest to gatunek uznawany za reliktowy i wrażliwy na zanieczyszczenia, a przez to za wskaźnikowy dla wód mezotroficznych.

Alfred Rösler, Mariusz Chmal

Stacja Hydrologiczna w Radzynie, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Oddział w Poznaniu

e-mail: sh.radzyn@imgw.pl

KOREKTA OPADU W BILANSIE WODNYM

PRECIPITATION CORRECTION IN WATER BALANCE

Słowa kluczowe: deszczomierz, opad wskaźnikowy, korekta opadu, bilans wodny jeziora

Key words: precipitation gauge, reference precipitation, precipitation correction, lake water balance

Summary: The paper summarizes a 30 year period of comparative measurements of reference precipitation (measured with Hellman rain gauge placed 1 m above the ground surface). Two correction coefficients were used:

- due to the elevation of precipitation gauge orifice at 1m above the ground surface (standard elevation in meteorological station network);
- due to systematic and random errors in measurements caused by external factors.

The results include the averaged values of total correction (%) for monthly and seasonal values and values for hydrological winter and summer seasons and hydrological year.

WPROWADZENIE

Bilans wodny jeziora składa się z kilku składowych, które grupujemy w składowe „przychodu” i w składowe „rozchodu” równe algebraicznej sumie retencji jeziornej. Po stronie przychodu jedną ze składowych jest opad. Podstawowym przyrządem do pomiaru opadu jest deszczomierz Hellmanna usytuowany 1 metr nad gruntem. Mimo starań badaczy zawsze pozostają znaki zapytania, co do wielkości pomierzonych składowych bilansu. Przykładem może być właśnie pomiar opadu, zagadnienie jego korekty i pojęcie opadu „rzeczywistego”. W literaturze polskiej pojawiły się już pierwsze prace o bilansie wodnym jezior lub zlewni, w których uwzględniono opad skorygowany: Gutry-Korycka (1978), Mikulski 2000. Kiedy tą składową zmienimy, tzn. powiększymy o korektę, wtedy o taką samą wartość powiększa się parowanie tereno- we.. W swoim artykule podsumował ten problem Mikulski (2000), podając przykłady liczbowe. I tak bilans wodny Polski w różnych latach przedstawiał się następująco (wg zależności: Opad = Odpyw + Parowanie):

Atlas hydrologiczny Polski (1986)

608 = 164 + 444 mm (opad bez korekty),

Z. Mikulski (2000)

630 = 192 + 438 mm (opad bez korekty),

Z. Mikulski (2000)

750 = 192 + 558 mm (opad z korektą + 19 %).

METODY

Gdy na szerszą skalę zaczęto opracowywać bilanse wodne, w których poszczególne składowe były mierzone oddzielnie, równanie bilansowe nie zawsze udawało się „zamknąć”, ponieważ pojawiało się zjawisko większego parowania (Rösler 1998). Analizując poszczególne składowe bilansu w zakresie dokładności pomiarów i obliczeń, hydrologicy doszli do wniosku, że standardowe wyniki opadu są zaniżone. Istniejąca już dość bogata literatura tego zagadnienia wskazuje, że opad zmierzony na wysokości 1 m jest mniejszy o ok. 20 % od opadu docierającego do powierzchni gruntu. Przyczynami tego zjawiska są wg Byczkowskiego (1996):

- straty wody na zwilżanie zbiornika i wewnętrznej części odbiornika deszczomierza;
- straty wody opadowej na parowanie z deszczomierza;

- omijanie deszczomierza przez część kropli deszczu lub śnieżynek wywołane zakłóceniami pola wiatru przez deszczomierz (tzw. efekt Jevonsa);
- wywiewanie lub nawiewanie śniegu do cylindra deszczomierza;
- rozprysk kropel deszczu na pierścieniu deszczomierza.

Różna jest waga powyższych przyczyn, do najważniejszych zalicza się jednak wpływ wiatru (korekta aerodynamiczna). Podjęte badania i obserwacje pozwoliły określić wielkość korekty w procentach. Zestawienie wielkości korekty wg niektórych autorów w półroczu zimowym i letnim przedstawia tab.1.

Tab. 1. Wielkość procentowa korekty opadu wg różnych autorów

| Autor | Półrocze | | Okres badań |
|--------------------------------------|------------|--------------------|-------------|
| | zimowe [%] | letnie [%] | |
| Molga (1951) | 20 | 11 | 1 |
| Chomicz (1976) | 25 | 18 | 2 |
| Jaworski (1979) | | 22 | 8 |
| Bac (1982) | 55! | 17 | 10 |
| Kowalczyk, Ujda (1987) | 18 | 8 | 6 |
| Suligowski, Krupa-Marchlewska (1993) | b.d. | 20 | 1 |
| Kędziora (1995) | 20 | 10 [rok 12 %] * | b.d. |
| Rösler (1998) | 22 | 12 [rok 16 %] | 10 lat |

* - dla Wielkopolski

Powyższe wyniki uzyskano w różnym okresie pomiarów, zawsze jednak było to porównanie deszczomierzy usytuowanych standardowo na wysokości 1 m nad gruntem i na poziomie

„zero”, oraz przyjmowano różne wielkości poprawki instrumentalnej na adhezję, czyli zwilżenie ścianek deszczomierza i wewnętrznego zbiorniczka.

W Radzynie systematyczne badania nad opadem prowadzono w latach 1976–2005. Przede wszystkim ustawiono deszczomierz Hellmanna na poziomie gruntu i otoczono go kratą przeciwrzobrygową (inaczej tzw. „kratą WMO”). Użytkowano w ten sposób wielkość korekty opadu związaną z wiatrem, ponadto wprowadzono poprawkę na tzw. niedomiar instrumentalny, która wg Baca (1982) wynosi minimum 0,2 mm na dobę opadu. W literaturze niemieckiej wielkość niedomiaru instrumentalnego szacuje się na 0,26 mm (Karbaum, 1968). W Radzynie taką samą wielkość poprawki (0,2 mm) przyjęto także dla opadu typu [0,0], czyli opadu, który wystąpił ale był niemierzalny. W omawianym tu trzydziestoleciu, średnio w roku opad tego typu wystąpił 43 razy, czyli były to ok. 4 przypadki na miesiąc. Tego typu opady najczęściej nie są prezentowane w zestawieniach pluwiometrycznych. Natomiast opadów 0,1 mm/doba i powyżej było średnio w roku 167 dni, czyli 14 w miesiącu.

WYNIKI

Uśrednione wyniki z trzydziestolecia pomiarów porównawczych przedstawia tabela 2.

Widoczna jest zmienność wielkości korekty w półroczu zimowym i letnim oraz w poszczególnych miesiącach. Najwyższa ma miejsce zimą (w styczniu wynosi 25%) najniższa latem (w sierpniu wynosi 7,8%). Ostatecznie, suma roczna opadu skorygowanego jest większa o 80 mm od zmierzonego i wynosi 619 mm. W tabeli 2 warto odnieść się jeszcze do poz. 2, czyli wielkości łącznej poprawki, która po rozdzieleniu wskazuje iż w ciągu roku:

- ze względu na położenie deszczomierza po-

Tab. 2. Uśrednione wyniki parowania z trzydziestolecia pomiarów porównawczych

| | XI | XII | I | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IX | X | XI-IV | V-X | ROK |
|--------|------|-----|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|-------|-----|------|
| 1 (mm) | 38 | 39 | 36 | 30 | 38 | 35 | 49 | 59 | 78 | 64 | 41 | 32 | 216 | 323 | 539 |
| 2 (%) | 18,4 | 25 | 18,4 | 12,2 | 9 | 14,6 | 20,4 | 11,1 | 14,8 | 20,5 | 23,3 | 17,1 | 11,9 | 7,8 | 15,6 |
| 3 (mm) | 45 | 47 | 45 | 37 | 45 | 41 | 55 | 66 | 85 | 69 | 47 | 37 | 260 | 359 | 619 |

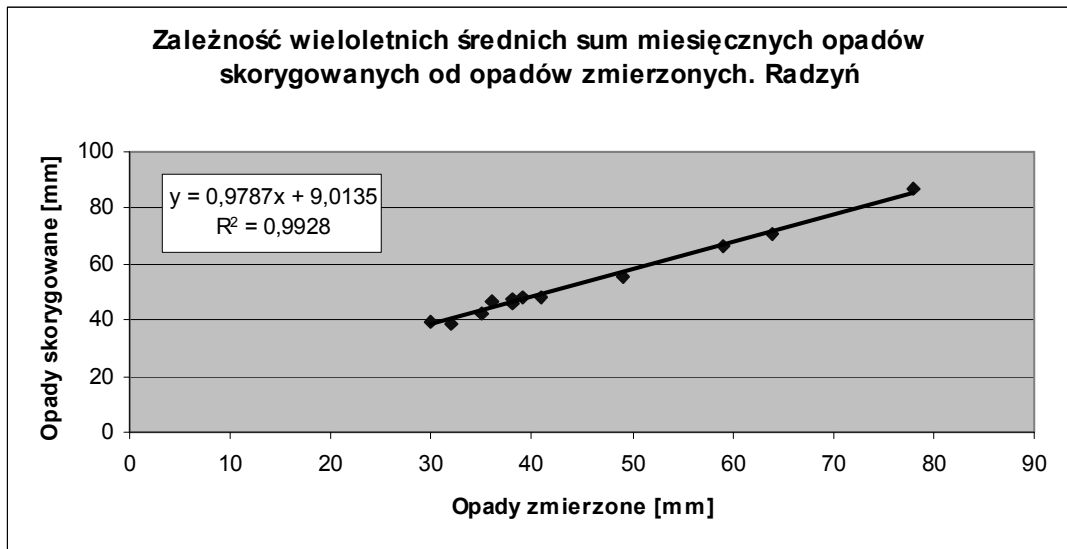
1 – opad na wys. 1 m;

2 – wielkość łącznej poprawki:

a) ze względu na położenie deszczomierza;

b) ze względu na niedomiar instrumentalny;

3 – opad skorygowany.



Ryc. 1. Zależność wieloletnich sum miesięcznych opadów skorygowanych od opadów zmierzonych na stacji w Radzynie

prawka wynosi 7% i zwiększa opad zmierzony o 38 mm (48%);

- ze względu na niedomiar instrumentalny poprawka wynosi 7,8% i zwiększa opad o 42 mm (52%).

Taki stosunek poprawek a/b równy 48%/52% odnosi się też do półroczy hydrologicznych, natomiast w poszczególnych miesiącach i porach roku jest bardziej zróżnicowany i nie oscyluje wokół 50%. Z kolei poprawkę na adhezję, licząc 42 mm, można rozdzielić na pochodzącą z opadów typu [0,0] i wynosi ona 8,6 mm, natomiast poprawka z opadów typu [0,1 i powyżej] wynosi 33,4 mm.

Poprawka roczna uśredniona z 30. lecia (1976-2005) wynosząca 14,8% w poszczególnych latach waha się od 19,7% (1978) do 11,1 (2002).

Zależność wieloletnich średnich sum miesięcznych opadów skorygowanych (P) od opadów zmierzonych (wskaźnikowych – P1) poddano analizie regresji liniowej i uzyskano wzór z parametrami współczynnika i stałej regresji [$y = 9,0135 + 0,9787x$], co przedstawiono na rycinie 1. Określono też współczynnik determinacji [$r^2 = 0,9928$] i współczynnik korelacji [$r = 0,996$], które jak widać okazały się wysokie.

DYSKUSJA

W literaturze hydrologicznej opad standardowy na wysokości 1 m bywa nazywany wskaźnikowym (Jaworski 1979) lub klimatycznym, na-

tomiast po korekcie opadem skorygowanym, mocno zbliżonym do rzeczywistego. Rzeczywistych wielkości opadu, docierającego do powierzchni gruntu, mimo starań i ciągłych udoskonaleń metod pomiarowych, nie udaje się określić dokładnie. Z tego powodu niektórzy autorzy (Jaworski 1979, Kędziora 1995, Lenart 1980) proponują:

- opad standardowy zmierzony na wysokości 1 m nazywać wskaźnikowym i określać symbolem P1;
- opad zmierzony na powierzchni gruntu określać symbolem P0;
- opad P0 poprawiony dodatkowo współczynnikiem na adhezję nazywać skorygowanym i określać symbolem P.

Chociaż wydaje się, że omówiona tu korekta opadu standardowego znacznie zbliża tą składową bilansu wodnego do wartości rzeczywistej, to zagadnieniem w zasadzie nie zajmują się klimatolodzy, dla nich opadem do porównań jest opad zmierzony na wys. 1 m.

Korekta opadu wydaje się być jednak ważna w obliczeniach bilansu wodnego jezior lub zlewni. Hydrologi zawsze starają się każdą składową bilansu wodnego pomierzyć oddzielnie, największy kłopot nadal jest z zasilaniem i odpływem podziemnym. Te składowe ciągle wyliczamy z różnicy bilansowej. Jeżeli we wzorze bilansu wodnego po stronie PRZYCHODU przyjmujemy opad zmierzony, to składowa zasilania podziemnego będzie większa, natomiast po korekcie opadu składowa ta zmniejszy się.

Na przykładzie Jeziora Sławskiego wygląda to następująco:

Wzór bilansu wodnego:

$$\text{PRZYCHÓD} - \text{ROZCHÓD} = \text{RETENCJA}$$

$$[P + H_{dp} + \Delta h_g] - [E + H_o + \Delta h'_g] = R$$

gdzie:

- P – opad;
- H_{dp} – dopływ powierzchniowy;
- Δh_g – dopływ podziemny;
- E – parowanie;
- H_o – odpływ powierzchniowy;
- Δh'_g – odpływ podziemny;
- R – retencja.

Przykład z opadem wskaźnikowym (539 mm):
po stronie PRZYCHODU roczne sumy składowych będą następujące:

$$[539 + 2\ 076 + 606] = 3221$$

Przykład z opadem skorygowanym (619 mm):

po stronie PRZYCHODU roczne sumy składowych zmieniły się następująco:

$$[619 + 2\ 076 + 526] = 3221$$

Natomiast po stronie ROZCHODU roczne sumy składowych w obydwu przypadkach będą takie same:

$$[631 + 2450 + 138] = 3219$$

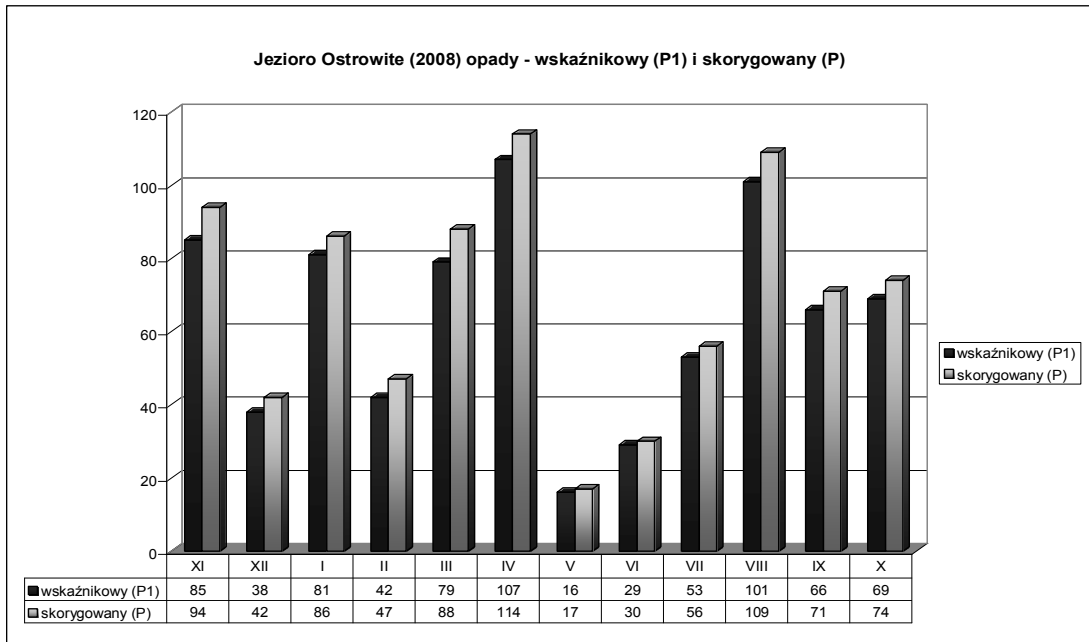
Uwagi:

- 1) przykłady dotyczą przeciętnego roku hydrologicznego;
- 2) retencja (R) wyniosła 2 mm;
- 3) liczby w nawiasach kwadratowych oznaczają grubość warstw poszczególnych składowych bilansu wodnego Jeziora Sławskiego w mm (wg Rösler i in. 2007).

Przedstawiona tu korekta opadu jest także ważna w przypadku bilansowania emisji zanieczyszczeń atmosferycznych, gdyż wielkość opadu wpływa na ich stężenie. Utarty w literaturze pogląd o korekcie opadu wielkości ok. 20% jest zbyt ogólny, z doświadczeń w Radzynie wynika, iż odnosi się raczej do półrocza zimowego, w

Tab. 3. Wielkość poprawki w (%) do korekty opadu dla klimatycznych pór roku

| Zima | Wiosna | Lato | Jesień | Półrocze zimowe | Półrocze letnie | Rok |
|--------|--------|---------|--------|-----------------|-----------------|------|
| XII-II | III-V | VI-VIII | IX-XI | XI-IV | V-X | |
| 22,9 | 15,6 | 9,4 | 16,2 | 20,4 | 11,1 | 14,8 |



Ryc. 2. Porównanie opadu wskaźnikowego i skorygowanego w rejonie jeziora Ostrowite

półroczu letnim wartości są wyraźnie mniejsze. Zaleca się stosowanie do korekty opadu współczynników miesięcznych, ewentualnie sezonowych, które dla poszczególnych klimatycznych pór roku zostały ujęte w tabeli 3.

Jezioro Ostrowite

Wyniki badań nad korektą opadu w Radzynie są obecnie wykorzystywane do bieżących obliczeń bilansu wodnego jezior, będących w sieci jezior bazowych i bilansowych służby limnologicznej IMGW. Dotyczy to m.in. jeziora Ostrowite (DPN). W przypadku tego jeziora stacją opadową wykorzystywaną do obliczeń bilansowych jest Kamienna k/Głuska. Procentowe, miesięczne poprawki w zakresie położenia deszczomierza wykorzystywane są z Radzyna, natomiast poprawka na adhezję (0,2) może się różnić od wartości z Radzyna w zależności od ilości dni z opadem – (0,0) i (0,1 i więcej) w Kamiennej. Wg powyżej opisanej metodyki korekty opadu w przypadku jeziora Ostrowite (dane za rok 2008) są następujące:

- opad wskaźnikowy $P_1 = 766$ mm,
- opad skorygowany $P = 828$ mm.

Jak widzimy opad skorygowany jest większy od zmierzony o 62 mm (poprawka całkowita wynosi 8 %) i ta powiększona wartość brana jest do obliczeń bilansu wodnego jeziora Ostrowite. Histogram opadów zmierzonych i skorygowanych w 2008 r. na stacji Kamienna prezentuje rycina 2. Rok 2008 charakteryzował się małymi poprawkami – dla Radzyna wyniósł 11,5%. Na innych stacjach opadowych (15) branych pod uwagę do obliczeń bilansu wodnego jezior współczynnik korekty wahał się w przedziale od 8 do 12%.

LITERATURA

- Stachy J. (red.); 1986; Atlas hydrologiczny Polski; T. II; z. 2; IMGW; Wydawnictwo Geologiczne Warszawa
- Bac S.; 1982; Agroklimatyczne podstawy melioracji wodnych w Polsce; PWRiL; Warszawa
- Byczkowski A.; 1996; Hydrologia; T. II; Wyd. SGGW; Warszawa
- Chomicz K.; 1976; Opady rzeczywiste w Polsce (1931–1960); Przegł. Geofiz., R. XXI (XXIX); z. 1
- Gutry-Korycka M.; 1978; Parowanie terenowe w Polsce (1931 – 1960); Przegł. Geofiz. R. XXIII (XXXI); z. 4
- Jaworski J.; 1979; Rzeczywisty a wskaźnikowy opad atmosferyczny w zlewni Górnej Wilgi; Przegł. Geofiz.; Roczn. XXIV (XXXII); z. 3 – 4; s. 281–292
- Karbaum H.; 1969; Der Niederschlag als Wasserhaushaltsgrosse. Abhandl. des Meteor. Dienst. DDR; Akad. Verl.; nr 86; T. XI; Berlin
- Kędziora A.; 1995; Podstawy Agrometeorologii; PWRiL Poznań; s. 153 – 154
- Kowalczyk S. Ujda K.; 1987; Pomiar porównawcze opadów atmosferycznych; Mat. Bad.; Seria: Meteorologia; nr 14; IMGW Warszawa
- Lenart W.; 1980; Zarys problematyki opadu rzeczywistego; Przegł. Geogr.; z. 3–4
- Mikulski Z.; 2000; Rozwój badań bilansu wodnego i próba jego oceny w XX w. w Polsce; Wiadomości IMGW; T. XXIII (XLIV); z. 2; Warszawa.
- Molga M.; 1951; O wpływie wysokości umieszczenia deszczomierza na wielkość opadów atmosferycznych, Gazeta Obserwatora PIHM, z. 10.
- Rösler A., 1998, Korekta opadu wskaźnikowego (na przykładzie stacji w Radzynie), [w:] Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geosystemów Polski, red. A. Kostrzewski, Szczecinek – Storkowo, 2 -4. IX. 1998, UAM Poznań.
- Rösler A. i in., 2007, Analiza zmian składowych bilansu wodnego jezior na przykładzie jeziora Sława,; Zadanie DS. – H 1 6B; IMGW; (maszynopis)
- Suligowski R., Krupa-Marchlewska J.; 1993; Ocena błęd pomiaru opadu deszczomierzem Hellmanna na podstawie badań specjalnych w Jarczewie; Gazeta Obserwatora IMGW; Warszawa; z. 2 -3

STRESZCZENIE

Praca jest podsumowaniem 30. letnich pomiarów porównawczych nad korektą opadu wskaźnikowego (mierzonego deszczomierzem Hellmanna na wys. 1 m nad gruntem). Zastosowano dwa współczynniki korekty:

- ze względu na umieszczenie wlotu deszczomierza na wysokości 1 m nad gruntem (standard na sieci stacji meteorologicznych);
 - ze względu na niedomiar instrumentalny.
- Uzyskano uśrednione wartości korekty całko-

witej (w %) dla poszczególnych miesięcy, dla klimatycznych pór roku, dla hydrologicznych półroczy: zimowego i letniego oraz dla roku.

Artur Silicki, Kinga Mazurkiewicz-Zapałowicz

Zakład Hydrobiologii, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

e-mail: asilicki@zut.edu.pl, kmazurkiewicz@zut.edu.pl

Jarosław Gancarczyk

Drawieński Park Narodowy

e-mail: jarek@dpn.pl

MIKOBIOTA JAKO POTENCJALNE ZAGROŻENIE DLA RYBOSTANU JEZIOR MARTA I SITNO

MYCOBIOTA AS A POTENTIAL THREAT TO FISH POPULATIONS OF LAKES MARTA AND SITNO

Słowa kluczowe: wodne mikrobiota, ryby, jezioro Marta i Sitno, Drawieński Park Narodowy

Key words: aquatic mycobiota, fish, Marta and Sitno lakes, Drawa National Park

Summary: In 2005-2007, we studied lakes Marta and Sitno located in the Drawa National Park to investigate into the presence of mycobiota species that might threat the fish communities of these bodies of water. Among 54 mycobiota species isolated from both lakes, 37 taxa are potentially pathogenic to fish and their eggs. Of these species, most common in both lakes were *Achlya americana*, *Saprolegnia ferax*, and *S. parasitica*, and, additionally in lake Sitno, *Achlya debaryana*. Due to the proven ability to produce acid and alkaline phosphatase, *Achlya americana*, *A. debaryana*, and *Saprolegnia monoica* cause the hydrolysis of the natural barriers that protect eggs, which may facilitate infection by other micro-organisms and necrotrophic parasites. Under such conditions, preventive measures taken by the Park's ichthyologists that involve monitoring of the lakes' physical and chemical status represent the only way to protect the populations of various fishes against infections by fungi-like organisms.

WPROWADZENIE

Wodne mikrobiota, czyli organizmy grzybopodobne (OGP) i grzyby właściwe stanowią istotne zagrożenie dla ryb i bezkręgowców wodnych, które przez całe życie wyekspozowane są na bezpośredni kontakt z tymi mikroorganizmami (Batko 1975, Czeczuga i Kiziewicz 1999, Czeczuga i in. 2002). Najbardziej poznana grupa patogennych hydromikrobiota to gatunki powodujące choroby ryb w stawach, basenach czy akwariach, gdzie ich obecność ma ścisły związek ze stratami ekonomicznymi ponoszonymi przez hodowców (Batko 1975, Ali 2007). Również z punktu widzenia funkcjonowania naturalnych ekosystemów wodnych występowanie tych drobnoustrojów, stwarza potencjalne zagrożenie dla zdrowotności wszystkich organizmów wodnych, a nierzadko zaburza równowagę ekolo-

giczną w zbiornikach. Dotyczy to masowego rozwoju zoopatogenicznych mikrobiota, które powodują epidemię najczęściej wśród osłabionych fizjologicznie żywicieli. Tak więc kumulacja niesprzyjających czynników fizykochemicznych i biologicznych w połączeniu z liczną grupą mikrobiota potencjalnie chorobotwórczych dla ryb, może doprowadzić do zaburzeń ilościowych i jakościowych w łańcuchach troficznych zbiorników wodnych. Stąd też w jeziorach Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym (DPN) podjęto badania pozwalające na poznanie takich gatunków mikrobiota, które w szczególnych warunkach mogą zagrażać zdrowotności ryb.

MATERIAŁ I METODY

Próby wody pobierano raz na kwartał w la-

tach 2005-2007 z jezior Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym, z 7. stałych punktów badawczych (wyznaczonych za pomocą GPS) (ryc. 1). Punkty te zlokalizowano w strefie litoralnej, gdzie występują optymalne warunki dla rozrodu i żerowania ryb. Próby wody do badań hydromikologicznych każdorazowo pobierano do sterylnych pojemników plastikowych o pojemności 500 ml. Dodatkowo na każdym stanowisku litoralowym zbierano martwe owady, ich larwy i wylinki oraz martwe ryby, skorupiaki i peryfiton. Mikrobiota izolowano bezpośrednio z zebranego substratu, a także w oparciu o hodowlę „na przynętach” (Batko 1975). W celu identyfikacji możliwie pełnego składu gatunkowego mikrobioty jako „przynęty” wykorzystano substraty pochodzenia roślinnego (nasiona sezamu i konopi, brązowe łuski cebuli) oraz zwierzęcego (wylinki węży i owadów, martwe owady, mięśnie i ikra ryb oraz martwe skorupiaki). Weryfikację taksonomiczną organizmów grzybopodobnych (OGP) i grzybów właściwych przeprowadzono w oparciu o cechy morfologiczno-anatomiczne zawarte w kluczach Skirgiełło (1954), Batko (1975), Riethmüller (2000), Khulbe (2001) i Johnson i in. (2002).

Częstość występowania gatunków obliczono wg wzoru:

$$F_i = \left(\frac{s}{S} \right) \cdot 100\%$$

Gdzie:

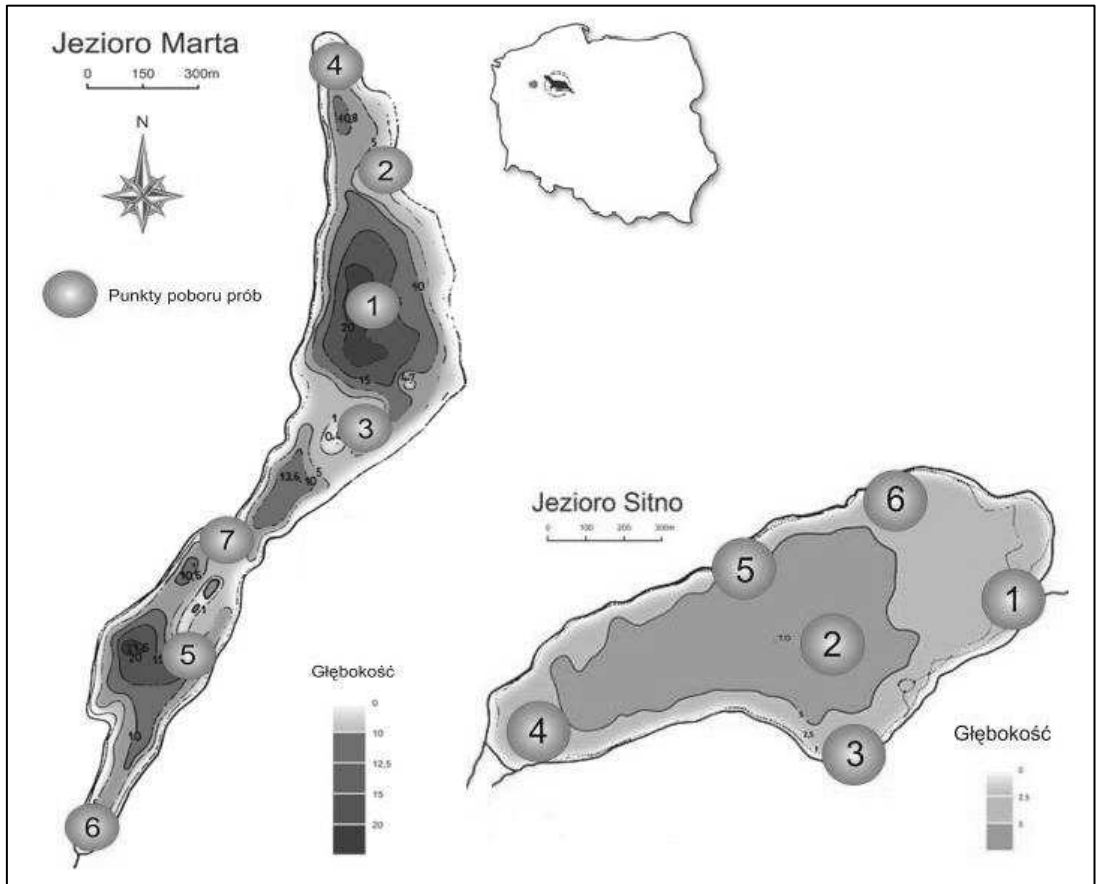
s – liczba stanowisk z i-tymi gatunkami

S – liczba wszystkich stanowisk

WYNIKI I DYSKUSJA

Z wód jezior Marta i Sitno w latach 2005–2007 wyizolowano łącznie 54 gatunki mikrobioty, w tym 36 taksonów w j. Marta, a 45 w j. Sitno (tab. 1). Spośród tych gatunków pospolicie występującymi w obu jeziorach okazały się: *Achlya americana* (fot. 1a;b), *Saprolegnia ferax* i *S. parasitica* (fot. 2c;d). W jeziorze Sitno dodatkowo pospolitym gatunkiem był *Achlya debaryana* (fot. 1c;d), a gatunkami bardzo częstymi *A. caroliniana* (fot. 2a) i *Aphanomyces astaci* (fot. 2b). Spośród wyizolowanych gatunków w jeziorze Marta żaden nie występował bardzo często (tab. 1). Jak wynika z dotychczasowych badań te pospolite i częste wodne organizmy grzybopodobne (OGP) z rodzajów *Achlya* i *Saprolegnia* należą także do najczęstszych pasoży-

tów, atakujących ryby i ich ikrę. Pierwsze destrukcyjne oddziaływanie OGP z rodzaju *Saprolegnia* opisano w XIX wieku na łososiu atlantyckim (*Salmo salar*). Stwierdzono wówczas masowe śnięcia łososi wracających do rzek na tarliska (Neish i Hughes 1980). Również badania Hatai i Hoshiai (1992 a; b) w japońskich gospodarstwach rybackich potwierdziły pasożytnicze oddziaływanie *Saprolegnia parasitica*, które doprowadziło do śmierci 50% populacji łososia pacyficznego (*Oncorhynchus kisutch*). Znane są też informacje o mikozie wywołanej przez *Saprolegnia parasitica*, *S. ferax* i *S. delica*, która doprowadziła do śmierci 40% populacji dorosłych okoni (*Perca fluviatilis*) w eutroficznych i mezotroficznych jeziorach Szwajcarii (Meng, 1980). Taksony z rodzaju *Saprolegnia* stanowiły także główny czynnik patogenny zimnowodnych ryb w Indiach (Sati i Khulbe, 1983). Według Hodkinson’a i Hunter’a (1970) *Saprolegnia parasitica* jest głównym czynnikiem patogennym inicjującym proces chorobowy wrzodzącej martwicy skóry (ang. ulcerative dermal necrosis (UDN)) u łososi (*Salmo salar*) i troci (*S. trutta*). Inni autorzy m. in. Xu i in. (1990) oraz Die’guez-Uribeondo i in. (1996) wskazują na kompleks etiologiczny *Saprolegnia diclina* – *parasitica* wywołujący tę jednostkę chorobową, natomiast Roberts (1993) uważa, że czynnikiem patogennym wywołującym UDN jest jedynie *S. diclina*. W zależności od regionu pochodzenia wymienionych szczepów, zmienia się ich zjadliwość, co potwierdzają badania genetyczne (Die’guez-Uribeondo i in. 1996). Ze względu na plastyczność, właściwości i aktywność izolatów ich znaczenie może mieć charakter lokalny. Stąd też bardzo częsta lub częsta obecność tych gatunków w jeziorach Marta i Sitno w warunkach sprzyjających zmniejszonej odporności ryb może stanowić bezpośrednie pierwotne zagrożenie dla ich zdrowotności. Stąd też zachowanie optymalnych warunków fizyko-chemicznych w tych zbiornikach jest ciągle podstawowym zabiegiem profilaktycznym, skutecznie ograniczającym infekcje ryb przez patogenne OGP. Wodne OGP i grzyby są nie tylko przyczyną pierwotnych mikoz ryb, ale także mogą uczestniczyć w epidemicznym rozwoju wtórnych schorzeń, rozwijających się w następstwie zakażeń na uszkodzonych mechanicznie tkankach ryb. Infekcje taką wywołują oprócz OGP z rodzaju *Saprolegnia*, także inni przedstawiciele rodziny *Saprolegniaceae*: *Achlya*, *Dictyuchus*, *Thraustotheca*, *Leptomitius* i *Aphanomyces*. Najbardziej patogenne



Ryc. 1. Punkty poboru prób na jeziorze Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym

i najczęściej stwierdzone w miejscach zranień są wg Prost (1994) wymienione już wcześniej gatunki z rodzaju *Saprolegnia* (*S. parasitica* i *S. ferax*), a także ichtiopatogeniczne gatunki *Achlya* tzn. *A. debaryana*, *A. flagellata* i *A. prolifera*. W warunkach Polski dominującymi gatunkami powodującymi porażenie mięśni ryb są *S. ferax*, *A. debaryana* oraz *A. klebsiana* stwierdzone na sielawie (*Coregonus albula*), głowaczu przegopłętowym (*Cottus poecilopus*) i troci jeziorowej (*Salmo trutta m. lacustris*) w jeziorze Hańcza (Kiziewicz 2004). Natomiast z siei (*Coregonus lavaretus holsatus*) pochodzącej z jeziora Wdzydze Czeczuga i in. (2004) wyizolowali m.in. *Achlya americana*, *Saprolegnia ferax* i *S. parasitica*. Należy zwrócić uwagę, że w badanych zbiornikach gatunki tych ichtiopatogenów izolowano pospolicie, co w kontekście występowania siei i sielawy w jeziorze Marta, a troci jeziorowej w jeziorze Sitno (tab. 2), powinno skłaniać do częstej kontroli warunków abiotycznych tych zbiorników.

W hodowli ryb szczególne znaczenie mają

OGP infekujące ziarna ich ikry. Patogeny te najczęściej atakują uszkodzone, obumarłe lub też nie zapłodnione ziarna ikry. Jednak dzięki aktywności enzymów takich jak: kwaśna i alkaliczna fosfataza możliwa jest także infekcja zdrowej ikry. W badaniach własnych udowodniono taką aktywność enzymatyczną izolatów *Achlya americana*, *A. debaryana* oraz *Saprolegnia monoica*, co umożliwiała im przełamanie naturalnych barier chroniących ikrę (Silicki 2008). Działalność enzymatyczna wodnych OGP powoduje neutralizację utleniających enzymów peroksydazy, wykazującej właściwości bakteriobójcze i bakteriostatyczne. Dzięki tej zdolności infekcja ikry przez OGP odbywa się bez oporu gospodarza. Szereg gatunków wodnych OGP wykazuje aktywność enzymatyczną i patogeniczne oddziaływanie bez względu na środowisko bytowania. Na ikrze karasia (*Carassius carassius*), rozwijały się gatunki wodnych OGP pozyskane zarówno z wód oligo- i eutroficznymi. Czeczuga i Kiziewicz (1999) wyizolowali z takich zbiorników szereg gatun-

ków *Achlya caroliniana*, *A. colorata*, *A. klebsiana*, *A. oligocantha*, *A. polyandra*, *Aphanomyces laevis*, *Dictyuchus sterile*, *Leptolegnia caudata*, *Leptomictus lacteus*, *Pythium rostratum*, *Saprolegnia ferax* i *S. parasitica*. Powszechność ich występowania potwierdzają także badania własne, wskazujące na obecność tych OGP w jeziorach Marta i Sitno (tab. 1). Dla zdrowotności

ikry okonia (*Perca fluviatilis*), jazgarza (*Gymnocephalus cernuus*) i sandacza (*Stizostedion lucioperca*) zagrożeniem są gatunki *Achlya racemosa*, *Saprolegnia ferax* i *S. parasitica* Czeczuga i Muszyńska (1999a). Natomiast dla ikry ośmiu gatunków ryb z rodziny głabieliowatych (*Coregonidae*) wśród 67 taksonów OGP, należących do Oomycota (Czeczuga i Muszyń-

Tab. 1. Gatunki mikrobiota (OGP i grzyby właściwe) izolowane z jezior Marta i Sitno w DPN w latach 2005-2007

| L.p. | Gatunek | Gatunki patogeniczne* | Gatunki wyizolowane | |
|------|--|-----------------------|---------------------|---------------|
| | | | Jezioro Marta | Jezioro Sitno |
| 1. | <i>Achlya americana</i> Humphrey (1892) | + | +++++ | +++++ |
| 2. | <i>Achlya apiculata</i> de Bary (1888) | + | | ++ |
| 3. | <i>Achlya caroliniana</i> Coker (1910) | + | + | ++++ |
| 4. | <i>Achlya colorata</i> Pringsheim (1882) | + | ++ | ++ |
| 5. | <i>Achlya debaryana</i> Humphrey (1893) | + | +++ | +++++ |
| 6. | <i>Achlya dubia</i> Coker (1923) | + | | ++ |
| 7. | <i>Achlya flagellata</i> Coker (1923) | + | | +++ |
| 8. | <i>Achlya klebsiana</i> Pieters (1915) | + | +++ | +++ |
| 9. | <i>Achlya megasperma</i> Humphrey (1892) | | | ++ |
| 10. | <i>Achlya oligocantha</i> de Bary (1888) | + | | ++ |
| 11. | <i>Achlya polyandra</i> Hildebrand (1867) | + | +++ | |
| 12. | <i>Achlya prolifera</i> Nees (1823) | + | ++ | |
| 13. | <i>Achlya racemosa</i> Hildebrand (1867) | + | +++ | +++ |
| 14. | <i>Achlya spinosa</i> de Bary (1882) | | | + |
| 15. | <i>Anguillospora pseudolongissima</i> Ranzoni (1953) | | | + |
| 16. | <i>Aphanomyces astaci</i> Schikora (1903) | + | +++ | ++++ |
| 17. | <i>Aphanomyces irregularis</i> Scott (1961) | + | +++ | + |
| 18. | <i>Aphanomyces laevis</i> de Bary (1860) | + | +++ | +++ |
| 19. | <i>Aphanomyces stellatus</i> de Bary (1860) | + | ++ | +++ |
| 20. | <i>Aplanes androgynus</i> (Archer) Humphrey (1892; 1893) | + | ++ | ++ |
| 21. | <i>Aplanes treleaseanus</i> (Humphrey) Coker (1923) | | ++ | ++ |
| 22. | <i>Apodachlya pirifera</i> Zopf (1888) | + | + | + |
| 23. | <i>Candida krusei</i> Berkhout (1923) | | + | |
| 24. | <i>Candida parapsilosis</i> Langeron & Talice (1932) | + | + | + |

| | | | | |
|-----|--|----|-------|-------|
| 25. | <i>Candida pelliculosa</i> Redaelli (1925) | | + | |
| 26. | <i>Composporium aquaticum</i> Dudka | | | + |
| 27. | <i>Debaryomyces hansenii</i> Lodder & Kreger-van Rij (1952) | | | + |
| 28. | <i>Debaryomyces polymorphus</i> Price & Phaff (1979) | | | ++ |
| 29. | <i>Dictyuchus sterile</i> Coker (1969) | + | + | + |
| 30. | <i>Isoachlya monilifera</i> (de Bary) Kauffman (1921) | + | ++ | + |
| 31. | <i>Kluyveromyces polysporus</i> van der Walt (1956a) | | | + |
| 32. | <i>Leptolegnia caudata</i> de Bary (1888) | + | | + |
| 33. | <i>Leptomitus lacteus</i> (Roth) Agardh (1824) | + | | ++ |
| 34. | <i>Metschnikowia pulcherrima</i> Pitt & Miller (1968) | | + | |
| 35. | <i>Pichia guilliermondii</i> Wickerham (1966)= <i>Candida guilliermondii</i> Langeron & Guerra (1938) | | + | + |
| 36. | <i>Pichia membranaefaciens</i> Hansen (1904) | | + | |
| 37. | <i>Pythiogeton utrifforme</i> Minden (1916) | | | + |
| 38. | <i>Pythium intermedium</i> de Bary (1881) | + | | +++ |
| 39. | <i>Pythium proliferum</i> de Bary (1860) | + | | ++ |
| 40. | <i>Pythium rostratum</i> Butler (1907) | + | | + |
| 41. | <i>Saccharomyces cerevisiae</i> Meyen & Hansen (1883) | | + | |
| 42. | <i>Saprolegnia delica</i> Coker (1923) | + | | + |
| 43. | <i>Saprolegnia diclina</i> Humphrey (1892) | + | + | +++ |
| 44. | <i>Saprolegnia ferax</i> (Gruith.) Thuret (1821) | + | +++++ | +++++ |
| 45. | <i>Saprolegnia glomerata</i> (Tiesenhausen) Lund (1934) | + | ++ | ++ |
| 46. | <i>Saprolegnia lapponica</i> Gäuman (1918) | | +++ | +++ |
| 47. | <i>Saprolegnia latvica</i> Apinis (1930) | | + | |
| 48. | <i>Saprolegnia litoralis</i> Coker (1923) | + | + | ++ |
| 49. | <i>Saprolegnia mixta</i> de Bary (1883) | + | ++ | |
| 50. | <i>Saprolegnia monoica</i> Pringsheim (1858) | + | ++ | +++ |
| 51. | <i>Saprolegnia parasitica</i> Coker (1923) | + | +++++ | +++++ |
| 52. | <i>Saprolegnia torulosa</i> de Bary (1956) | + | + | +++ |
| 53. | <i>Thraustotheca clavata</i> (de Bary) Humphrey (1893) | + | + | + |
| 54. | <i>Zoopagus insidians</i> Sommerstorff (1911) | + | ++ | +++ |
| | Łącznie liczba gatunków | 37 | 36 | 45 |

* - dane zabrane na podstawie literatury

+++++ - gatunek pospolity (powyżej 30% prób)

++++ - gatunek bardzo częsty (20-29,9% prób)

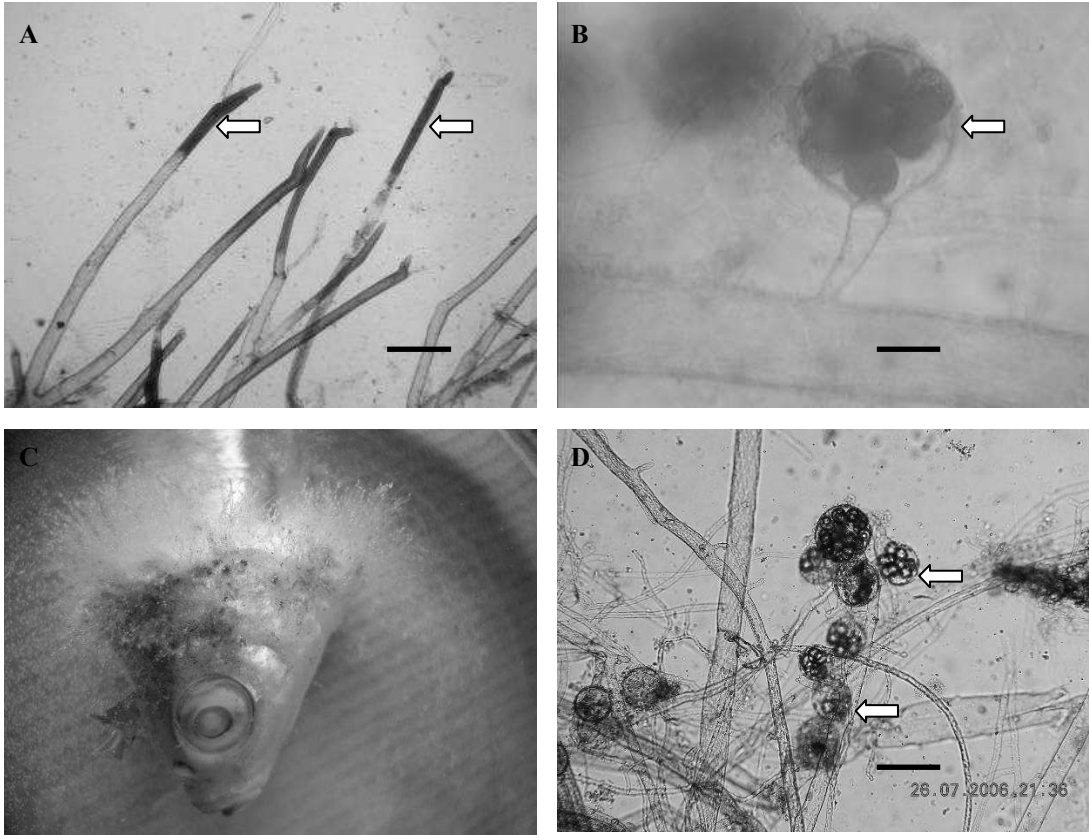
+++ - gatunek częsty (10-19,9% prób)

++ - gatunek rzadki (5-9,9% prób)

+ - gatunek sporadyczny (0-4,9% prób)

ska 1998), gatunkami potencjalnie groźnymi obecnymi w wodach badanych jezior Marta i Sitno są: *Achya apiculata*, *A. dubia*, *A. flagellata*, *A. oligocantha*, *A. polyandra*, *A. prolifera*,

A. racemosa, *Aplanes androgynus*, *Aphanomyces laevis*, *Leptolegnia caudata*, *S. mixta*, *S. monoica*, *S. parasitica*, *Thraustotheca clavata*, *Leptomitus lacteus*, *Pythium intermedium*, *P. proli-*

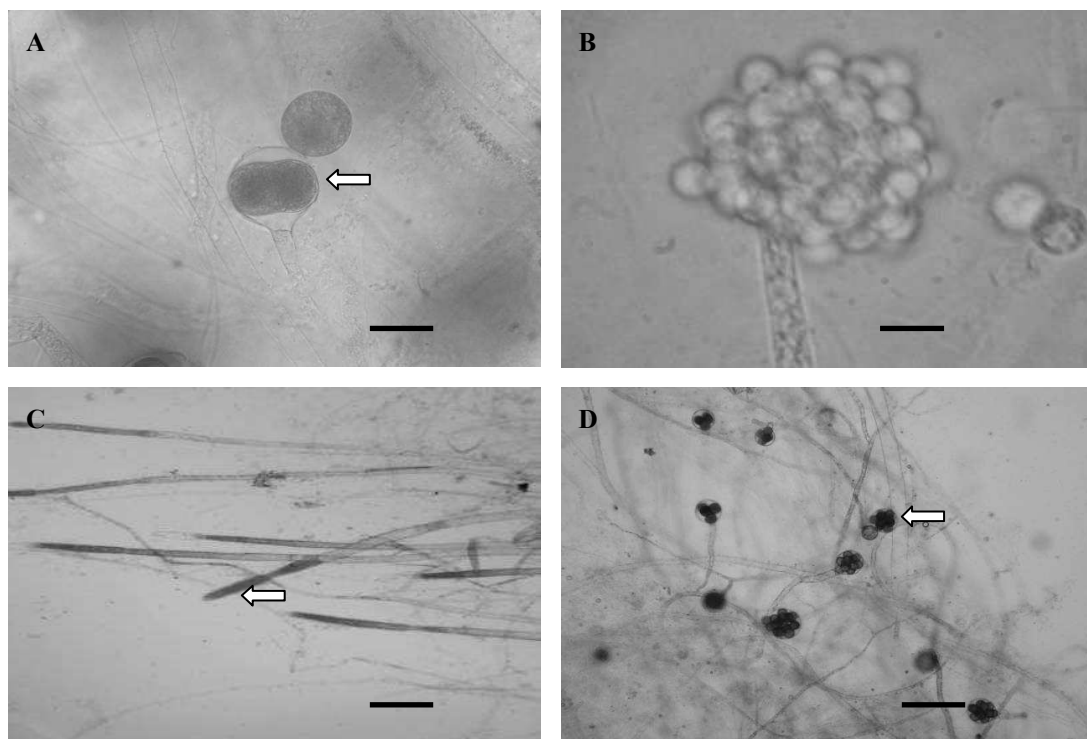


Fot. 1. A – *Achlya americana* – powstające zarodnie (150µm); B – *Achlya americana* – oogonium z oosporami (30µm); C – *Achlya debaryana* rozwijająca się na martwej rybie; D – *Achlya debaryana* – oogonia (60µm)

ferium i *P. rostratum*. W grupie tej znajdują się 33 gatunki określane jako patogeny ikry ryb. Również na ikrze ryb kozowatych (Cobitidae), wśród oznaczonych (41) taksonów mikrobiota dominowały gatunki Oomycota (Czeczuga i Muszyńska 1997). Spośród tych gatunków w omawianych badaniach własnych stwierdzono: *Achlya caroliniana*, *A. colorata*, *A. dubia*, *A. flagellata*, *A. prolifera*, *Aphanomyces laevis*, *A. stellatus*, *Leptolegnia caudata*, *Leptomitius lacteus*, *Saprolegnia delica*, *S. ferax*, *S. litoralis*, *S. mixta*, *S. monoica* oraz *S. parasitica*.

Przedstawiciele Oomycota to gatunki także najczęściej izolowane z ryb introdukowanych do polskich wód takich jak: babka rzeczna (*Neogobius fluviatilis*), babka łysa (*N. gymnotrachelus*) i trawianka (*Perccottus glenii*) (Czeczuga i in. 2002), a także wcześniej nie wymienionych ryb rodzimych: kozy złotawej (*Cobitis aurata*) i piskorza (*Misgurnus fossilis*) (Czeczuga i Woronowicz 1993, Czeczuga i Muszyńska 1996, 1997, 1998, 1999a,b,c, 2000, Czeczuga i Kiziewicz 1999). Spośród nich największe oddziaływanie patogeniczne wykazuje

Achlya americana, *A. caroliniana*, *A. debaryana*, *A. dubia*, *A. klebsiana*, *A. oligocantha*, *A. polyandra*, *A. prolifera*, *Aphanomyces irregularis*, *A. stellatus*, *Isoachlya monilifera*, *Leptolegnia caudata*, *Leptomitius lacteus*, *Saprolegnia diclina*, *S. ferax*, *S. litoralis*, *S. mixta*, *S. monoica*, *S. parasitica*, *S. torulosa*, *Thraustotheca clavata* i *Zoophagus insidians*, stwierdzone również w badanych zbiornikach (tab. 1). Liczne gatunki OGP izolowano także z ikry ryb takich jak: karaś (*Carassius carassius*), węgorz (*Anguilla anguilla*), szczupak (*Esox lucius*), okoń (*Perca fluviatilis*), sandacz (*Stizostedion lucioperca*), sielawa (*Coregonus albula*), sieja (*C. lavaretus*), muksun (*C. muksun*) i czyr (*C. nasus*) na co wskazują wyżej wymienieni Autorzy. W badaniach własnych dość często izolowany był grzybopodobny łęgniowiec *Leptomitius lacteus*, który wyróżnia się działaniem cytotoksycznym, przez co może stanowić zagrożenie nie tylko dla ryb i ich ikry, ale także dla środowiska wodnego (Mazurkiewicz-Zapałowicz i in. 2008). Występowanie tego gatunku na zdrowych rybach i ich ikrze w powiązaniu z jego cytotoksycznym



Fot. 2. A - *Achlya caroliniana* - oogonium (40µm); B - *Aphanomyces astaci* - zarodnia (25µm); C - *Saprolegnia parasitica* - zarodnie (50µm); D - *Saprolegnia parasitica* - oogonia (60µm)

Tab. 2. Ryby jezior Marta i Sitno (wg danych z www.dpn.pl i przekazu ustnego)

| Gatunek | J. Marta | J. Sitno |
|---|----------|----------|
| Jazgarz (<i>Gymnocephalus cernuus</i> L. 1758) | - | T |
| Krap (<i>Blicca bjoerkna</i> L. 1758) | T | T |
| Leszcz (<i>Abramis brama</i> L. 1758) | T | D |
| Lin (<i>Tinca tinca</i> L. 1758) | T | T |
| Okoń (<i>Perca fluviatilis</i> L. 1758) | D | D |
| Płoć (<i>Rutilus rutilus</i> L. 1758) | D | D |
| Różanka (<i>Rhodeus sericeus amarus</i> Bloch 1782) | - | T |
| Sieja (<i>Coregonus lavaretus</i> L. 1758) | T | - |
| Sielawa (<i>Coregonus albula</i> L. 1758) | T | - |
| Szczupak (<i>Esox lucius</i> L. 1758) | T | T |
| Tołpyga (<i>Hypophthalmichthys moltrix</i> Richardson 1845) | T | - |
| Troć jeziorowa (<i>Salmo trutta</i> m. <i>lacustris</i> L. 1758) | - | T |
| Ukleja (<i>Alburnus alburnus</i> Rafinesque 1820) | - | D |
| Węgorz (<i>Anguilla anguilla</i> L. 1758) | T | T |
| Wzdrega (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Bonaparte 1837) | - | T |

D - gatunek dominujący; T - gatunek towarzyszący

oddziaływaniem może przyczynić się do osłabienia możliwości obronnych organizmu gospodarza. Komórki z uszkodzoną barierą immunolo-

giczną stanowią bowiem często drogę wnikania innych pasożytniczych i nekrotroficznych gatunków mikrobiota. Dotychczas *L. lacteus* wyizolo-

wany został z ikry i ryb kozy złotawej (*Cobitis aurata*), śliza (*Noemacheilus barbatulus*) (Czczuga i Muszyńska 1997), sielawy (*Coregonus albula*), siei (*C. lavaretus*), muksuna (*C. muksun*), czyra (*C. nasus*) (Czczuga i Muszyńska 1998), karasia (*Carassius carassius*) (Czczuga i Kiziewicz 1999), okonia (*Perca fluviatilis*), sandacza (*Stizostedion lucioperca*) (Czczuga i Muszyńska 1999a), stynki (*Osmerus eperlanus*), suma (*Silurus glanis*), ciernika (*Gasterosteus aculeatus*) i miętusa (*Lota lota*) (Czczuga i Muszyńska 1999b). W badaniach własnych cytotoksyczny *L. lacteus* pozyskano z Jeziora Sitno (tab. 1).

Występowanie OGP i grzybów w zbiornikach wodnych jest podstawowym gwarantem zachowania w nich równowagi i łączności układów ekologicznych. Zdolność mikrobiota do wytwarzania nieograniczonej liczby enzymów w połączeniu z możliwością przechodzenia z saprotrofizmu na pasożytnictwo (i odwrotnie) ukazuje złożoność tego układu ekologicznego, a także różnorodność funkcji mikrobiota. Wielostronne możliwości adaptacyjne mikrobiota sprawiają, że w przypadku pogorszenia się stanu zbiorników, spowodowanego czynnikami abiotycznymi, mikroorganizmy te stają się potencjalnymi patogenami ichtiofauny. Stąd też w DPN, gdzie prowadzone są odłowy kontrolne ryb oraz zarybienia rybami drapieżnymi (szczupak i sum tylko w jeziorze Sitno), prace te powinny być połączone z monitorowaniem warunków fizykochemicznych zbiorników oraz oceną częstości występowania mikrobiota stanowiących potencjalne zagrożenie dla ichtiofauny.

LITERATURA

- Ali E. H.; 2007; Biodiversity of zoosporic fungi in polluted water drainages across Nile's Delta region, Lower Egypt; *Acta Mycol.*; 42; 99-111
- Batko A.; 1975; *Zarys hydromikologii*; PWN; Warszawa
- Czczuga B., Kiziewicz B., Danilkiewicz Z.; 2002; Zoosporic fungi growing on the specimens of certain fish species recently introduced to Polish waters; *Acta Ichthyol. Piscat.*; 32(2); 117-125
- Czczuga B., Kiziewicz B., Godlewska A.; 2004; Zoosporic fungi growing on eggs of *Coregonus lavaretus holsatus* Thienemann, 1916 from Lake Wdzydze in Kaszuby; *Pol. J. Environ. Stud.*; 13 (4); 355-391
- Czczuga B., Kiziewicz B.; 1999; Zoosporic fungi growing on the eggs of *Carassius carassius* (L.) in oligo- and eutrophic water; *Pol. J. Environ. Stud.*; 8 (2); 63-66
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1996; Growth of zoosporic fungi of the eggs of North Pacific salmon of the genus *Oncorhynchus* in laboratory conditions; *Acta Ichthyol. Piscat.*; 26; 25-37
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1997; Aquatic fungi growing on the eggs of Polish cobitid fish species; *Acta Hydrobiol.*; 39 (3/4); 67-75
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1998; Aquatic fungi growing on coregonid fish eggs; *Acta Hydrobiol.*; 40; 239-264
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1999a; Aquatic fungi growing on percid fish eggs (Percidae) in Poland; *Pol. J. Environ. Stud.*; 8 (1); 31-34
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1999b; Aquatic fungi growing on the eggs of various fish families; *Acta Hydrobiol.*; 41; 235-246
- Czczuga B., Muszyńska E.; 1999c; Aquatic fungi growing on the eggs of fishes representing 33 cyprinid taxa (Cyprinidae) in laboratory conditions; *Acta Ichthyol. Piscat.*; 29 (2); 53-72
- Czczuga B., Muszyńska E.; 2000; Zoosporic fungi growing on the dead glass eel (monte) and elver's (*Anguilla anguilla* L.); *Acta Ichthyol. Piscat.*; 30(2); 3-12
- Czczuga B., Woronowicz L.; 1993; Aquatic fungi developing on the eggs of certain fish species and their environment; *Acta Ichthyol. Piscat.*; 23; 39-57
- Die'guez-Uribeondo J., Lage Cerenius L., Söderhäll K.; 1996; Physiological characterization of *Saprolegnia parasitica* isolates from brown trout; *Aquaculture*; 3; 247-257
- Hatai K., Hoshiai G.; 1992a; Mass mortality in cultured coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) due to *Saprolegnia parasitica* Coker; *J. Wild. Dis.*; 28; 532-536
- Hatai K., Hoshiai G.; 1992b; Saprolegniosis in cultured coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*); *Fish Patol.*; 27; 233-234
- Hodkinson M., Hunter A.; 1970; Immune responses of U.D.N. - infected salmon to *Saprolegnia*; *J. Fish. Biol.*; 2; 301-307
- Johnson T. W. Jr., Seymour R. L., Padgett D. E.; 2002; Biology and systematics of the Saprolegniaceae; *Dok. elektr.* ([http://dl.uncw.edu/digilib/biology/fungi/taxonomy%20and%](http://dl.uncw.edu/digilib/biology/fungi/taxonomy%20and%20)

- 20systematics/padgett%20book/Preface.pdf)
- Khulbe R. D.; 2001; A manual of aquatic fungi (Chytridiomycetes & Oomycetes); Daya Publishing House; Delhi
- Kiziewicz B.; 2004; Aquatic fungi growing on the muscle of vendace (*Coregonus albula* L.), alpine bullhead (*Cottus poecilopus* H.) and lake trout (*Salmo trutta lacustris* L.) from Lake Hańcza (NE Poland); Zool. Pol.; 49/1-4; 85-95
- Mazurkiewicz-Zapałowicz K., Silicki A., Grajewski J., Woźniak A.; 2008; Studies on toxicity of selected Oomycetes; Acta Mycol.; 43(1); 13-19
- Meng H. Y.; 1980; Über die Ursachen von Saprolegniosen in schweizerischen Gewässern. Zürich, Eidgenössische; Techn. Hochsch. Diss.
- Neish G. A., Hughes G. C.; 1980; Fungal diseases of fish; [in:] Snieszko S. F., Axelrod H. R. (ed.); Diseases of fish; Book 6; T.F.H. Publ.; New Jersey
- Prost M.; 1994; Choroby ryb; PTNW; Lublin
- Riethmüller A.; 2000; Morphologie, ökologie und Phylogenie aquatischer Oomyceten; Bibliotheca Mycologica; Berlin – Stuttgart
- Roberts R. J.; 1993; Ulcerative dermal necrosis (UDN) in wild salmonids; Fis. Res.; 17(1-2); 3-14
- Sati S. C., Khulbe R. D.; 1983; A host study of *Saprolegnia diclina* Humphrey on certain coldwater fishes of India; Proc. Nat. Acad. Sci. (India); 1353; 309-312
- Silicki A.; 2008; Bioróżnorodność i znaczenie grzybów wodnych w wybranych jeziorach Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym; Rozp. Dokt.; Akademia Rolnicza w Szczecinie (maszynopis)
- Skirgiełło A.; 1954; Grzyby niższe. Prągrzyby i glonowce. Przewodnik morfologiczno-systematyczny z kluczami do oznaczania; PWN; Warszawa
- Xu D., Rogers W. A., Rushing A. E.; 1990; Ultrastructure of the hyphae of *Saprolegnia parasitica*; J. Aqua. Ani. Heal.; 2(4); 289-294
- tych zbiorników. Wśród 54 gatunków mikrobiota wyizolowanych z obu zbiorników, 37 to taksony potencjalnie chorobotwórcze dla ryb i ich ikry. Spośród tych gatunków pospolitymi w obu jeziorach okazały się *Achlya americana*, *Saprolegnia ferax* i *S. parasitica*, a w jeziorze Sitno dodatkowo *Achlya debaryana*. Ze względu na udowodnioną zdolność wytwarzania kwaśnej i alkalicznej fosfatazy *Achlya americana*, *A. debaryana* oraz *Saprolegnia monoica*, powodującą hydrolizę naturalnych barier chroniących ikre, co może ułatwić infekcję przez inne mikroorganizmy pasożytnicze i nekrotroficzne. W tych warunkach prowadzona przez ichtiologów DPN, profilaktyka polegająca na monitorowaniu stanu fizyko-chemicznego zbiorników jest podstawowym gwarantem ochrony populacji różnych gatunków ryb przed infekcją przez organizmy grzybobopodobne (OGP).

STRESZCZENIE

W jeziorach Marta i Sitno w Drawieńskim Parku Narodowym w latach 2005–2007, przeprowadzono badania pod kątem występowania gatunków mikrobiota zagrażających ichtiofaunie

Marcin Stępień

Wydział Geologii, Uniwersytet Warszawski

e-mail: marcin.stepien@uw.edu.pl

CHEMIZM WÓD ŹRÓDEŁ DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO I JEGO OTULINY

CHEMICAL COMPOSITION OF SPRINGS IN DRAWA NATIONAL PARK AND ITS BORDER AREA

Słowa kluczowe: krenologia, źródło, chemizm, hydrochemia, Drawieński Park Narodowy, otulina

Key words: springs hydrogeology, spring, chemistry, hydrochemistry, Drawa National Park, border area

Summary: *Water springs of Drawa National Park and its border area are very valuable research facility. A knowledge about condition of springs occurring and weak and incomplete recognition of a chemical composition of spring water have been caused a three-year hydrogeological investigation. It's held since 2008. Up today there are 78 places of concentrated outflow that have been recognized and described. 148 analyses of chemical composition of water allowed to classify DPN spring water to $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ or $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ hydrochemical type. These are waters typical of this area of Poland and that kind of hydrogeological conditions. There wasn't also any anthropopressure on the springs groundwater chemical composition. All that information allow to classify DPN spring water to high quality water.*

WSTĘP

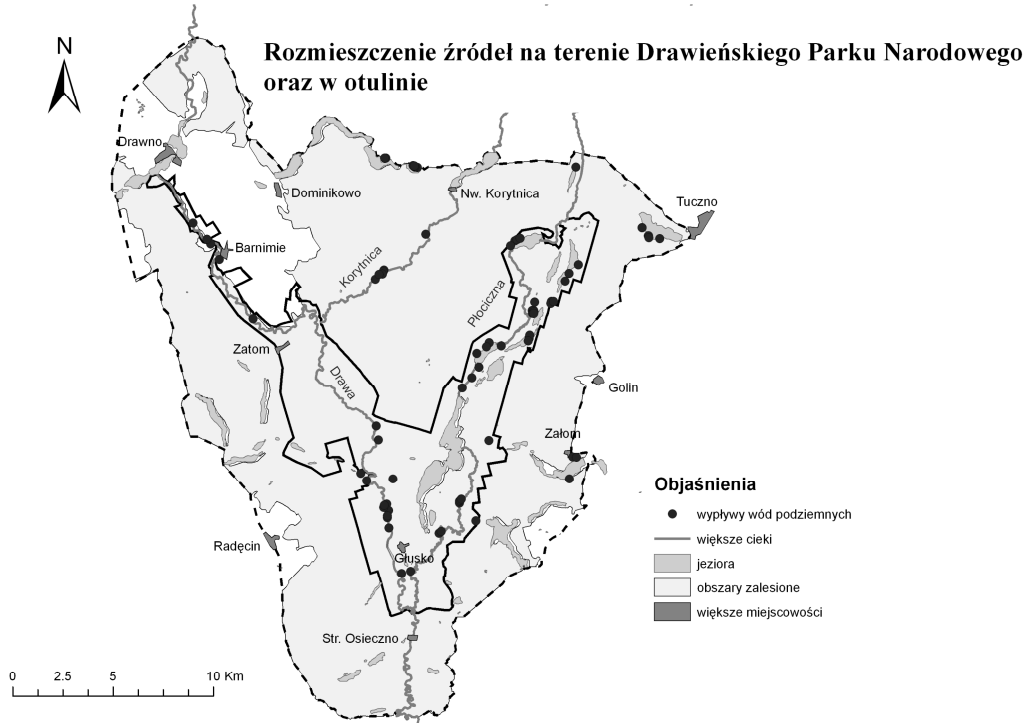
Niepodlegające dyskusji bogactwo przyrodnicze Drawieńskiego Parku Narodowego i terenów przyległych udokumentowane jest dużą ilością opracowań. Daje się jednakowoż zauważyć bardzo nierównomierne zainteresowanie danymi dziedzinami i o ile przyroda ożywiona doczekała się wielu opracowań o tyle niektóre elementy przyrody nieożywionej wciąż czekają na rzetelne studia. Przykładem obiektów przyrodniczych badanych rzadko lub pobieżnie są źródła. Nie chodzi przy tym o źródło jako o środowisko życia organizmów żywych lecz jako obiekt będący przedmiotem zainteresowania hydrogeologów. O potrzebie ochrony i szczegółowego rozpoznania tych wyjątkowych obiektów w Drawieńskim Parku Narodowym pisali już Nowacki (1998) oraz Herbich i inni (1999).

Niniejsza praca prezentuje część z dotychczasowych wyników trwających wciąż badań związanych z grantem MNiSW zatytułowanym „Warunki występowania źródeł na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego i jego otuliny,

przestrzenna i sezonowa zmienność cech fizykochemicznych, składu chemicznego i izotopowego wód ze źródeł wraz z opracowaniem ogólnodostępnej bazy danych krenologicznych” i realizowanym w latach 2008–2010.

METODYKA

Jednym z pośrednich celów badań było udokumentowanie wszystkich wpływów wód podziemnych na badanym terenie. Podczas sesji terenowych szczegółowo opisywano każdy z obiektów i klasyfikowano go jako „źródło” lub „młaka”. Źródłem nazywano każdy naturalny, samoczynny, punktowy wypływ wód podziemnych na powierzchnię terenu (mogły występować w obrębie jednego źródłiska – skupiska źródeł lub niszy źródłiskowej) a za młakę uważano powierzchniowy wypływ wód podziemnych czyli taki, w którym nie dawało się wskazać konkretnego miejsca wypływu. W niektórych przypadkach obiektami badawczymi były pojedyncze źródła występujące w obrębie większych młak. Wszystkie badania fizykochemiczne



Ryc. 1. Mapa dokumentacyjna Drawieńskiego Parku Narodowego i otuliny

oraz składu chemicznego dotyczą jednak źródeł a pomiary i pobór próbek wód odbywał się możliwie blisko miejsca wypływu. Badania fizykochemiczne obejmowały między innymi pomiary temperatury wody (oraz niezależnie temperatury powietrza w czasie badania), odczynu pH oraz przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW, konduktywności). Podstawowym terenowym narzędziem pracy jest wielofunkcyjny przyrząd komputerowy CX-401 firmy Elmetron wyposażony w zestaw elektrod i czujników. Prace obejmowały również między innymi pobór próbek wód w celu określenia ich składu chemicznego (w Laboratorium Chemii Wód, Gleb i Skał na Wydziale Geologii UW). Próbkę były bezpośrednio w terenie filtrowane przez filtry celulozowo-membranowe o średnicy porów 0,45 μm co miało na celu oddzielenie substancji zawieszonych od rozpuszczonej. Substancja zawieszona występująca przede wszystkim w postaci materii organicznej (w tym drobnych organizmów żywych) musiała zostać z wód usunięta z uwagi na możliwość przekształcenia ich składu chemicznego. Kolejnym krokiem zmierzającym do zachowania wysokiej jakości próbek (i otrzymania wiarygodnych wyników) było zakwaszenie części próbki stężonym kwasem azotowym w proporcji

10:1. Ta część próbki była przeznaczona do oznaczenia składu kationowego próbki na spektrometrze ICP-OES (Perkin Elmer, Optima 5300 DV). Niezakwaszone części próbki służyły do określenia składu anionowego i reszty kationów metodami wolumentrycznymi a także z użyciem spektrofotometru Hach-Lange DR-2000. Od czasu pobrania do oznaczeń laboratoryjnych próbki przechowywane były w lodówce. Wynikiem oznaczeń chemicznych był skład jonowy próbek wód w zakresie jonów głównych (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) oraz pozostałych (m.in. NO_3^- , PO_4^{3-} , F^- , Al^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+}), a także zawartość krzemionki SiO_2 i zestaw rzadziej oznaczanych elementów.

Prezentowana w dalszej części tekstu typologia hydrochemiczna oparta jest na klasyfikacji Szczukariewa-Prikłońskiego z pewną modyfikacją, w zakresie której do jonów głównych zaliczono także jon azotanowy. Typ hydrochemiczny nadają wodzie te główne jony, których udział określony w miligramorównoważnikach jest większy niż 20% (osobno dla kationów i dla anionów).

Pomiary prowadzone były zarówno w okresach chłodnych jak i ciepłych, w niektórych punktach kilkakrotnie w części zaś jednokrotnie.

Z pewnością źródła należą do co najmniej dwóch poziomów wodonośnych w obrębie utworów czwartorzędowych: nazwanych na użytek opracowania płytszym i głębszym. Stwierdzono to na podstawie analizy dostępnych materiałów kartograficznych i obserwacji terenowych. Płytszy system krążenia jest nieco bardziej podatny na wahania wartości badanych parametrów i składu chemicznego. System głębszy charakteryzuje się większą stałością cech. Prezentowane poniżej wyniki odnoszą się do wszystkich oznaczeń niezależnie od sezonu, drenowanego poziomu. Wartości statystyczne zaś określone były niezależnie od faktu nierównej ilości pomiarów w poszczególnych punktach badawczych. Mimo to należy uważać, że w wystarczająco zadowalającym charakteryzują chemizm wód podziemnych w źródłach.

WYNIKI BADAŃ

W wyniku dotychczasowych badań zlokalizowano 78 źródeł, których rozmieszczenie pokazano na rys. 1. Są to głównie pojedyncze obiekty. W przypadku większych nisz źródłiskowych zdecydowano się na wyróżnienie kilku źródeł, szczególnie w przypadku, kiedy ich właściwości fizykochemiczne różniły się od siebie znacząco. W opisywanych obiektach wykonano z różną częstotliwością 191 pomiarów fizykochemicznych oraz pobrano 148 próbek wód podziemnych w celu oznaczenia ich składu chemicznego.

Rozmieszczenie wypływów wód podziemnych nie jest równomierne. Mimo, że badany obszar w znacznej mierze należy do Równiny Drawskiej to charakteryzuje się dość znaczną dynamiką powierzchni terenu a deniwelacje sięgają kilkudziesięciu metrów. Jest to zwłaszcza widoczne w głęboko wciętych dolinach większych rzek. Erozyjne rozcięcia brzegów rzecznych sprzyjają zwiększonej intensywności występowania wypływów wód podziemnych. Nagromadzenia źródeł związane są także z jeziorami (ryc. 1).

Źródła są dość zróżnicowane pod względem dynamiki wypływu. Napotkano zarówno źródła okresowe o reżimie roztopowym (wiosną wydajność obiektu znacznie przekraczała 1 l/s, zimą i w okresie letnim zaś zanikała) jak i w zdecydowanej większości stałe źródła. Wydajność najczęściej nie przekraczała 0,25 l/s ale istnieją większe obiekty wynoszące stale ponad 1 l/s.

Mimo zróżnicowania wydajności i morfologii

miejsca wypływu wody źródlane Drawieńskiego Parku Narodowego i otuliny pod względem fizykochemicznym są generalnie wodami typowymi i nie odbiegają swym składem (zwłaszcza w zakresie głównych jonów) i właściwościami od innych wód źródłanych na terenie naszego kraju.

Właściwości fizykochemiczne

Wszystkie źródła Drawieńskiego Parku Narodowego wynoszą wodę chłodną (ryc. 2, tab. 1). Ponad 60% wód ma temperaturę pomiędzy 8 a 10 °C a średnia wartość temperatury wynosi 9,0 °C. Niewielki pik na wykresie w przedziale 18-20 °C związany jest z dwoma wypływami w Rybakówce koło Głuska. Maksymalną temperaturę uzyskano tam w marcu 2010 r (19,5 °C przy temperaturze powietrza 12,5 °C); w marcu 2008 (odpowiednio 19,3 °C oraz 4,5 °C) oraz w lutym 2009 r. (odpowiednio 18,5 °C i 2 °C). Co ciekawe ten sam wypływ w październiku 2009 r. przy temperaturze powietrza 12 °C osiągnął zaledwie 7 °C. Wypływ ten znajduje się na skraju torfowiska i być może z procesami biogeochemicznymi należałoby wiązać znacznie podwyższoną termikę wody (z drugiej strony z torfowiskami związana jest znaczna część pozostałych wypływów i w żadnym innym takiego zjawiska nie zaobserwowano).

Odczyn wody zwykle rozpoznawano jako lekko zasadowy – najczęściej mieścił się w przedziale 7,2-7,8 pH. Wartość średniej arytmetycznej obliczone z wartości pH jak i mediana są do siebie zbliżone i wynoszą odpowiednio 7,33 i 7,38 (ryc. 2).

Konduktywność wód źródłanych (PEW) wskazuje na przeciętną wartość mineralizacji. Większość badanych wód charakteryzowała się wartością przewodności z przedziału 200-400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ osiągając średnią wartość 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Wartością odstającą był jeden pomiar wskazujący 1380 $\mu\text{S}/\text{cm}$, który podczas następnego sezonu w tym źródle się nie powtórzył.

Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodach źródłanych (oraz ściśle powiązane z nimi warunki redoks) były bardzo zmienne. Stężenie tlenu wahało się w szerokich granicach od wartości 0,06 mg/l (co odpowiada warunkom redukcyjnym – wartość potencjału redoks zmierzona w terenie wynosiła wtedy 201 mV) do kilkunastu mg/l (warunki utleniające wartość potencjału redoks rzędu kilkuset mV). Należy wspomnieć, że dokładne oznaczenie warunków utleniająco-

Tab. 1. Statystyczne wartości wybranych parametrów fizykochemicznych wód źródłanych

| | Temperatura wody [°C] | pH | PEW [$\mu\text{S}/\text{cm}$] | Potencjał redox [mV] | Tlen rozpuszczony [mg/l] |
|----------------|-----------------------|------|---------------------------------|----------------------|--------------------------|
| N | 191 | 191 | 177 | 171 | 99 |
| Minimum | 2,3 | 6,00 | 122 | -200 | 0,06 |
| Maksimum | 19,5 | 8,28 | 1380 | 414 | 12,30 |
| Średnia arytm. | 9,0 | 7,33 | 413 | 130 | 4,63 |
| Mediana | 8,8 | 7,38 | 382 | 142 | 4,20 |
| Odchylenie st. | 2,2 | 0,39 | 135 | 116 | 3,07 |
| 1 kwartył | 8,1 | 8,10 | 342 | -16 | 2,20 |
| 3 kwartył | 9,6 | 9,60 | 482 | 256 | 6,90 |

redukcyjnych jest obarczone potencjalnie dużym błędem z uwagi na spore trudności techniczne związane z rzetelnym pomiarem potencjału. Za znacznie dokładniejsze należy uważać pomiary stężenia tlenu rozpuszczonego.

Właściwości fizykochemiczne wód podziemnych wypływających w źródłach w obrębie czasami jednej niszy źródłiskowej dość znacznie się różniły. Za przykład mogą posłużyć wypływy w rezerwacie Wydrowe Łęgi, tzw. Źródło pod Kasztanem w okolicy jeziora Zdroje czy w rezerwacie Wielkie Źródła koło Tuczna. Wszystkie one składają się z kilkunastu wypływów o różnej (najczęściej nieprzekraczającej 0,1 l/s) wydajności, wśród których wyróżnić można sąsiadujące wypływy o trwale odmiennych warunkach redoks i stężeniu tlenu przy zbliżonym

pH i PEW.

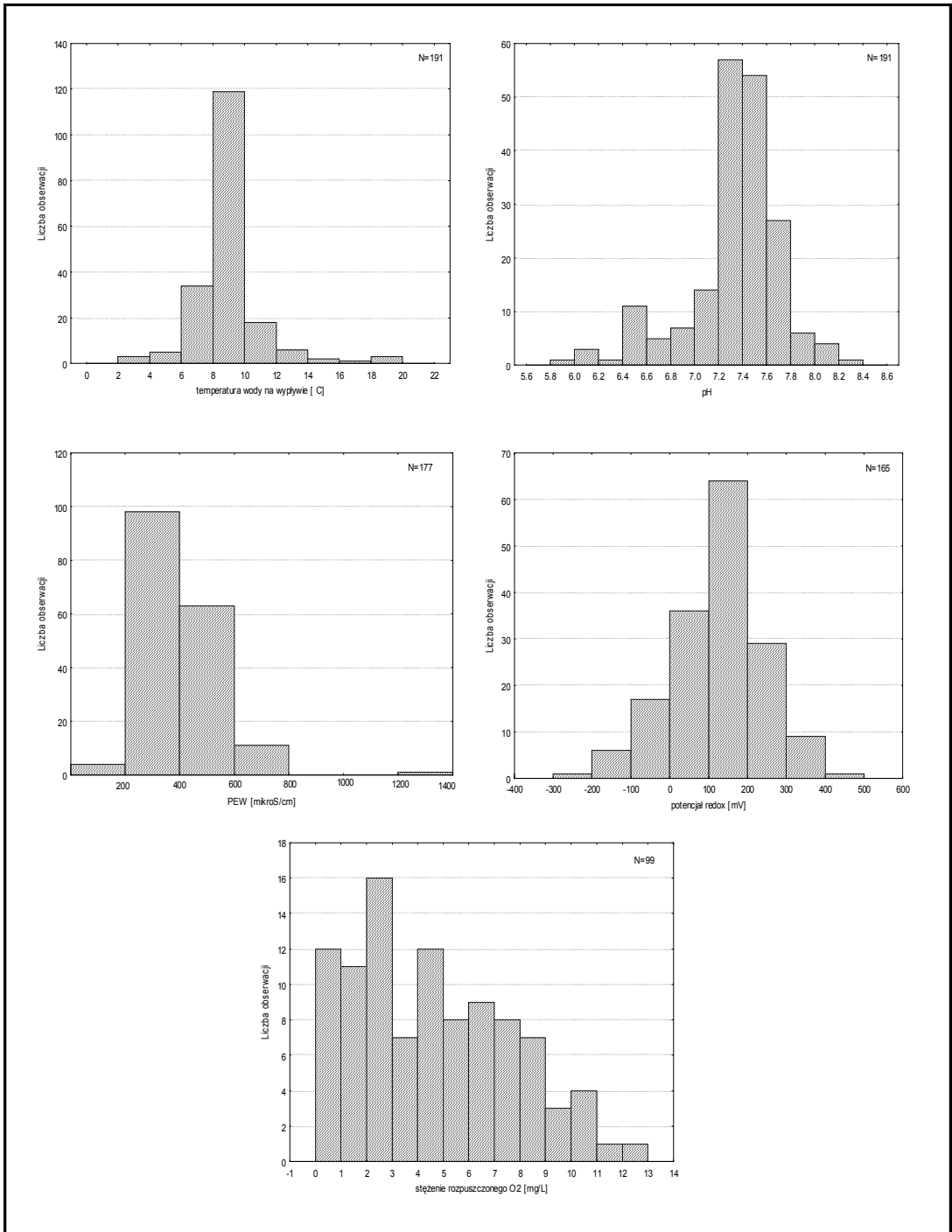
Główne składniki wód podziemnych

Za główne składniki wód podziemnych uważa się jony główne (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^-) gdyż w badanych wodach (i nie tylko) stanowią one zawsze powyżej 95% masy substancji rozpuszczonych. One decydują o typie hydrochemicznym wody i o jej mineralizacji.

Spośród kationów dominującą rolę odgrywa wapń. Średnio ma 85% udział w ilości miligramorównoważników głównych kationów występując w ilości przeciętnie 3,27 mval/l (ryc. 3, tab. 2). Stosunkowo nieduża zmienność jego stężeń przy małej wartości odchylenia standar-

Tab. 2. Charakterystyka statystyczna stężeń głównych jonów i mineralizacji w badanych wodach źródłanych [mg/l]

| | Na^+ | K^+ | Ca^{2+} | Mg^{2+} | HCO_3^- | SO_4^{2-} | Cl^- | NO_3^- | M |
|----------------|---------------|--------------|------------------|------------------|------------------|--------------------|---------------|-----------------|-----|
| N | 148 | 148 | 148 | 148 | 148 | 148 | 148 | 148 | 148 |
| Minimum | 0,94 | 0,17 | 11,09 | 0,82 | 31,2 | 0 | 0 | 0 | 119 |
| Maksimum | 40,24 | 7,61 | 98,09 | 11,60 | 279,8 | 185,0 | 159,5 | 31,4 | 659 |
| Średnia arytm. | 5,07 | 1,11 | 65,55 | 4,02 | 181,9 | 35,3 | 22,8 | 6,4 | 331 |
| Mediana | 3,86 | 0,80 | 67,63 | 3,75 | 181,2 | 34 | 11,3 | 5,8 | 324 |
| Odchylenie st. | 4,50 | 1,10 | 17,29 | 1,91 | 40,1 | 20,2 | 25,3 | 3,7 | 76 |
| 1 kwartył | 3,15 | 0,66 | 55,89 | 2,67 | 165,2 | 25,0 | 8,4 | 4,8 | 281 |
| 3 kwartył | 5,23 | 1,10 | 76,22 | 4,90 | 201,4 | 42,0 | 25,4 | 7,1 | 325 |
| Śr [mval/l] | 0,22 | 0,03 | 3,27 | 0,33 | 2,97 | 0,73 | 0,33 | 0,10 | * |
| Śr [% mval] | 5,5 | 0,8 | 85,0 | 8,7 | 72,1 | 17,4 | 7,9 | 2,6 | * |

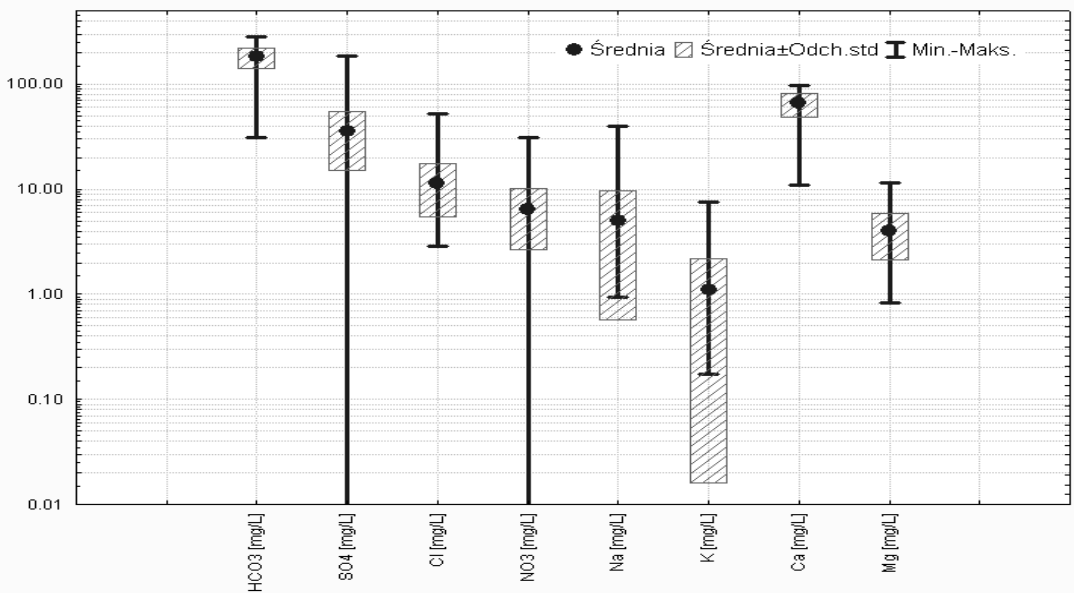


Ryc. 2. Rozkłady wartości podstawowych cech fizykochemicznych wód badanych źródeł

dowego świadczyć może o jednym tylko źródle dostarczania tego jonu do wód podziemnych. Podobnie rzecz ma się z magnezem, który osiąga jednak dużo mniejsze koncentracje. Średnia zawartość jonu Mg^{2+} (0,33 mval/l) sprawia, że jego udział sięga niemal 9% spośród głów-

nych kationów.

Jony sodu i potasu charakteryzują się już znacznie większą zmiennością ale ich średni udział jest niewielki i w przypadku potasu nie przekracza nawet jednego procenta wśród kationów.



Ryc. 3. Stężenia głównych jonów w badanych wodach źródłanych

Znacznie bardziej zróżnicowany jest skład anionowy. Co prawda i tu daje się zauważyć dominancja wodorowęglanów (średnio 72% udział) ale całkiem sporo (ponad 17%) jest też siarczanów. Mniejsze znaczenie mają chlorki i azotany. Charakterystyczny też jest fakt, że jon HCO_3^- dominuje zawsze a pozostałe jony bywają nieobecne (nawet siarczany).

Taki skład badanych wód powoduje, że spektrum spotykanych typów hydrochemicznych jest bardzo wąskie (ryc. 4). Najczęściej spotykanym typem hydrochemicznym jest $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ (95 spośród 148 przeanalizowanych próbek, co daje 64% wszystkich z nich). Kolejnym typem jest $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ (50 próbek czyli 34%). Pozostałe typy (jedynie 3 przypadki) wynikają z lokalnie zwiększonego udziału sodu. W 16 przypadkach próbki miały około 19% udziału jonu SO_4^{2-} i gdyby ten fakt uwzględnić w klasyfikacji Szczukariewa-Prikłońskiego to proporcje między typem $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ a $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ wynosiłyby 79 do 66. Nieskomplikowany skład chemiczny w zakresie głównych jonów jak i proste 2-3 jonowe typy hydrochemiczne świadczą o braku antropopresji

Pozostałe składniki wód źródłanych i jakość wód

Oprócz głównych jonów wody zawierają także najczęściej niewielkie ilości innych jonów i związków, bardzo nieraz ważnych w związku z jakością wód pod kątem przeznaczenia do spo-

życia (tab. 3, ryc. 5).

Spośród tych jonów i związków największe stężenia osiągają krzemionka, fluorki, żelazo oraz stront, z czego tylko krzemionka występuje w ilościach > 1 mg/l. Średnie stężenia pomiędzy 0,01 a 0,1 mg/l osiągają fosforany, mangan, glin, bar, cynk i arsen. Chrom, nikiel, miedź występują w stężeniach średnio pomiędzy 0,001 a 0,01 mg/l, natomiast poniżej 0,001 mg/l jest w wodach źródłanych tytanu, wanadu i kobaltu. Zawartości oznaczonych mikroelementów i składników pobocznych są silnie zróżnicowane i często zmienne nawet w tych samych punktach opróbowania podczas kolejnych sesji.

Jakość badanych wód została oceniona w oparciu o Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z roku 2007 (Dz.U. Nr 61 poz. 417) oraz o Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych z roku 2008 (Dz.U. Nr 143 poz. 896), przy czym odniesiono się również do wartości naturalnego tła hydrogeochemicznego podanego przez to rozporządzenie (tab. 3).

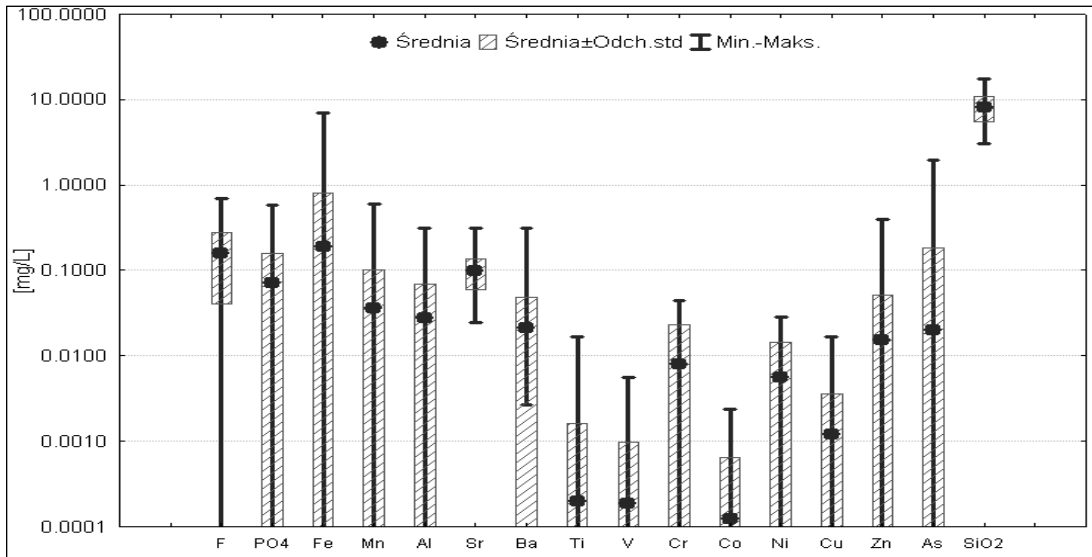
Badane wody są z reguły wysokiej jakości i w ramach badanych parametrów generalnie spełniają wymagania stawiane wodom nadającym się do spożycia. Wyjątkiem jest magnez, który w żadnym wypadku nie spełnia wymogów dla wód pitnych z uwagi na fakt zbyt małego jego stężenia (za nadające się do spożycia Rozporządzenie Ministra Zdrowia określa te, które



Ryc. 4. Udziały w [%mval] poszczególnych jonów głównych w kolejnych próbkach badanych wód

zawierają go od 30 do 125 mg/l). Problemem może być arsen i nikiel - odpowiednio 19,0 i 5,4 % próbek, w których stwierdzono dopuszczalne przekroczenia. Przekroczenia te mogą być związane m.in. z faktem wysokiego progu oznaczalności (przy zastosowanej aparaturze i metodyce oznaczeń), który dla arsenu wynosi 0,006 mg/l i jest tylko dwukrotnie niższy niż jego wartość

dopuszczalna. Dla potwierdzenia wyników stężeń tych składników należałoby badania powtórzyć z użyciem innej metody oznaczania bądź aparatury. Według Rozporządzenia Ministra Środowiska wody klasy I to wody bardzo dobrej jakości, klasa II odpowiada wodom dobrej jakości, klasa III wodom zadowalającej jakości, klasa IV wodom niezadowalającej jakości,



Ryc. 5. Stężenia pozostałych jonów i związków w badanych wodach źródłanych

a klasa V (której tu nie stwierdzono) wodom złej jakości. Po tych wyjaśnieniach stwierdzić można, że badane wody są w zdecydowanej większości jakości bardzo dobrej lub dobrej ewentualnie zadowalającej. Niezadowolające są między innymi oznaczenia arsenu (8,8%) i niklu (5,4%). Przekroczenia dla stężeń żelaza i manganu są problemem dla większości obszaru Polski, a zawartości tych jonów można w łatwy sposób zredukować w przypadku wykorzystywania wód dla celów pitnych. Tło hydrogeochemiczne zostało określone przez Witczaka i Adamczyka (1995) dla całego obszaru Polski i lokalne odstępstwa od wartości nie powinny budzić zdziwienia. Komentarza wymagają tu jedynie oznaczenia tlenu rozpuszczonego i azotanów. Według ww autorów tłem rozpuszczonego tlenu są wartości 0-5 mg/l a badane wody były z reguły bardzo dobrze natlenione i w 32,3% przekracza-

ły górną granicę tła, co nie pogarsza ich jakości. Aż 67,6% oznaczeń azotanów również wykroczało poza górną granicę tła. Świadczyć to może o zbyt wąskim jego przedziale uznawanym za tło bądź o zaznaczającej się antropopresji w postaci rolnictwa na badanym terenie. Mimo tych przekroczeń oba przytaczane rozporządzenia wskazują jednak na brak powodów do niepokoju w tym zakresie.

PODSUMOWANIE

Źródła jako abiotyczny komponent przyrody to niezwykle istotne obiekty dla DPN i jego otuliny. Prezentowane wyniki badań uzyskano dzięki pierwszemu kompletnym pod względem hydrogeologicznym, badaniom źródeł na terenie Parku. Z uwagi na fakt, iż zaplanowany cykl

Tab. 3. Charakterystyka statystyczna stężeń pozostałych jonów i związków w badanych wodach źródłanych [mg/L] wraz z charakterystyką jakości wód

| | F | PO4 | Fe | Mn | Al | Sr | Ba | As | SiO ₂ |
|----------------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------------------|
| N | 132 | 138 | 148 | 148 | 148 | 148 | 144 | 148 | 148 |
| Minimum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.024 | 0.002 | 0 | 3.06 |
| Maksimum | 0,7 | 0.58 | 7.010 | 0.606 | 0.312 | 0.314 | 0.317 | 1.968 | 17,60 |
| Średnia arytm. | 0,16 | 0.07 | 0.191 | 0.030 | 0.027 | 0.058 | 0.021 | 0.020 | 8.18 |
| Mediana | 0.16 | 0.05 | 0.040 | 0.010 | 0.010 | 0.088 | 0.017 | 0 | 8.14 |
| Odchylenie st. | 0.12 | 0.09 | 0.628 | 0.061 | 0.042 | 0.038 | 0.026 | 0.162 | 2.60 |
| 1 kwartyl | 0.07 | 0.01 | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.075 | 0.013 | 0 | 6.32 |
| 3 kwartyl | 0.24 | 0.10 | 0.194 | 0.050 | 0.031 | 0.118 | 0.023 | 0.011 | 9.63 |

Tab. 3. Ocena jakości badanych wód źródłanych

| Parametr (liczebność) | Ilość oznaczeń przekraczająca dopuszczalne wartości określone w Rozp. M.Z. (Dz. U. 61.417) | Ilość oznaczeń w poszczególnych klasach jakości wg Rozp. M.S. (Dz. U. 143. 896) (poza klasą I) | Ilość oznaczeń poza tłem hydrogeochemicznym (wg Witczak, Adameczyk 1995) |
|------------------------|--|--|--|
| pH (191) | 9 (4,7%) | 9 (4,7 %) w klasie IV | 9 (4,7 %) |
| PEW (177) | 0 | 1 (0,5 %) w klasie II | 1 (0,5 %) |
| Temperatura (191) | * | 7 (3,6 %) w klasie II, 11 (5,8 %) w klasie III, 4 (2,1 %) w klasie IV | 2 (1 %) |
| Tlen rozpuszczony (99) | * | 11 (11,1 %) w klasie II | 32 (32,3 %) |
| Arsen (147) | 28 (19,0 %) | 15 (10,2 %) w klasie III, 13 (8,8 %) w klasie IV | 28 (19,0 %) |
| Azotany (148) | 0 | 9 (6,1 %) w klasie II, 1 (0,7 %) w klasie III | 100 (67,6 %) |
| Bar (144) | * | 1 (0,7 %) w klasie II | 1 (0,7 %) |
| Chlorki (148) | 0 | 0 | 0 |
| Chrom (148) | 0 | 15 (10,1 %) w klasie II | 15 (10,1 %) |
| Cynk (148) | * | 7 (4,7 %) w klasie II | 7 (4,7 %) |
| Fluorki (132) | 0 | 2 (1,5 %) w klasie II | 2 (1,5 %) |
| Fosforany (138) | * | 1 (0,7 %) w klasie II | 0 |
| Glin (148) | 2 (1,4 %) | 4 (2,8 %) w klasie II, 2 (1,4 %) w klasie IV | 0 |
| Kobalt (148) | * | 0 | 9 (6,1 %) |
| Magnez (148) | 148 (100 %) | 0 | 0 |
| Mangan (148) | 34 (22,9 %) | 33 (22,3 %) w klasie II, 1 (0,7 %) w klasie III | 1 (0,7 %) |
| Miedź (148) | 0 | 3 (2,0 %) w klasie II | 0 |
| Nikiel (148) | 8 (5,4 %) | 12 (8,1 %) w klasie III, 8 (5,4 %) w klasie IV | 33 (22,3 %) |
| Potas (148) | * | 0 | 0 |
| Siarczany (148) | 0 | 11 (7,4 %) w klasie II | 11 (7,4 %) |
| Sód (148) | 0 | 0 | 0 |
| Tytan (148) | * | 1 (0,7 %) w klasie II | 1 (0,7 %) |
| Wanad (148) | * | 0 | 0 |
| Wapń (148) | * | 122 (82,4 %) w klasie II | 0 |
| Wodorowęglany (148) | * | 41 (27,7 %) w klasie II | 0 |
| Żelazo (148) | 86 (58,1 %) | 81 (54,7 %) w klasie II, 4 (2,7 %) w klasie III, 1 (0,7 %) w klasie IV | 1 (0,7 %) |

Symbol * oznacza, że rozporządzenie nie bierze parametru pod uwagę.

badania nie został jeszcze zakończony w niniejszym opracowaniu przedstawiono jedynie suche wyniki bez komentarza wyjaśniającego pochodzenie składu chemicznego wód podziemnych. Nie odnieszono się także do wyników badań prowadzonych w sąsiednich zlewniach. Zaprezentowane

statystyki stężeń poszczególnych składników wód podziemnych choć mają istotną wartość mogą dopiero w niedalekiej przyszłości posłużyć do bardziej kompletnych opracowań np. do wyznaczania ich lokalnego tła hydrochemicznego czy rozpoznania warunków i procesów

sów hydrogeochemicznych badanego obszaru. Już teraz można natomiast stwierdzić, że opisywane wody są raczej typowe dla podobnych warunków i generalnie nie wykazują oznak antropopresji co przejawia się ich wysoką jakością.

LITERATURA

- Drawieński Park Narodowy – mapa turystyczna; 2005; Wyd. Kartograficzne Eko-Graf; Wrocław
- Herbich M., Herbich J., Wołejko L., Stańko R., Latałowa M.; 1999; Plan ochrony ekosystemów specjalnej troski – torfowisk, łąk i źródlisk Drawieńskiego Parku Narodowego; SPA Afix; Szczecin
- Nowacki F.; 1998; Plan ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego, Operat ochrony ekosystemów wodnych; PG Proxima; Wrocław
- Witczak S., Adamczyk A.F.; 1995; Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania; t. II; Biblioteka Monitoringu Środowiska; PIOŚ; Warszawa

STRESZCZENIE

Źródła Drawieńskiego Parku Narodowego i jego otuliny stanowią niezwykle cenny obiekt badawczy. W 2008 roku z uwagi na niedostateczny stopień rozpoznania warunków występowania źródeł oraz słaby i niekompletny stan rozpoznania składu chemicznego wód źródłanych rozpoczęto niniejsze badania, które potrwać do końca 2010 roku. Na terenie Parku rozpoznano dotychczas i opisano 78 miejsc skoncentrowanego wypływu wód podziemnych na powierzchnię terenu. Na podstawie 148 wykonanych analiz składu chemicznego udokumentowano ich typ hydrochemiczny $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ lub $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ oraz zakresy stężeń poszczególnych składników. Są to wody typowe dla tego obszaru Polski i takich warunków hydrogeologicznych. Nie stwierdzono także znaczącej antropopresji i jakość badanych wód podziemnych określono jako wysoką.

Anetta Wieczorek

Katedra Ekologii i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Szczeciński

e-mail: anettaw@univ.szczecin.pl

Andrzej Lysko

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

e-mail: andrzej.lysko@zut.edu.pl

BIOTA POROSTÓW DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

LICHEN BIOTA OF THE DRAWA NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: porosty lasów, rzadkie gatunki, Polska

Key words: lichens, National Park, Poland

Summary: *The paper presents the results of studies on lichens of the National Park carried out 2001 and 2008. Within the examined area, the occurrence of 208 lichen species was observed, among which epiphytic species were most numerous represented ones – 124 taxa. Among other species, 45 were epigeic lichens, 28 were epixylic lichens, and 39 were epilithic lichens. In the Drawa National Park, the occurrence of 64 species, to be found on the Red List of Extinct and Threatened Lichens in Poland, was observed (Cieśliński et al. 2003).*

WPROWADZENIE

Drawieński Park Narodowy obok Wolińskiego Parku Narodowego należy niewątpliwie do najcenniejszych obszarów Pomorza Zachodniego.

Pierwsze opracowanie lichenobioty obszaru Drawieńskiego Parku Narodowego pochodzi z pracy Lipnickiego (1993). Jest to niestety opracowanie tylko południowo-wschodniej części DPN, w związku z tym nie odzwierciedla rozmieszczenia stanowisk porostów na całym obszarze. Kilkanaście gatunków z tego obszaru podali wcześniej Hillman i Grummann (1957) oraz Tobolewski (1988). Celem pracy było poznanie aktualnego stanu bioty porostów Drawieńskiego Parku Narodowego.

MATERIAŁ I METODY

Podstawą do przeprowadzenia analizy składu gatunkowego porostów były dane zebrane podczas prac terenowych w latach 2001–2008. W badaniach posłużono się metodą punktową, co zapewniło obiektywne opracowanie bioty porostów. Do tego celu wykorzystano mapę w skali 1 : 25 000. Numerację stanowisk

przedstawia ryc. 1. Na każdym stanowisku dokonywano zbioru materiałów zielnikowych. W sytuacji gdy poszczególne taksony na jednym stanowisku zajmowały kilka siedlisk, podano ich liczbę notowań. W przypadku gatunków pospolitych materiału nie zbierano, ograniczając się jedynie do wykonania spisów.

Zebrany materiał oznaczono w laboratorium Katedry Ekologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Szczecińskiego, korzystając z następujących kluczy i opracowań: Nowak, Tobolewski (1975), Nowak (1983), Purvis i in. (1992), Wirth (1995). Wszystkie gatunki zestawiono w porządku alfabetycznym. Nomenklaturę przyjęto za Diederich i in. (2010) Kategorie zagrożenia (CR, EN, VU, NT, LC, DD) podano według Czerwonej listy porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce (Cieśliński i in. 2003, 2006). Łącznie z 50 stanowisk zebrano 672 notowań.

Dla każdego gatunku podano: kategorię zagrożenia, przyporządkowaną klasę częstości, rodzaj podłoża na którym występuje oraz liczbę notowań.

Kategorię częstości dla poszczególnych gatunków przyjęto wg Cieślińskiego i Tobolewskiego (1988): 1-2 stanowiska – gatunek rzadki (1%-4%); 3-5 stanowisk – gatunek rozproszony (4%-10%); 6-10 stanowisk – gatunek częsty

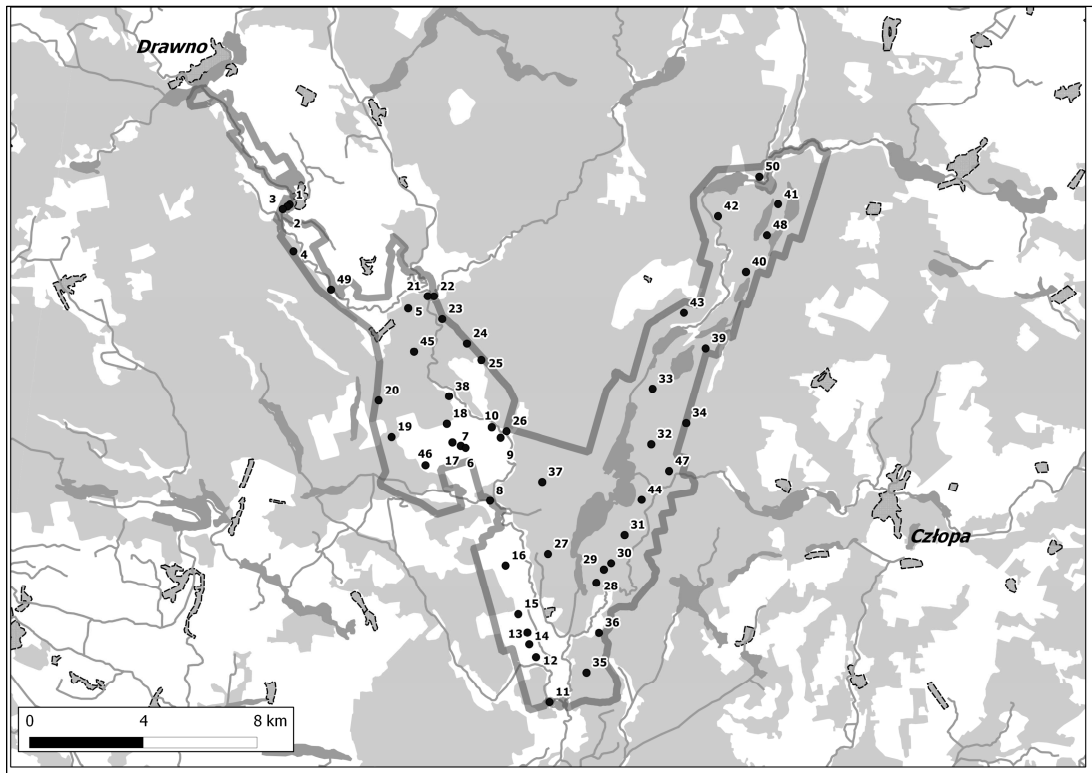
(10%-20%); 11-19 stanowisk – gatunek pospolity (20%-38%); ponad 19 stanowisk – gatunek bardzo pospolity (>38%). Dla każdego gatunku podano: kategorię zagrożenia, przyporządkowaną klasę częstości, rodzaj podłoża na którym występuje oraz liczbę notowań.

Kategorię częstości dla poszczególnych gatunków przyjęto wg Cieślińskiego i Tobolewskiego (1988): 1-2 stanowiska – gatunek rzadki (1%-4%); 3-5 stanowisk – gatunek rozproszony (4%-10%); 6-10 stanowisk – gatunek częsty (10%-20%); 11-19 stanowisk – gatunek pospolity (20%-38%); ponad 19 stanowisk – gatunek bardzo pospolity (>38%).

WYKAZ STANOWISK

Stan. 1. – oddz. 122, rezerwat Dębina; grab, dąb; silne zacienienie; 2. – oddz. 122, rezerwat

cin; około 700 m od drogi; grab, stary próchnięjący buk; 7. – oddz. 247, rezerwat Radęcin; wiekowe buki i dęby; 8. – oddz. 293, przy szlaku czerwonym prowadzącym od rezerwatu Radęcin do rezerwatu Poziomkowy Las; 9. – oddz. 243, las bukowy nad Drawą; około 1980 m od mostka; 10. – oddz. 214, na stromym stoku, w dole rzeka Drawa; przy drodze drewniany płotek; las bukowy; stanowisko słoneczne; 11. – oddz. 405, około 500 m od granicy parku; las sosnowy; 12. – oddz. 386, przy drodze ze Starego Osieczna do Moczek; stare dęby; słonecznie; 3. – oddz. 378/377, około 300 m od granicy oddziałów; brzoza, sosna, dąb; stanowisko słoneczne; 14. – oddz. 377, prześwietlony las bukowy; 15. – oddz. 371, przy drodze; dęby; słonecznie; 16. – oddz. 346; buk, dąb; dość słonecznie; 17. – krzyżówka oddziałów 218/217 i 247/248; buk i dąb; dość słonecznie; 18. – oddz. 206/205; dąb, buk, świerk; dość słonecznie; 19. – oddz. 211; dąb;



Ryc. 1. Rozmieszczenie badanych stanowisk

Dębina, przy mostku; klon, grab; 3. – oddz. 124, rezerwat Dębina, przy drodze w dole rzeka Drawa; 4. – oddz. 130, las sosnowy; 5. – oddz. 152/153, droga z Zatomia w kierunku Jaźwina; słoneczna skarpa; 6. – oddz. 247, rezerwat Radę-

słonecznie, 20. – oddz. 198; las sosnowy; słonecznie; 21. – oddz. 151, przed mostkiem; lipa, dąb; słonecznie; 22. – oddz. 144, Bogdanka; lipa dąb; słonecznie; 23. – oddz. 171; sosna, brzoza; słonecznie; 24. – oddz. 155, przy drodze jadąc

od Bogdanki do Głuska; topola; słonecznie; 25. – oddz. 177; kasztanowiec; słonecznie; 26. – oddz. 241, przy drodze; słoneczna skarpa; 27. – oddz. 342, przy drodze; kasztanowiec; słonecznie; 28. – oddz. 338; klon; słonecznie; 29. – oddz. 337; słoneczna skarpa; 30. – oddz. 318, przy drodze skręt ze szlaku czarnego na niebieski przed miejscowością Ostrowiec; klon; słonecznie; 31. – oddz. 302; sosna, brzoza; słonecznie; 32. – oddz. 97; sosna, brzoza; słonecznie; 33. – oddz. 84, niedaleko jeziora Piaseczno Małe; brzoza, sosna; słonecznie; 34. – oddz. 88, przy drodze do Zatomia; słoneczna skarpa; 35. – oddz. 390; sosna; słonecznie; 36. – oddz. 373; sosna; słonecznie; 37. – oddz. 265; sosna; słonecznie; 38. – oddz. 191; buk, sosna; 39. – oddz. 67, niedaleko jeziora Piaseczno Duże; sosna; 40. – oddz. 50; sosna; słonecznie; 41. – oddz. 18; sosna, brzoza; dość słonecznie; 42. – oddz. 38; sosna, dąb; dość słonecznie; 43. – oddz. 65; sosna, brzoza; słonecznie; 44. – oddz. 258, niedaleko jeziora Ostrowite; sosna, buk; dość słonecznie; 45. – oddz. 172; sosna, buk, dąb; słonecznie; 46. – oddz. 250; las bukowy; dość słonecznie; 47. – oddz. 103; sosna, brzoza, grab; słonecznie; 48. – oddz. 33, niedaleko jeziora Płociowe; sosna; 49. – oddz. 136; 50. – oddz. 13, niedaleko jeziora Sitno.

WYKAZ GATUNKÓW

Dla każdego gatunku podano kategorie zagrożenia, klasę częstości, rodzaj podłoża na którym występuje, numery stanowisk oraz liczbę notowań.

* – nowy dla bioty Drawieńskiego Parku Narodowego;

• – gatunek ponownie nieodnaleziony

Acarospora fuscata (Schrad.) Th. Fr. – gat. rozproszony, na kamieniach: 1, 16, 30, licz. not. 3. Lipnicki (1993).

Amoenum (Vain.) Räsänen – gat. rzadki, na betonie: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

* *Acrocordia gemmata* (Ach.) A. Massal. – VU; gat. rzadki, na korze buka: 3, 7, licz. not. 2.

Anaptychia ciliaris (L.) Körb. – EN; gat. rzadki, na korze buka: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

Arthonia aspersella Leight. – gat. rzadki, na buku: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1991, 1993).

A. exilis (Flörke) Anzi – VU; gat. rzadki, na ko-

rze graba: 44, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

A. radiata (Pers.) Ach. – gat. częsty, na korze buka i graba, w zwartych kompleksach leśnych: 2, 7, 9, 22, 38, 49, licz. not. 7. Lipnicki (1993).

A. ruana A. Massal. – NT; gat. rozproszony, na gładkiej korze graba: 1, 3, 7, licz. not. 3. Lipnicki (1993).

A. spadicea Leight. – gat. rzadki, na korze buka: 1, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

* *Aspicilia caesiocinerea* (Malbr.) Arnold – gat. rzadki, na kamieniu: 6, licz. not. 1.

A. calcarea (L.) Mudd – gat. rzadki, na betonowych murkach: 31, 33, licz. not. 2. Lipnicki (1993).

A. contorta (Hoffm.) Kremp. subsp. *contorta* – gat. rzadki, na betonie: 27, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

* *Bacidia bagliettoana* (A. Massal. & De Not.) Jatta – gat. rozproszony, na ziemi w miejscach odsłoniętych: 3, 4, 5, 17, licz. not. 4.

B. rosella (Pers.) De Not. – EN; gat. rzadki, na korze buka w zwartych kompleksach leśnych: 49, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

B. rubella (Hoffm.) A. Massal. – VU; gat. rzadki, na korze buka: 9, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

Baeomyces rufus (Huds.) Rebert. – gat. rozproszony, na glebie zwłaszcza skarpach w zacienionych wąwozach: 1, 8, 10, licz. not. 3. Lipnicki (1993).

Biatora efflorescens (Hedl.) Räsänen – VU; gat. rzadki, na korze buka: 38, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

B. globulosa (Flörke) Fr. – gat. rzadki, na korze dębu: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

Bryoria fuscescens (Gyeln.) Bordo & D. Hawksw. – VU; gat. rzadki, na korze buka i dębu w naturalnych zbiorowiskach bukowych: 6, 7, licz. not. 2. Lipnicki (1993).

Buellia aethalea (Ach.) Th. Fr. – gat. rzadki, na kamieniu: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

• *B. disciformis* (Fr.) Mudd – VU; gat. rzadki, na korze dębu: 38, licz. not. 1.

B. griseovirens (Sm.) Almb. – gat. rzadki, na korze buka: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

B. punctata (Hoffm.) A. Massal. – gat. częsty, na korze dębu, buka, kasztanowca i starym płocie: 2, 6, 10, 17, 27, 43, licz. not. 6. Lipnicki (1993).

* *Calicium abietinum* Pers. – VU; gat. rzadki, na starym płocie: 10, licz. not. 1.

- * *C. adpersum* Pers. – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. salicinum* Pers. – VU; gat. rzadki, na korze dębu: 7, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. viride* Pers. – VU; gat. rzadki, na starym drewnianym płocie: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Caloplaca citrina* (Hoffm.) Th. Fr. – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 14, 43, 44, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- C. decipiens* (Arnold) Blomb. & Forssell – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 14, 43, 44, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- C. holocarpa* (Ach.) A. E. Wade – gat. rozproszony, na betonowych murkach: 11, 14, 43, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- C. saxicola* (Hoffm.) Nordin – gat. rzadki, na betonowych słupkach: 11, 14, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- * *Candelaria concolor* (Dicks.) Stein – gat. rzadki, na dębie w miejscu słonecznym: 12, licz. not. 1.
- Candelariella aurella* (Hoffm.) Zahlbr. – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 14, 42, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- C. coralliza* (Nyl.) H. Magn. – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 43, 44, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- C. vitellina* (Hoffm.) Müll. Arg. – gat. rzadki, na starym płocie: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. xanthostigma* (Ach.) Lettau – gat. rozproszony, na korze kasztanowca, dębu, buka i topoli: 2, 8, 24, 27, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- Cetraria aculeata* (Schreb.) Fr. – gat. rzadki, na ziemi: 34, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *C. islandica* (L.) Ach. – VU; gat. rzadki, na ziemi: 34, licz. not. 1.
- Chaenotheca brachypoda* (Ach.) Tibell – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 48, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Ch. chrysocephala* (Ach.) Th. Fr. – gat. rzadki, na korze dębu: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Ch. ferruginea* (Sm.) Mig. – gat. częsty, na korze klonu, dębu oraz sporadycznie na lipie, kasztanowcu: 2, 13, 22, 27, 37, 40, licz. not. 10. Lipnicki (1993).
- Ch. furfuracea* (L.) Tibell – NT; gat. rozproszony, na korze dębu i murszejącym pniaku: 3, 6, 42, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- * *Ch. phaeocephala* (Turner) Th. Fr. – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 3, licz. not. 1.
- Ch. stemonea* (Ach.) Müll. Arg. – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 42, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Ch. trichialis* (Ach.) Th. Fr. – NT; gat. rzadki, na korze dębu: 13, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Chrysotrix candelaris* (L.) J. R. Laundon – CR; gat. rzadki, na korze buka: 2, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Cladonia arbuscula* (Wallr.) Flot. subsp. squarrosa (Wallr.) Ruoss – gat. rozproszony, na glebie: 5, 20, 23, licz. not. 5. Lipnicki (1993).
- C. bellidiflora* (Ach.) Schaer. – EN; gat. rzadki, na ziemi: 23, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. cenotea* (Ach.) Schaer. – gat. częsty, na starych zmurszałych pniakach, rzadko glebie w zwartych kompleksach leśnych: 16, 18, 23, 29, 31, 33, 34, 44, licz. not. 8. Lipnicki (1993).
- C. cervicornis* (Ach.) Flot. – gat. rozproszony, na glebie: 20, 23, 29, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- C. chlorophaea* (Sommerf.) Spreng. – gat. częsty, na ziemi, zmurszałych pniakach oraz u nasady pni różnych gatunków drzew: 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 17, 23, 31, 33, licz. not. 12. Lipnicki (1993).
- C. ciliata* Stirt. – gat. rzadki, na glebie: 20, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *C. coccifera* (L.) Willd. – gat. rzadki, na glebie: 24, licz. not. 1.
- C. coniocraea* (Flörke) Spreng. – gat. bardzo pospolity, na murszejącym drewnie, glebie oraz u nasady pni różnych gatunków drzew: 3, 6, 8, 9, 13, 14, 18, 22, 28, 31, 33, 35, 36, 37, 40, 42, 46, 47, 48, licz. not. 24. Lipnicki (1993).
- C. cornuta* (L.) Hoffm. – gat. rzadki, na glebie: 8, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. crispata* (Ach.) Flot. – gat. rzadki, na ziemi: 20, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. deformis* (L.) Hoffm. – gat. rozproszony, na glebie: 4, 7, 12, 18, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- C. digitata* (L.) Hoffm. – gat. rozproszony, na glebie, korze drzew głównie, dębu i sosny: 9, 19, 40, 42, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- C. fimbriata* (L.) Fr. – gat. pospolity, na glebie, murszejących pniakach oraz korze różnych gatunków drzew: 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 22, 33, 35, 37, 40, 42, licz. not. 19. Lipnicki (1993).

- C. floerkeana* (Fr.) Flörke – gat. rzadki, na pniaku i glebie: 16, 44, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- C. foliacea* (Huds.) Willd. – gat. rzadki, na glebie: 5, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- C. furcata* (Huds.) Schrad. subsp. *furcata* – gat. pospolity, na glebie i rzadko murszejących pniakach: 2, 4, 5, 9, 10, 11, 12, 13, 16, 17, 19, 20, 26, 29, 31, 33, 34, licz. not. 18. Lipnicki (1993).
- C. glauca* Flörke – gat. rzadki, na glebie: 11, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. gracilis* (L.) Willd. – gat. pospolity, na glebie: 4, 5, 11, 12, 20, 23, 26, 29, 31, 33, 34, licz. not. 11. Lipnicki (1993).
- C. macilenta* Hoffm. – gat. pospolity, na glebie i murszejących pniakach: 4, 11, 12, 16, 18, 23, 26, 31, 34, 37, 44, licz. not. 13. Lipnicki (1993).
- C. mitis* Sandst. – gat. rzadki, na glebie: 12, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. ochrochlora* Flörke – gat. rzadki, na glebie: 23, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. phyllophora* Hoffm. – gat. rzadki, na glebie: 20, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. pleurota* (Flörke) Schaer. – gat. rzadki, na glebie: 20, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. portentosa* (Dufour) Coem. – gat. rzadki, na glebie: 4, 5, licz. not. 2.
- * *C. pyxidata* subsp. *pocillum* (Ach.) Schaer. – gat. rzadki, na glebie: 20, licz. not. 1
- C. pyxidata* (L.) Hoffm. subsp. *pyxidata* – gat. rzadki, na ziemi: 23, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- C. rangiformis* Hoffm. – gat. rozproszony, na glebie: 4, 5, 12, 20, 23, licz. not. 6. Lipnicki (1993).
- C. squamosa* Hoffm. – gat. rozproszony, na glebie i murszejącym pniaku: 4, 12, 18, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- C. subulata* (L.) F. H. Wigg. – gat. pospolity, na glebie, murszejącym drewnie pni oraz u nasady pni drzew: 5, 7, 8, 11, 12, 13, 16, 19, 20, 22, 23, 26, 29, 31, 33, 34, 44, licz. not. 19. Lipnicki (1993).
- C. uncialis* (L.) Weber ex F. H. Wigg. – gat. rzadki, na glebie: 31, 34, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- Coenogonium pineti* (Schrad. ex Ach.) Lücking & Lumbsch – gat. częsty, na korze buka, graba, dębu, u nasady pni: 1, 3, 6, 36, 42, 49, licz. not. 6. Lipnicki (1993).
- Dibaeis baeomyces* (L.f.) Rambold & Hertel – NT; gat. rzadki, na glebie, zacieniona leśna skarpa: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Evernia prunastri* (L.) Ach. – NT; gat. częsty, na korze klonu, buka, dębu, lipy i kasztanowca: 2, 10, 12, 13, 16, 18, 22, 27, 28, 30, licz. not. 12. Lipnicki (1993).
- Flavoparmelia caperata* (L.) Hale – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 7, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Graphis scripta* (L.) Ach. – NT; gat. rozproszony, na korze buka: 6, 17, 46, 49, licz. not. 5. Lipnicki (1993).
- Haematomma ochroleucum* (Neck.) J. R. Laundon – DD; gat. rzadki, na korze buka: 2, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Hypocenomyce caradocensis* (Nyl.) P. James & Gotth. Schneider – gat. rzadki, na korze sosny: 45, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- H. scalaris* (Ach.) M. Choisy – gat. bardzo pospolity, na korze sosny, dębu, brzozy, rzadziej kasztanowca, oraz na murszejących pniakach: 4, 5, 6, 8, 11, 13, 15, 16, 20, 23, 27, 31, 32, 34, 35, 36, 37, 39, 41, 42, 43, 45, 46, 47, 48, 50, licz. not. 31. Lipnicki (1993).
- Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. – gat. bardzo pospolity, na korze drzew liściastych i iglastych, drewnie kłód i płotów: 3, 4, 5, 6, 8, 11, 12, 13, 14, 16, 18, 21, 23, 27, 31, 32, 33, 35, 37, 45, 48, licz. not. 28. Lipnicki (1993).
- H. tubulosa* (Schaer.) Hav. – NT; gat. rzadki, na korze dębu: 42, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Imshaugia aleurites* (Ach.) S. L. F. Meyer – gat. rzadki, na korze buka: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Lecanactis amylacea* (Ehrh.) Arnold – CR; gat. rzadki, na korze dębu: 12, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Lecania cyrtella* (Ach.) Th. Fr. – gat. rzadki, na korze buka: 49, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. sylvestris* (Arnold) Arnold – gat. rzadki, na kamieniu: 22, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Lecanora albescens* (Hoffm.) Flörke – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 14, 43, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- L. allophana* Nyl. – gat. rzadki, na korze dębu: 12, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. argentata* (Ach.) Malme – gat. rzadki, na korze graba i buka: 2, 6, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- L. carpinea* (L.) Vain. – gat. rozproszony,

- na korze buka, graba, rzadziej dębu: 1, 2, 3, 6, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- L. chlarotera* Nyl. – gat. rozproszony, na korze buka, graba i dębu: 4, 6, 12, 13, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- L. conizaeoides* Cromb. – gat. pospolity, na korze drzew liściastych i iglastych: 2, 3, 6, 9, 10, 11, 14, 17, 20, 23, 31, 32, 33, 35, 36, 40, 43, 45, licz. not. 19. Lipnicki (1993).
- L. crenulata* Hook. – gat. rzadki, na betonie: 14, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. dispersa* (Pers.) Sommerf. – gat. rozproszony, na betonowych słupkach: 11, 14, 43, 44, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- L. expallens* Ach. – gat. rzadki, na korze sosny: 40, 43, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- L. glabrata* (Ach.) Malme – gat. rzadki, na korze graba: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. hagenii* (Ach.) Ach. – gat. rzadki, na korze lipy: 32, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. muralis* (Schreb.) Rabenh. – gat. rzadki, na betonowych słupkach: 11, 43, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- *L. populicola* (DC.) Duby – Lipnicki (1993).
- L. pulicaris* (Pers.) Ach. – gat. rzadki, na korze dębu: 12, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. rugosella* Zahlbr. – gat. rzadki, na korze buka: 7, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. saligna* (Schrad.) Zahlbr. – gat. rzadki, na korze dębu: 18, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. symmicta* (Ach.) Ach. – gat. rzadki, na korze dębu: 18, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. umbrina* (Ach.) A. Massal. – gat. rzadki, na korze buka: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. varia* (Hoffm.) Ach. – gat. rzadki, na korze sosny: 39, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Lecidea fuscoatra* (L.) Ach. – gat. rzadki, na przydrożnych kamieniach: 13, 26, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- Lecidella cinnamomea* Helb. – gat. rzadki, na betonie: 43, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- L. elaeochroma* (Ach.) M. Choisy – gat. rzadki, na korze dębu i lipy: 13, 18, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- L. stigmathea* (Ach.) Hertel & Leuckert – gat. rzadki, na betonie: 14, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Lepraria incana* (L.) Ach. – gat. pospolity, na korze drzew liściastych i iglastych, martwym drewnie pni, kłód, płotów, betonowych słupkach oraz glebie: 1, 2, 3, 5, 6, 8, 11, 13, 14, 16, 17, 18, 21, 23, 27, 37, 40, 42, licz. not. 21. Lipnicki (1993).
- L. membranacea* (Dicks.) Vain. – gat. rzadki, na dębie: 18, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- *L. neglecta* (Nyl.) Lettau – Lipnicki (1993).
- * *Melanelixia fuliginosa* (Duby) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch subsp. *fuliginosa* – gat. rozproszony, na korze graba, buka i topoli: 2, 7, 10, 16, 24, licz. not. 5.
- Melanelixia fuliginosa* (Duby) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch subsp. *glabratula* (Lamy) J. R. Laundon – gat. rzadki, na korze buka: 6, 49, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- M. subargentifera* (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch – VU; gat. rzadki, na korze starego buka: 3, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Melanohalea elegantula* (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch – VU; gat. rzadki, na korze buka: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- M. exasperatula* (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch – gat. rzadki, na korze topoli: 24, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *Menegazzia terebrata* (Hofm.) A. Massal. – CR; gat. rzadki, na korze buka: 6, licz. not. 1.
- Micarea denigrata* (Fr.) Hedl. – gat. rzadki, na pniaku: 16, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- M. prasina* Fr. – gat. rzadki, na murszejącym pniaku: 31, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Microcalicium disseminatum* (Ach.) Vainio – gat. rzadki, na korze dębu: 19, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- *Mycobilimbia pilularis* (Körb.) Hafellner & Türk – Lipnicki (1993).
- M. fusca* (Massal.) Hafellner & V. Wirth – gat. rzadki, na betonie: 13, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *Mycoblastus fucatus* (Stirt.) Zahlbr. – gat. rozproszony, na korze buka i graba: 3, 4, 6, 49, licz. not. 4.
- *Naetrocymbe punctiformis* (Pers.) R. C. Harris – Lipnicki (1993).
- Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold – VU; gat. rzadki, na korze buka: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- O. subviridis* (Høeg) Erichsen – VU; gat. rzadki, na korze graba: 2, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- O. atra* Pers. – EN; gat. rzadki, na korze buka i graba: 6, 46, licz. not. 2. Lipnicki (1993).

- * *O. niveoatra* (Borrer) J. R. Laundon – VU; gat. rzadki, na korze buka: 3, 7, licz. not. 2.
- O. rufescens* Pers. – VU; gat. rzadki, na korze graba i dębu: 7, 21, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- O. varia* Pers. – NT; gat. rozproszony, na korze klonu, buka i kasztanowca: 2, 6, 9, 14, 27, licz. not. 7. Lipnicki (1993).
- *O. subparallela* Müll. Arg. – Lipnicki (1993).
- O. vermicellifera* (Kunze) J. R. Laundon – EN; gat. rzadki, na korze dębu i graba: 6, 7, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- *O. viridis* (Ach.) Behlen & Desberger – VU; gat. rzadki, na korze buka i dębu: 6, 21, licz. not. 2.
- * *O. vulgata* (Ach.) Ach. – VU; gat. rzadki, na korze buka: 46, licz. not. 1.
- Parmelia saxatilis* (L.) Ach. – gat. rozproszony, na korze starego buka, dębu i brzozy: 14, 21, 31, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- P. sulcata* Taylor – gat. częsty, na korze sosny, dębu i kasztanowca: 4, 16, 18, 19, 21, 27, 28, 30, licz. not. 9. Lipnicki (1993).
- Parmelina tiliacea* (Hoffm.) Hale – VU; gat. rzadki, na korze dębu: 15, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl. – gat. częsty, na korze buka, dębu i brzozy oraz pnia-ku: 3, 4, 6, 8, 17, 31, 42, 45, licz. not. 10. Lipnicki (1993).
- Peltigera canina* (L.) Willd. – VU; gat. rzadki, na glebie: 5, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *P. didactyla* (With.) J. R. Laundon – gat. rzadki, na glebie: 5, 20, licz. not. 2.
- P. horizontalis* (Huds.) Baumg. – EN; gat. rzadki, na glebie: 26, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. praetextata* (Sommerf.) Zopf – VU; gat. rzadki, na glebie: 31, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. rufescens* (Weiss) Humb. – gat. rzadki, na glebie: 34, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Pertusaria albescens* (Huds.) M. Choisy & Werner – gat. rzadki, na korze dębu: 21, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. amara* (Ach.) Nyl. – gat. pospolity, na korze buka, dębu, rzadko kasztanowca, klona, lipy, topoli: 6, 8, 9, 10, 12, 18, 19, 22, 24, 27, 28, 30, 36, licz. not. 15. Lipnicki (1993).
- P. coccodes* (Ach.) Nyl. – NT; gat. rzadki, na korze buka: 46, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. coronata* (Ach.) Th. Fr. – VU; gat. rzadki, na korze buka: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. hemisphaerica* (Flörke) Erichsen – VU; gat. rzadki, na korze dębu, buka: 2, 6, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. hymenea* (Ach.) Schaer. – CR; gat. rzadki, na korze buka: 49, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. lactea* (L.) Arnold – LC; gat. rzadki, na korze dębu: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. leioplaca* DC. – NT; gat. rzadki, na korze graba: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. maculata* Erichs. – gat. rzadki, na korze graba: 4, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. pertusa* (Weigel) Tuck. – VU; gat. częsty, na korze dębu, buka, kasztanowca, klona i graba: 14, 15, 17, 27, 28, 46, licz. not. 8. Lipnicki (1993).
- Phaeophyscia nigricans* (Flörke) Moberg – gat. rzadki, na betonowym słupku i korze dębu: 11, 12, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. orbicularis* (Neck.) Moberg – gat. rzadki, na korze kasztanowca: 27, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Phlyctis agelaea* (Ach.) Flot. – EN; gat. rzadki, na korze graba: 13, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. argena* (Spreng.) Flot. – gat. pospolity, na korze buka, klona, graba, dębu, sosny i lipy: 2, 6, 9, 12, 13, 14, 15, 17, 18, 19, 22, 36, 38, licz. not. 15. Lipnicki (1993).
- Physcia adscendens* H. Olivier – gat. rzadki, na korze lipy i dębu: 13, 14, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. caesia* (Hoffm.) Fűrnr. – gat. rzadki, na betonowym słupku: 11, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. dubia* (Hoffm.) Lettau var. *dubia* – gat. rzadki, na korze dębu: 6, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. tenella* (Scop.) DC. – gat. rozproszony, na korze topoli, lipy i brzozy: 10, 21, 24, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- Physconia distorta* (With.) J. R. Laundon – EN; gat. rzadki, na korze dębu i topoli: 13, 24, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. enteroxantha* (Nyl.) Poelt – gat. rzadki, na korze topoli: 24, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. grisea* (Lam.) Poelt – gat. rzadki, na korze topoli: 24, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. perisidiosa* (Erichsen) Moberg – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 46, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

- Placynthiella icmalea* (Ach.) Coppins & P. James – gat. rzadki, na murszejących pniakach: 6, 16, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. oligotropha* (J. R. Laundon) Coppins & P. James – gat. rozproszony, na glebie i martwym drewnie: 5, 7, 9, 11, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- P. uliginosa* (Schr.) Coppins & P. James – gat. rzadki, na martwym drewnie: 44, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. F. Culb. – gat. częsty, na korze buka, dębu, brzozy, kasztanowca i klona: 3, 4, 10, 19, 27, 28, 30, 33, licz. not. 8. Lipnicki (1993).
- Pleurosticia acetabulum* (Neck.) Elix & Lumbsch – EN; gat. rozproszony, na korze dębu, kasztanowca i topoli: 8, 13, 24, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- *Polysporina simplex* (Dav.) Vězda – Lipnicki (1993).
- Porina aenea* (Wallr.) Zahlb. – gat. częsty, na korze drzew liściastych w dużych cieniastych kompleksach leśnych: 1, 3, 6, 7, 9, 10, 14, 17, 36, 46, licz. not. 11. Lipnicki (1993).
- *P. chlorotica* (Ach.) Müll. Arg. – Lipnicki (1993).
- Porpidia crustulata* (Ach.) Hertel & Knoph – gat. rzadki, na kamieniach śródleśnych: 10, 32, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- P. soredizodes* (Nyl.) J. R. Laundon – gat. rzadki, na przydrożnym słupku: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- P. tuberculosa* (Sm.) Hertel & Knoph – gat. rzadki, na śródleśnych kamieniach: 8, 16, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf – gat. rozproszony, na korze dębu, kasztanowca i brzozy: 4, 16, 20, 27, 39, licz. not. 5. Lipnicki (1993).
- Pyrenula nitida* (Weigel) Ach. – VU; gat. rozproszony, na korze buka i graba: 1, 6, 9, 10, 17, licz. not. 5. Lipnicki (1993).
- * *P. nitidella* (Schaer.) Müll. Arg. – EN; gat. rzadki, na korze graba; 2, licz. not. 1.
- Ramalina farinacea* (L.) Ach. – VU; gat. rozproszony, na korze dębu: 13, 16, 18, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- R. fastigiata* (Pers.) Ach. – EN; gat. rzadki, na korze buka i dębu: 1, 12, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- R. fraxinea* (L.) Ach. – EN; gat. rzadki, na korze dębu: 12, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- R. pollinaria* (Westr.) Ach. – VU; gat. częsty, na korze buka, dębu, lipy, topoli, kasztanowca, klonu: 16, 19, 22, 24, 27, 30, licz. not. 6. Lipnicki (1993).
- Rhizocarpon distinctum* Th. Fr. – gat. rzadki, na krzemianowym kamieniu: 18, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *R. polycarpum* (Hepp) Th. Fr. – gat. rzadki, na krzemianowym kamieniu: 18, licz. not. 1.
- R. reductum* Th. Fr. – gat. rzadki, na krzemianowym kamieniu: 18, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Rinodina oleae* Bagl. – gat. rzadki, na płocie: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- * *R. pyrina* (Ach.) Arnold – gat. rzadki, na korze dębu: 18, licz. not. 1.
- Sarcogyne regularis* Körb. – gat. rzadki, na kamieniu: 22, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Scoliosporum chlorococcum* (Stenh.) Vězda – gat. rzadki, na korze sosny: 39, 45, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- * *Stereocaulon condensatum* Hoffm. – VU; gat. rzadki, na glebie: 26, licz. not. 1.
- S. tomentosum* Fr. – EN; gat. rzadki, na glebie: 26, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- *Strangospora moriformis* (Ach.) Stein – Lipnicki (1993).
- Thelocarpon laureri* (Flot.) Nyl. – gat. rzadki, na płocie: 10, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Trapelia coarctata* (Sm.) M. Choisy – gat. rozproszony, na kamieniach: 11, 14, 25, licz. not. 3. Lipnicki (1993).
- T. glebulosa* (Sm.) J. R. Laundon – gat. rzadki, na kamieniu: 11, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James – gat. rozproszony, na martwym drewnie: 1, 6, 7, 44, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- T. granulosa* (Hoffm.) Lumbsch – gat. częsty, na omszonych pniakach i glebie: 7, 16, 18, 23, 31, 37, 44, licz. not. 8. Lipnicki (1993).
- Tuckermannopsis chlorophylla* (Willd.) Hale – VU; gat. rzadki, na korze kasztanowca i dębu: 12, 27, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- * *Usnea hirta* (L.) F. H. Wigg. – VU; gat. rzadki, na korze dębu: 3, licz. not. 1.
- Verrucaria confluens* Massal. – gat. rzadki, na betonie: 9, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- *V. elaeomelaena* (A. Massal.) Arnold – Lipnicki (1993).
- V. laevata* Ach. – gat. rzadki, na krzemianowym otoczaku: 8, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- V. muralis* Ach. – gat. rzadki, na betonie: 13, licz. not. 1. Lipnicki (1993).

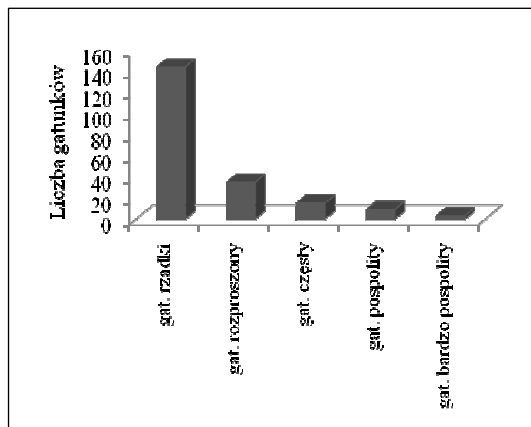
- V. nigrescens* Pers. – gat. rzadki, na betonowym słupku: 13, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Vulpicida pinastri* (Scop.) J. E. Mattsson & M. J. Lai – NT; gat. rzadki, na korze buka i dębu: 3, 6, licz. not. 2. Lipnicki (1993).
- Xanthoparmelia conspersa* (Ach.) Hale – gat. rzadki, na kamieniu: 22, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- X. loxodes* (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Elix, D. Hawksw. & Lumbsch – gat. rzadki, na krzemianowym otoczaku: 22, licz. not. 1. Lipnicki (1993).
- Xanthoria candelaria* (L.) Th. Fr. – gat. rozproszony, na korze topoli, kasztanowca, lipy i dębu: 12, 14, 21, 27, licz. not. 4. Lipnicki (1993).
- * *X. elegans* (Link.) Th. Fr. – gat. rzadki, na betonowym słupku: 14, licz. not. 1.
- X. parietina* (L.) Th. Fr. – gat. częsty, na korze drzew liściastych, kasztanowca, dębu, brzozy, topoli i lipy: 8, 13, 15, 22, 24, 27, licz. not. 6. Lipnicki (1993).

WYNIKI BADAŃ

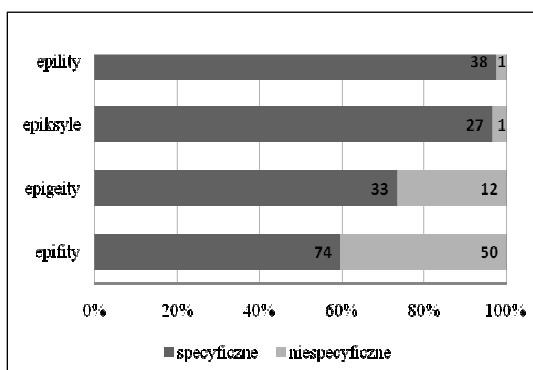
Analizując rozkład poszczególnych klas częstości w biocie Drawieńskiego Parku Narodowego (ryc. 2.) stwierdzono bardzo duży procent gatunków występujących rzadko. Stanowią one blisko 70 % całej bioty porostów badanego terenu. W większości są to gatunki o dużych wymaganiach siedliskowych i wąskiej skali ekologicznej, związane z drzewostanami leśnymi.

Biorąc pod uwagę zróżnicowanie siedliskowe podzielono porosty Drawieńskiego Parku Narodowego na 4 grupy ekologiczne: epifity, epility, epiksyle i epigeity (ryc. 3.). Prawidłowe zakwalifikowanie wielu taksonów do określonej grupy ekologicznej napotyka niekiedy na trudności ponieważ, gatunki te preferując jeden typ podłoża często występują na różnych siedliskach. Na badanym terenie najliczniejszą grupę porostów stanowią epifity – 124 gatunki; związane jest to z typowo leśnym charakterem obszaru. Wśród gatunków epifitycznych przeważają taksony wyłączne, przywiązane do określonych forofitów – 74 porosty (ryc. 3.), które nie spotykane są na żadnym innym podłożu.

Wśród epifitów najwięcej gatunków odnotowano na gładkiej korze buka i grabu (82 taksony) z których 62 to porosty o plesze skorupiatej. Stanowią one 50% ogółu wszystkich gatunków epifitycznych (ryc. 5.). Uzupełnieniem ich



Ryc. 2. Klasy częstości występowania porostów

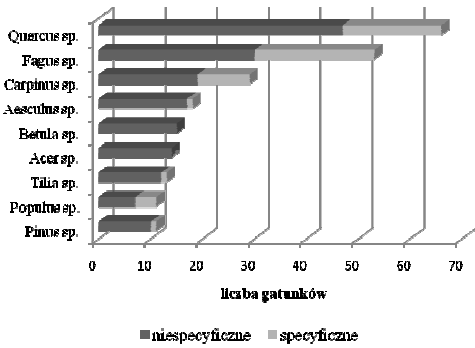


Ryc. 3. Liczba gatunków porostów specyficznych i niespecyficznych oraz ich procentowy udział w grupach ekologicznych

jest bogata biota porostów związana z korą dębu, topoli, lipy, klonu, brzozy i sosny (84 gatunki) (ryc. 4.).

Spośród 208 taksonów odnotowanych na badanym obszarze, 28 to porosty martwego drewna, które stanowią 13% całej bioty porostów Drawieńskiego Parku Narodowego. Gatunki te osiedlają się na zmurszałych pniakach oraz drewnianych elementach zabudowy wiejskiej. Zdecydowanie przeważający jest wśród epiksyli udział gatunków specyficznych (27 taksony) (ryc. 3.). Ze wszystkich form morfologicznych tej grupy gatunków zdecydowanie najliczniejszą są proste o plechach skorupiastych (15 taksonów) (ryc. 5.).

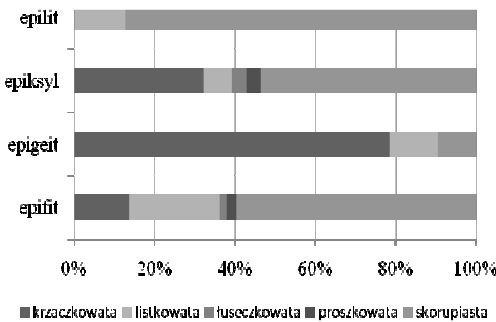
Na glebie przy śródleśnych drogach, na skraju lasu, oraz w młodnikach sosnowych spotkamy porosty epigeiczne, które stanowią 20% całej bioty porostów parku. Spośród wszystkich taksonów epigeicznych 36 gatunków to porosty o plesze krzaczkowatej (ryc. 5.), reprezentowane przede wszystkim przez pospolite gatunki z ro-



Ryc. 4. Liczba porostów specyficznych i niespecyficznych na wybranych forofitach

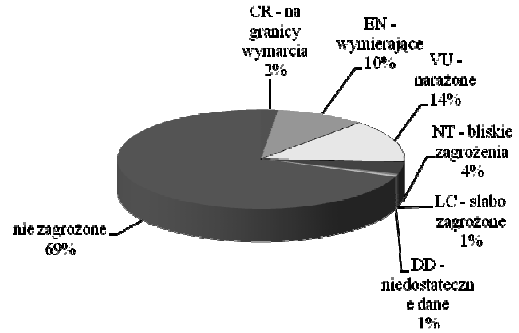
dzaju *Cladonia*. Plecha skorupiasta reprezentowana jest przez 5 gatunków naziemnych i 4 gatunki o plesze skorupiastej.

Na szczególną uwagę w biocie porostów Drawieńskiego Parku Narodowego zasługują gatunki należące do relikwów puszczańskich. Jak podaje Cieśliński i Czyżewska (1996) do tej grupy porostów zaliczane są taksony spełniające nastę-



Ryc. 5. Udział form morfologicznych w poszczególnych grupach ekologicznych w obecnej stwierdzonej biocie porostów

pujące kryteria: a) rodzime, które występują tylko w najlepiej zachowanych fragmentach zbiorowisk leśnych, b) wykazujące pełną żywotność, c) należące do gatunków wymarłych lub wymierających oraz bardzo rzadkich na niżu Polski, d) nie wkraczające na siedliska antropogeniczne. Specyficzny charakter Drawieńskiego Parku Narodowego, na który składa się duża różnorodność zbiorowisk leśnych oraz złożoność ich struktury, wyjątkowy mikroklimat i występowanie obszarów objętych ochroną, sprzyja zachowaniu porostów puszczańskich. Należą do nich: *Buellia disciformis*, *Calicium viride*, *Chrysothrix candelaris*, *Menegazzia terebrata*,



Ryc. 6. Udział gatunków zagrożonych i niezagrożonych w biocie porostów Drawieńskiego Parku Narodowego

Opegrapha atra, *O. vermicellifera*, *O. viridis*, *Pertusaria coronata*, *P. hemisphaerica*, *P. pertusa*, *Pyrenula nitida*, *P. nitidella* (Cieśliński i in. 1996, Czyżewska i Cieśliński 2003)

Biorąc pod uwagę Czerwoną listę porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce (Cieśliński i in. 2003, 2006), w biocie porostów Drawieńskiego Parku Narodowego występują 64 gatunki uznawane za zagrożone w Polsce. Stanowią one około 31% całej bioty porostów badanego obszaru. Rozkład poszczególnych kategorii zagrożenia przedstawia ryc. 6.

WNIOSKI

Obszar Drawieńskiego Parku Narodowego charakteryzuje się dużą różnorodnością gatunkową porostów. Ze względu na prowadzoną politykę ochronną na tych terenach nie uległy zmianie warunki ekologiczne niezbędne dla rozwoju i utrzymywania się wielu gatunków stenotypowych. Do najcenniejszych porostów należą gatunki znajdujące się na czerwonej liście porostów wymarłych i zagrożonych. Niektóre z nich np. *Pyrenula nitida* występowały w licznych populacjach wytwarzając organy rozmnażania płciowego. Opracowanie niniejsze stanowi wyjściową dokumentację do przyszłych badań porównawczych, także na potrzeby monitoringu biologicznego.

PODZIĘKOWANIA

Dziękuję wszystkim członkom Koła Lichenologów w latach 2001-2008 działającego przy Katedrze Ekologii i Ochrony Środowiska Uni-

wersytetu Szczecińskiego za pomoc w badaniach terenowych.

LITERATURA

- Cieśliński S., Tobolewski Z.; 1988; Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola; Supplementum Cartographiae Geobotanicae 1; Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego; Warszawa-Białowieża
- Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J. B., Kłama H., Mułenko W., Zamowiec J.; 1996; Relikty lasu puszczańskiego. Zjawiska reliktowe; Phytocoenosis, Vol. 8 (N.S); 47-64
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J.; 2003; Czerwona lista porostów wymarłych i zagrożonych w Polsce; Monographiae Botanicae; 91; 13-49
- Cieśliński S., Czyżewska K., Fabiszewski J.; 2006; Czerwona lista porostów zagrożonych w Polsce; [in:] Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W.; Red list of plants and fungi in Poland
- Szeląg Z. (red.); Instytut Botaniki im. W. Szafera, PAN. Kraków; 73-89
- Czyżewska K., Cieśliński S.; 2003; Porosty – wskaźniki niżowych lasów puszczańskich w Polsce; Monographiae Botanicae 91; 223-239
- Diederich P., Ertz D., Stapper N., Sérusiaux E., Ries C.; 2008; The lichens and lichenicolous fungi of Belgium, Luxembourg and northern France; URL:<http://www.lichenology.info> [date of exploration: July 2010]
- Hillmann J., Grummann V.; 1957; Kryptogamenflora der Mark Brandenburg und anrenzender Gebiete; 8. Flechten; Berlin-Nikolassee.
- Lipnicki L.; 1991; *Arthonia aspersella* (Lichenes, Arthoniaceae) – nowy dla Polski gatunek Porostu; Fragm. Flor. Geobot.; 36(2); 407-409
- Lipnicki L.; 1993; Materiały do flory porostów Drawieńskiego Parku Narodowego; Fragm. Flor. Geobot.; 38(2); 697-706
- Nowak J.; 1983; Porosty (Lichenes) (1); [w:] Flora polska. Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych; PWN; Warszawa - Kraków
- Nowak J., Tobolewski Z.; 1975; Porosty Polski. Opisy i klucze do oznaczania porostów w Polsce dotychczas stwierdzonych lub prawdopodobnych; PWN; Warszawa - Kraków
- Purvis O., Coppins B., Hawksworth D., James P., Moore D.; 1992; The Lichen Flora of Great Britain and Ireland; Natural Museum Publications; London
- Tobolewski Z.; 1988; Porosty (Lichenes) [w:] Tobolewski Z., Wojterski T. (red.); Atlas rozmieszczenia roślin zarodnikowych w Polsce; Ser. III. 9; PWN; Warszawa
- Wirth W.; 1995; Die flechten Baden – Württembergs; E. Ulmer Verl.; Stuttgart

STRESZCZENIE

Celem pracy było poznanie aktualnego stanu bioty porostów Drawieńskiego Parku Narodowego. Podstawą do przeprowadzenia analizy składu gatunkowego porostów były dane zebrane podczas prac terenowych w latach 2001-2008. Ogółem na badanym terenie stwierdzono występowanie 217 porostów z czego 9 to gatunki nowe dla bioty Drawieńskiego Parku Narodowego, a 9 to taksony stwierdzone w latach 90. przez prof. Ludwika Lipnickiego obecnie jednak nie odnalezione.

Wśród zebranych porostów zdecydowanie dominowały taksony epifityczne co związane jest niewątpliwie z leśnym charakterem badanego obszaru.

Maria Wolska, Kinga Mazurkiewicz-Zapalowicz, Artur Silicki

Zakład Hydrobiologii, Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

e-mail: Maria.Wolska@zut.edu.pl, Kinga.Mazurkiewicz-Zapalowicz@zut.edu.pl, Artur.Silicki@zut.edu.pl

BIORÓŻNORODNOŚĆ ORGANIZMÓW ZOOBENTOSOWYCH WYBRANYCH JEZIOR DRAWIĘŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

BIODIVERSITY OF ZOOBENTHOS IN SELECTED LAKES OF THE DRAWA NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: zoobentos, jezioro, trofita, wskaźniki biocenotyczne

Keywords: zoobenthos, lake, trophic level, biocenotic parameters

Summary: *The aim of the study was to determine the qualitative and quantitative profiles of zoobenthos in selected lakes of the DNP (Drawa National Park) and to show differences and similarities in these profiles. The survey involved the zoobenthos of lakes of varied trophic levels: the mesotrophic Pecnik Duży lake, dystrophic Pecnik Mały, and eutrophic Płociczno. We used a van Veen sampler at subsequent isobatic points along profiles. The study took place in summer 2008.*

The most faunistically unique lake at a depth of 0.5 m was Płociczno (0.453), followed by Pecnik Duży (0.426), and Pecnik Mały (0.120). The faunistic similarity along the whole profile of the lakes studied was low, 35.3%; at a depth of 0.5 m most similar in terms of species were lakes Pecnik Duży and Pecnik Mały (41.7%), whereas least similar were lakes Pecnik Mały and Płociczno (14.3%). The species diversity index H' at a depth of 0.5 m was highest in the mesotrophic lake (2.524), while lowest in the dystrophic lake (2.089). Biodiversity showed a similar pattern along the entire profiles. The highest concentration at a depth of 0.5 m was recorded successively in mesotrophic Pecnik Duży (2083.3 indiv. \cdot m⁻²), in eutrophic Płociczno (272.0 indiv. \cdot m⁻²), and dystrophic Pecnik Mały (128.2 indiv. \cdot m⁻²). On average, Pecnik Duży lake was dominated by statoblasts (39%) and larvae of Tanytopodinae (24%); Pecnik Mały was dominated by Gyraulus sp. (41%), though statoblasts (21%), and larvae of Tanytopodinae (20%) represented a large portion in a lake. Lake Płociczno was dominated by Stylaria lacustris (55% of the overall concentration).

Analysis of density and biomass of the zoobenthos in the studied lakes and biocenotic indicators show a considerable variation in lakes and confirm the current trophic status of these bodies of water.

WPROWADZENIE

Rozwój cywilizacyjny stanowi ogromne zagrożenie dla środowiska wodnego. Ważnym sposobem poznania tego ekosystemu są badania monitoringowe jakości wód. Pozwalają one ocenić w znacznie przybliżonym stopniu wpływ człowieka na jakość życia organizmów wodnych. Biologiczny monitoring wód powierzchniowych obszarów chronionych ma ogromne znaczenie - jest bardzo ważnym elementem oce-

ny środowiska wodnego, a obecność niektórych organizmów o mniejszej lub większej wrażliwości na zanieczyszczenia jest oznaką jakości wody (Kudelska i Soszka 1996). W niniejszej pracy podjęto się wskazania, w jakim stopniu zróżnicowany jest zespół zoobentosu w trzech jeziorach o różnym charakterze troficznym.

MATERIAŁ I METODY

Materiałem badawczym były próby zoobento-

su zebrane w dniach 04-05.08.2008.

Materiał pobrano z trzech jezior o różnej trofii (Piotrowicz i in. 2006) czerpaczem typu van Veen o powierzchni zaczerpnięcia 0,0624 m². W mezotroficznym Pecniku Dużym wyznaczono 5 stanowisk wzdłuż profilu: 0,5 m, 6 m, 10 m, 15 m 19 m; w dystroficznym Pecniku Małym – 3 stanowiska: 0,5 m, 2,5 m, 5 m; w eutroficznym jeziorze Płociczno – 2 stanowiska (z powodu pogarszających się warunków atmosferycznych): na głębokości 0,5 m na wpływie i wypływie rzeki Płocicznej. Z każdego stanowiska pobrano po 3 zaciągi czerpaczem. Wydobyty materiał został przesiany za pomocą sita o boku oczka 0,5 mm i zakonserwowany 4% roztworem formaldehydu. Znalezione organizmy zostały oznaczone możliwie do jak najniższej jednostki systematycznej i następnie przeliczone. Z otrzymanych wartości liczbowych obliczono zagęszczenie w przeliczeniu na 1 m² powierzchni. Do wyznaczenia biomasy organizmów wykorzystano elektroniczną wagę analityczną.

W celu określenia oryginalności faunistycznej bentosu jezior zastosowano wskaźnik IFO opracowany przez Puchalskiego (1987, cyt. za Ejsmont-Karabin 1999).

Podobieństwo faunistyczne (P) wyliczono na podstawie formuły Jaccarda (Czachorowski i Zawal 1994).

Różnorodność biologiczna bentosu (H') wyliczona została na podstawie równania Shannona-Wienera (Krebs 1996).

WYNIKI BADAŃ

W materiale badawczym pobranym z 20 stanowisk usytuowanych w badanych jeziorach stwierdzono występowanie 22 taksonów zoobentosu należącego do 15 grup taksonomicznych.

Liczba taksonów zoobentosu stwierdzonych w całym profilu jeziora Pecnik Duży wynosiła 17, w jeziorze Pecnik Mały zaledwie 7. Prawie wszystkie taksony występujące w jeziorze Pecnik Mały (za wyjątkiem *Stylaria lacustris*) występowały również w jeziorze Pecnik Duży. W Pecniku Małym nie stwierdzono występowania Hydrachnellae, Copepoda, Ephemeroptera, Glossiphonia, Sialis, Odonata i Nematoda. Zoobentos głęboczków badanych jezior opisany był wcześniej przez Domka (1997). Autor ten stwierdził znacznie mniej taksonów. W jeziorze Pecnik Duży, w najgłębszym miejscu, nie stwierdził występowania żadnych organizmów.

W niniejszych badaniach w głęboczkach tego jeziora odnotowano obecność *Daphnia*, *Megacyclops*, *Tanypodinae*, *Tubificidae* i statoblasty *Cristatella*. *Daphnia* odbywają pionowe migracje w poszukiwaniu refugium przed rybami (Gliwicz i Rykowska 1992), populacja *Megacyclops* może występować nawet do głębokości 40 m (Rybak i Błędzki 2005). Skorupiaki te mogą być traktowane jako „przyłów”, natomiast obecność organizmów należących do pozostałych grup związana jest z ich przystosowaniem do życia w prawie beztlenowych warunkach, bądź ich cyklem życiowym (van den Berg i inni 1997). Domek (1997) w najgłębszym miejscu jeziora Pecnik Mały stwierdził obecność *Chaoborus flavicans* (Meig.) i Ceratopogonidae, natomiast w j. Płociczno tylko *Chaoborus flavicans*. W trakcie badań opisanych w niniejszej pracy, w żadnym ze zbiorników nie stwierdzono obecności larw Chaoboridae. Stwierdzono natomiast w Pecniku Małym obecność Tanypodinae, *Gyraulus albus*, *Stylaria lacustris* i statoblastów. Obecność aż tylu taksonów mogła mieć związek z obecnością tlenu na głębokości 5 m podczas prowadzenia badań (0,12 mg O₂). Natomiast brak *Chaoborus flavicans* i Ceratopogonidae w aktualnych badaniach związana była prawdopodobnie z cyklem życiowym tych Diptera. Liczba taksonów stwierdzona w jeziorach na głębokości 0,5 m wynosiła: 12 – Pecnik Duży, 11 – Płociczno oraz zaledwie 5 – Pecnik Mały (tab. 1). Różnice w liczbie taksonów w znacznym stopniu mogą być zależne od trofii zbiornika (Kudelska i Soszka 1996). Jeziora dystroficzne są ubogie w związki pokarmowe, a liczba gatunków w nich występujących jest mniejsza.

Wskaźniki oryginalności faunistycznej (IFO) zoobentosu wyliczono tylko dla jezior, w których pobrano próby z całego profilu - Pecnik Duży i Pecnik Mały. Oryginalność faunistyczna jezior o zbadanych całkowitych profilach wykazywała większy udział gatunków wyłącznych w Pecniku Dużym – 0,5556 w porównaniu z Pecnikiem Małym – 0,2222. Prawdopodobnie było to związane z bardziej mezotroficznym charakterem Pecnika Dużego oraz większą głębokością tego zbiornika.

W celu porównania wszystkich badanych jezior wyliczono wskaźnik IFO tylko dla głębokości 0,5 m (tab. 1). Najbardziej oryginalnym na tej głębokości było jezioro Płociczno. Występowało w nim aż 5 taksonów nie występujących w innych badanych zbiornikach (na gł. 0,5 m). Były to: *Anodonta* sp, *Bithynia* sp, *Valvata pisci-*

Tab. 1. Skład taksonomiczny zoobentosu na głębokości 0,5 m oraz wskaźnik oryginalności faunistycznej dla jezior Pecnik Duży, Pecnik Mały i Płociczno

| | Pecnik Duży | Pecnik Mały | Płociczno |
|--|-------------|-------------|-----------|
| Wskaźnik Oryginalności Faunistycznej | 0,4256 | 0,1200 | 0,4533 |
| Takson | | | |
| ACARINA - roztocze | | | |
| Hydrachnellae (Hydracarina) | + | | |
| BIVALVIA - małże | | | |
| <i>Anodonta</i> sp. Lamarck | | | + |
| <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas | + | + | + |
| DIPTERA - muchówki | | | |
| Diptera larwa | | | + |
| Tanypodinae larwa, poczwarka | + | + | |
| EPHEMEROPTERA - jętki | | | |
| <i>Caenis</i> sp. Stephens | + | | |
| GASTROPODA - ślimaki | | | |
| <i>Bithynia</i> sp. Leach | | | + |
| <i>Gyraulus albus</i> (O.F.Müller) | + | + | |
| <i>Valvata piscinalis</i> (O.F.Müller) | | | + |
| HIRUDINEA – pijawki | | | |
| <i>Glossiphonia</i> sp. (Linnaeus) | + | | + |
| MEGALOPTERA - wielkoskrzydłe | | | |
| <i>Sialis</i> sp. Linnaeus | + | | + |
| NEMATODA - nicienie | + | | + |
| ODONATA- ważki | | | |
| <i>Erythromma najas</i> (Hansemann) | + | | |
| Aeschnidae | + | | |
| OLIGOCHAETA - skąposzczety | | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> Linnaeus | | | + |
| AMPHIPODA - obunogi | | | |
| <i>Gammarus</i> sp. J.C.Fabricius | | | + |
| TRICHOPTERA – chruściki | | | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet) | + | + | |
| INNE | | | |
| statoblast | + | + | |
| OGÓLNA LICZBA TAKSONÓW | 12 | 5 | 11 |

nalis, *Stylaria lacustris*, *Gammarus* sp. Najmniej oryginalnym zbiornikiem okazał się Pecnik Mały – występowało w nim aż 6 z 7 taksonów, których obecność stwierdzono w Pecniku Dużym.

Były to: *Dreissena polymorpha*, Tanypodinae, *Gyraulus albus*, Tubificidae, *Polycentropus flavomaculatus* i statoblasty oraz 4 z 7 taksonów, których obecność stwierdzono w jeziorze Pło-

ciczno: *D. polymorpha*, Tanypodinae, *G. albus*, *S. lacustris*.

Wskaźnik podobieństwa faunistycznego (P) zoobentosu stwierdzonego na głębokości 0,5 m w trzech badanych jeziorach wskazuje, że najbardziej podobne faunistycznie na izobacie 0,5 m były jeziora: dystroficzne Pecnik Mały i mezotroficzne Pecnik Duży – prawie połowę organizmów zoobentosowych stwierdzonych w Pecniku Dużym stanowiły organizmy wystę-

Tab. 2. Wskaźnik podobieństwa faunistycznego (%) dla par jezior (Pecnik Duży, Pecnik Mały, Płociczno)

| | Pecnik Duży | Pecnik Mały | Płociczno |
|-------------|-------------|-------------|-----------|
| Pecnik Duży | - | - | - |
| Pecnik Mały | 41,7 | - | - |
| Płociczno | 27,8 | 14,3 | - |

pujące również w Pecniku Małym (podobieństwo na poziomie 42 %) (tab. 2).

To dość znaczne podobieństwo może być związane z podobnym charakterem dna. Eutroficzne jezioro Płociczno (o mulistym dnie na gł. 0,5 m) było zaledwie w 28% podobne do zoobentosu mezotroficznego Pecnika Dużego (dno piaszczyste) – czyli zaledwie ponad 1/4 organizmów odnotowanych w jeziorze Płociczno występowało również w Pecniku Dużym. Najmniej podobne gatunkowo na głębokości 0,5 m były jeziora dystroficzne i eutroficzne (tab. 2). Trochę inaczej kształtowało się podobieństwo gatunkowe pomiędzy zoobentosem w całych profilach jezior Pecnik Duży, a Pecnik Mały. Mianowicie podobieństwo to było niższe, niż na głębokości 0,5 m (około 35%). Wynika to między innymi z różnic głębokości maksymalnych i dostępności tlenu w obu jeziorach oraz różnic w trofii obu jezior.

Podobnie można zinterpretować wartości wskaźników Shannona-Wienera (H') (tab. 3).

Ogólnie wskaźnik ten nie osiągnął dużych wartości. Na głębokości 0,5 m kształtuje się na poziomie od 2,089 (dystroficzny Pecnik Mały) do 2,524 (mezotroficzny Pecnik Duży). Wskaźnik H' w eutroficznym jeziorze Płociczno jest bardzo zbliżony do mezotroficznego Pecnika Dużego. We wskaźniku tym istotne jest już zagęszczenie organizmów. Maksymalną różnorodność otrzymujemy wtedy, gdy zagęszczenie po-

Tab. 3. Współczynnik różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (H') wyliczony dla zoobentosu stwierdzonego na jeziorze Pecnik Duży, Pecnik Mały, Płociczno

| Stanowisko | Pecnik Duży | Pecnik Mały | Płociczno |
|-------------|-------------|-------------|-----------|
| 0,5 metra | 2,524 | 2,089 | 2,451 |
| cały profil | 2,590 | 2,264 | - |

szczególnych gatunków jest jednakowe (Hillbricht-Ilkowska 1988). W badanych jeziorach osobniki niektórych gatunków są bardzo liczne. Ten stan jest naturalny dla eutrofii, natomiast w mezotroficznym jeziorze Pecnik Duży może wskazywać na nieco pogarszające się warunki. W dystroficznym jeziorze w zagęszczeniu na głębokości 0,5 m i 5 m charakterystyczny jest mniej więcej podobny udział poszczególnych organizmów, co mogłoby wskazywać na stabilny stan jeziora na tej głębokości. Dla średniego zagęszczenia organizmów w jeziorach Pecnik Duży i Pecnik Mały współczynnik H' wynosił odpowiednio 2,590 i 2,264.

Największe zagęszczenie organizmów bentosowych w 1 m² stwierdzono w jeziorze Pecnik Duży w strefie przybrzeżnej (0,5 i 6 m) i wyniosło ono kolejno 2083 i 994 osobn. · m⁻² (tab. 4). Na głębokości 0,5 metra w jeziorze Pecnik Mały zagęszczenie organizmów bentosowych wyniosło 128 osobn. · m⁻² (tab. 5), a w jeziorze Płociczno 272 osobn. · m⁻² (tab. 6). W Pecniku Dużym zagęszczenie spadało wraz z głębokością. Na mniejszych głębokościach dominowały Tanypodinae i *Gyraulus albus*, stanowiące na głębokości 0,5 m po ok. 30% wszystkich organizmów, oraz statoblasty *Cristatella mucedo* (22%).

Znaczący spadek zagęszczenia tych organizmów można zaobserwować na głębokości 10 m i głębiej. Na głębokości 10 m obok statoblastów stwierdzono obecność larw Tanypodinae oraz Tubificidae. Na większych głębokościach obok statoblastów stwierdzono nieobecne wcześniej widłonogi i wioślarki, które traktują duże głębokości jako refugium przed rybami (tab. 4). Na występowanie danego taksonu w większym lub mniejszym zagęszczeniu ma wpływ nie tylko sam charakter fizyko-chemiczny wody i zasobność pokarmowa, lecz również rodzaj dna,

Tab. 4. Zagęszczenie organizmów bentosowych [osobn. · m⁻²] oraz ich biomasa [g · m⁻²] i objętość [cm³ · m⁻²]

| Głębokość [m] | 0,5 | 6,0 | 10,0 | 15,0 | 19,0 |
|--|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Takson | | | | | |
| ACARINA - roztocze | | | | | |
| Hydrachnellae (Hydracarina) | 64,1 | - | - | - | - |
| BIVALVIA - małże | | | | | |
| <i>Dreissena polymorpha</i> Pall. | 96,2 | - | - | - | - |
| CLADOCERA - wioślarki | | | | | |
| <i>Daphnia longispina</i> (OFM) | - | - | - | 16,0 | 32,1 |
| COPEPODA - widłonogi | | | | | |
| <i>Megacyclops gigas</i> (Claus) | - | - | - | 16,0 | - |
| <i>Megacyclops viridis</i> (Jurine) | - | - | - | - | 16,0 |
| <i>Microcyclops varicans</i> (Sars) | | | | | |
| DIPTERA - muchówki | | | | | |
| Tanypodinae larwa, poczwarka | 652,0 | 224,3 | 32,1 | 64,1 | 48,1 |
| EPHEMEROPTERA - jętki | | | | | |
| <i>Caenis</i> sp. | 144,2 | - | - | - | - |
| GASTROPODA - ślimaki | | | | | |
| <i>Gyraulus albus</i> | 560,9 | 96,2 | - | - | - |
| HIRUDINEA – pijawki | | | | | |
| <i>Glossiphonia</i> sp. | 16,0 | - | - | - | - |
| MEGALOPTERA - wielkoskrzydłe | | | | | |
| <i>Sialis</i> sp. | 16,0 | - | - | - | - |
| NEMATODA - nicienie | 16,0 | - | - | - | - |
| ODONATA- ważki | | | | | |
| Aeschnidae | 16,0 | | | | |
| <i>Libellula quadrimaculata</i> L. | - | 16,0 | - | - | - |
| OLIGOCHAETA - skąposzczety | | | | | |
| Tubificidae Vejdovský | - | - | 32,1 | 16,0 | 16,0 |
| TRICHOPTERA – chruściki | | | | | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet) | 32,1 | - | - | - | - |
| INNE | | | | | |
| statoblast | 448,7 | 641,0 | 220,3 | 160,3 | 48,1 |
| OGÓLNE ZAGĘSZCZENIE | 2083,3 | 993,6 | 284,4 | 272,4 | 160,3 |
| Objętość całkowita | 2,564 | 3,205 | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| Biomasa całkowita | 0,721 | 1,603 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |

na którym bytuje dany osobnik. Strefa litoralna i sublitoralna charakteryzuje się dużą obfitością i zróżnicowaniem fauny dennej. Na dnie piasz-

czystym i mulistym występują głównie larwy owadów, drapieżnych i roślinożernych, a także ślimaki i małże.

W Pecniku Dużym zagęszczenie spadało wraz z głębokością. Na mniejszych głębokościach dominowały Tanypodinae i *Gyraulus albus*, stanowiące na głębokości 0,5 m po ok. 30% wszystkich organizmów, oraz statoblasty *Cristatella mucedo* (22%). Znaczący spadek zagęszczenia tych organizmów można zaobserwować na głębokości 10 m i głębiej. Na głębokości 10m obok statoblastów stwierdzono obecność larw Tanypodinae oraz Tubificidae.

Na większych głębokościach obok statoblastów stwierdzono nieobecne wcześniej widłonogi i wioślarki, które traktują duże głębokości jako refugium przed rybami (tab. 4). Na występowanie danego taksonu w większym lub mniejszym zagęszczeniu ma wpływ nie tylko sam charakter fizyko-chemiczny wody i zasobność pokarmowa, lecz również rodzaj dna, na którym bytuje dany osobnik. Strefa litoralu i sublitoralu charakteryzuje się dużą obfitością i zróżnicowaniem fauny dennej. Na dnie piaszczystym i mulistym występują głównie larwy owadów, drapieżnych i roślinożernych, a także ślimaki i małże.

W Pecniku Małym zagęszczenie wzrastało wraz z głębokością (tab. 5). Na wszystkich głębokościach najliczniej reprezentowane były ślimaki *Gyraulus* - ich udział w zagęszczeniu zo-

obentosu wyniósł średnio 42 %, następnie larwy muchówek z rodziny Tanypodinae - 24 %.

Najliczniej reprezentowaną grupą organizmów bentosowych w jeziorze Płociczno były skąposzczety – *Stylaria lacustris* (tab. 6). Ich udział na głębokości 0,5 m wynosił 44% ogólnej ilości organizmów bentosowych. Następną liczną grupę stanowiły larwy Tanypodinae stanowiące 27 % organizmów zoobentosowych.

Biomasa i objętość organizmów zoobentosowych w jeziorze Pecnik Duży nie były odzwierciedleniem jego zagęszczenia (tab. 4). Większa wartość biomasy na głębokości 6 m przy mniejszym zagęszczeniu (w porównaniu do gł. 0,5 m), wskazuje na obecność większych i cięższych organizmów na tej głębokości. Natomiast biomasa i objętość zoobentosu w jeziorze Pecnik Mały były odzwierciedleniem jego zagęszczenia (tab. 5)

Jabłońska-Barna (2007) w badaniach zoobentosu w litoralu płytkiego, mezotroficznego jeziora Łuknajno, odnotowała występowanie organizmów w zagęszczeniu 1135 osobn. · m⁻² i o całkowitej biomasy 8,87 g · m⁻². W mezotroficznym Pecniku Dużym, w niniejszych badaniach, stwierdzono prawie dwukrotnie większe zagęszczenie, ale o ponad dwunastokrotnie mniejszej całkowitej biomasy. W obu mezotro-

Tab. 5. Zagęszczenie organizmów bentosowych [osobn. · m⁻²] oraz ich biomasa [g · m⁻²] i objętość [cm³ · m⁻²]

| Głębokość [m] | 0,5 | 2,5 | 5,0 |
|-------------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| Takson | | | |
| BIVALVIA | | | |
| <i>Dreissena polymorpha</i> | 16,0 | 5,3 | - |
| DIPTERA | | | |
| Tanypodinae | 26,7 | 26,7 | 74,8 |
| GASTROPODA | | | |
| <i>Gyraulus albus</i> | 42,7 | 101,5 | 85,5 |
| OLIGOCHAETA - | | | |
| <i>Stylaria lacustris</i> | - | 5,3 | 32,1 |
| Tubificidae | - | 107 | - |
| TRICHOPTERA | | | |
| <i>Polycentropus flavomaculatus</i> | 5,3 | - | - |
| INNE | | | |
| statoblast | 37,4 | 26,7 | 48,1 |
| OGÓLNE ZAGĘSZCZENIE | 128,2 | 176,3 | 240,4 |
| Objętość całkowita | 0,053 | 0,053 | 0,534 |
| Biomasa całkowita | 0,043 | 0,037 | 0,080 |

Tab. 6. Zagęszczenie organizmów bentosowych [osobn. · m⁻²] oraz ich biomasa [g · m⁻²] i objętość [cm³ · m⁻²] w jeziorze Płociczno

| Głębokość [m] | 0,5 |
|-----------------------------|--------------|
| BIVALVIA | |
| <i>Anodonta</i> sp. | 13,4 |
| <i>Dreissena polymorpha</i> | 10,7 |
| DIPTERA | |
| Tanytopodinae | 74,8 |
| GASTROPODA | |
| <i>Bitynia</i> sp. | 2,7 |
| <i>Gyraulus albus</i> | 10,7 |
| <i>Valvata piscinalis</i> | 10,7 |
| HIRUDINEA | |
| <i>Glossiphonia</i> sp. | 5,3 |
| MEGALOPTERA | |
| <i>Sialis</i> sp. | 2,7 |
| NEMATODA | |
| OLIGOCHAETA | |
| <i>Stylaria lacustris</i> | 120,2 |
| AMPHIPODA | |
| <i>Gammarus</i> sp. | 5,3 |
| OGÓLNE ZAGĘSZCZENIE | 272,0 |
| Objętość całkowita | 7,345 |
| Biomasa całkowita | 17,520 |

ficznych jeziorach zagęszczenie zoobentosu było stosunkowo niewielkie w porównaniu do zagęszczenia w hipertroficznym zbiorniku Drużno, gdzie odnotowano 12 tys. osobn. · m⁻² o biomacie (bez mięczaków) – 25,7 g · m⁻² (Giziński 1997). Stosunkowo małe zagęszczenie zoobentosu w jeziorach Pecniku Dużym i Łuknajno może być spowodowane znacznie mniejszą trfią.

W badaniach Domka (1997), w najgłębszym miejscu jeziora Płociczno, odnotowano obecność 70 osobn. · m⁻² *Chaoborus flavicans* i 140 osobn. · m⁻² Ceratopogonidae, w jeziorze Pecnik Mały odnotowano 92 osobn. · m⁻² *Ch. flavicans*, natomiast w jeziorze Pecnik Duży nie stwierdzono żadnych organizmów bentosowych. Uzyskane przez Domka (1997) wyniki badań opisujące zagęszczenie organizmów bentosowych w głęboczkach znacznie różniły się od obecnych – były mniejsze. W jeziorze Pecnik Duży, na najgłębszym stanowisku stwierdzono obecnie 160 osobn. · m⁻², a w Pecniku Małym 240 osobn. · m⁻².

WNIOSKI

Analiza struktur jakościowych i ilościowych zoobentosu badanych jezior wskazuje na ich znaczne zróżnicowanie ekologiczne. Zoobentos badanych jezior wydaje się potwierdzać ich przynależność do oligo-mezotrofii (jezioro PD), mezo-eutrofii o wyraźnym charakterze prowadzącym do dystrofii jeziora (PM) i eutrofii (jezioro Płociczno).

LITERATURA

- Czachorowski S., Zawal A.; 1994; Wstępne badania nad chruścikami (Trichoptera) zbiorników wodnych Niziny Szczecińskiej; Przeg. Przyr.; 5;43-49
- Domka P.; 1997; Zróżnicowanie jakościowe i ilościowe makrozoobentosu 15 jezior Drawieńskiego Parku Narodowego; Zakład Ochrony Wód UAM w Poznaniu; (maszynopis)
- Ejsmond-Karabin J.; 1999; Zespół stratyfikowanych termicznie jezior Wigierskiego Parku Narodowego Próba waloryzacji ekologicznej przy użyciu wskaźników zooplanktonowych; [w:] Zdanowski B, Kamiński M., Martyniak A.; (red); Funkcjonowanie i Ochrona Ekosystemów Wodnych na Obszarach Chronionych; IRŚ; Olsztyn; I; 289-302
- Gizinski A., Kentzer A., Rejewski M.; 1997; Why does Drużno Lake (Poland) still exist? On the conditions of the pond ecosystem sustainability; Hydrobiologia; 342-343; 297-304
- Gliwicz Z.M., Rykowska A.; 1992; „Shore avoidance” in zooplankton: a predation induced behavior or predation induced mortality? J. Plankton Res; 14; 1331-1342
- Hillbricht-Ilkowska A.; 1998; Różnorodność biologiczna siedlisk słodkowodnych. Problemy, potrzeby, działania; [w:] M. Kraska (red); Bioróżnorodność w środowisku wodnym; Idee ekologiczne; 13; Ser. Szkice; 7; 13-54
- Jabłońska-Barna I.; 2007; Macroinvertebrate benthic in the macrophyte dominated Lake Łuknajno (northeastern Poland); Oceanol. and Hydrobiol. Stud; XXXVI; 4; 29-37
- Krebs Ch. J.; 1996; Ekologia – Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności; PWN; Warszawa
- Kudelska D., Soszka H.; 1996; Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny

i klasyfikacji wód powierzchniowych; Państwowa Inspekcja Środowiska; Warszawa
 Piotrowicz R., Kraska M., Klimaszyk P., Szyper H., Joniak T.; 2006; Vegetation Richness and Nutrient Loads in 10 Lakes of Drawieński National Park (Northern Poland); Polish J. Environ. Stud.; 15; 3; 467-478
 Rybak J.I., Błędzki L.A.; 2005; Widłonogi: Copepoda: Cyclopoida – Klucz do oznaczania; Biblioteka Monitoringu Środowiska; Warszawa
 van den Berg M.S., Coops H., Noordhuis R., van Schie J., Simons J.; 1997; Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes; Hydrobiologia; 342/343; 143-150

larwy Tanytopodinae – 20%; w jeziorze Płociczno dominowały *Stylaria lacustris* – 55% w ogólnym zagęszczeniu.

Analiza zagęszczenia i biomasy zoobentosu badanych jezior oraz wskaźniki biocenotyczne wskazują na wyraźne zróżnicowanie jezior i potwierdzają aktualny stan troficzny tych zbiorników.

STRESZCZENIE

Celem badań było określenie struktur jakościowych i ilościowych w zoobentosie wybranych jezior DPN oraz wskazanie na różnice i podobieństwa w tych strukturach. Badaniem objęto zoobentos jezior o różnej trofii: mezotroficzne jeziora – Pecnik Duży, dystroficzne – Pecnik Mały i eutroficzne – Płociczno. Próby do badań pobrano czerpaczem typu van Veen, latem 2008 roku. Stanowiska wyznaczono na kolejnych izobatach wzdłuż profili.

Najbardziej oryginalnym pod względem faunistycznym na głębokości 0,5 m było Płociczno (0,453), następnie Pecnik Duży (0,426), najmniej oryginalnym – Pecnik Mały (0,120). Podobieństwo faunistyczne w całym profilu badanych jezior było niewielkie – 35,3 %; na głębokości 0,5 m najbardziej podobne pod względem gatunkowym były jeziora Pecnik Duży i Pecnik Mały (41,7 %), najmniej podobne okazały się jeziora Pecnik Mały i Płociczno (14,3%). Wskaźnik różnorodności gatunkowej H' na głębokości 0,5 m był największy w mezotroficznym jeziorze (2,524), najmniejszy w dystroficznym (2,089). Podobnie kształtowała się różnorodność w całych profilach. Największe zagęszczenie na głębokości 0,5 m odnotowano kolejno w mezotroficznym Pecniku Dużym (2083,3 osobn. · m⁻²), w eutroficznym jeziorze Płociczno (272,0 osobn. · m⁻²), dystroficznym Pecniku Małym (128,2 osobn. · m⁻²). W jeziorze Pecnik Duży średnio przeważały statoblasty – 39% i larwy Tanytopodinae – 24%; w jeziorze Pecnik Mały przeważały *Gyraulus* sp. – 41%, znaczny udział miały statoblasty – 21% oraz

Janina Jasnowska, Mariola Wróbel

Zakład Botaniki i Ochrony Przyrody, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie
e-mail: janina.jasnowska@zut.edu.pl, mariola.wrobel@zut.edu.pl

OCHRONA CZYNNA „KŁOCI OSTROWIECKICH” W DRAWIENSKIM PARKU NARODOWYM

ACTIVE PROTECTION OF THE OBJECT “KŁOCIE OSTROWIECKIE”
IN THE DRAWA NATIONAL PARK

Słowa kluczowe: Kłociowisko *Cladietum marisci*, sukcesje roślinności, kalcifilne mechowiska, zbiorowiska mszarne, ochrona czynna, gatunki zagrożone, *Liparis loeseli*

Keywords: Twig rush *Cladietum mariscus*, vegetation succession, calciphil moss colonies, raised bogs, active protection, endangered species, *Liparis loeseli*

Summary: Objects of special protection in the Drawa National Park, which were under passive protection for over 20 years, underwent a spontaneous succession of vegetation that resulted in the loss of those natural values they had been created to protect. In order to prevent degradation of the precious habitats, steps have been taken to introduce active environmental protection. The vegetation analysis was repeated using phytosociological methods and changes of the habitat were identified. The results were used to plan and to implement specific procedures aimed to improve habitat conditions and to eliminate threats. During the consecutive years, the positive effects of these actions were assessed and a systematic monitoring of the objects introduced. The study included habitats based on alkaline substrata rich in calcium carbonate and lacustrine chalk in the „Kłocie Ostrowieckie” object.

WPROWADZENIE

Badania zostały podjęte w związku z prowadzoną na szeroką skalę w 2007 r. inwentaryzacją zagrożonych gatunków roślin z listy europejskiej NATURA 2000 – Dyrektywa Siedliskowa, do których należy lipiennik *Loesela Liparis loeseli* – storczyk, który od dawna nie był potwierdzony na stanowisku „Kłocie Ostrowieckie” w DPN. Jednocześnie „Kłocie Ostrowieckie” to obiekt, w którym występują siedliska przyrodnicze zamieszczone w Dyrektywie Habitatowej NATURA 2000: torfowiska nakredowe (kod siedliska: 7210) z kłocią wiechowatą i torfowiska alkaliczne (kod siedliska: 7230) obejmujące młaki i mechowiska. Od 2009r obiekt należy do Specjalnego Obszaru Ochrony SOO „Puszcza Drawska”. Celem badań było opracowanie koncepcji ochrony a także eliminacji (ograniczenia) istniejących i potencjalnych zagrożeń, wyznaczenie zadań ochronnych oraz wskazanie miejsc i sposobów

wykonywania zabiegów.

Torfowisko „Kłocie Ostrowieckie” w Drawieńskim Parku Narodowym odkryte w roku 1984, zostało uznane na podstawie dokumentacji projektowej (Jasnowski i in. 1984) za rezerwat przyrody pod nazwą „Kłocie Ostrowieckie” i zatwierdzone w 1987 r. (Mon. Pol. Nr 5/1988r). Celem ochrony było zachowanie szczególnie siedliska torfowiska nakredowego z kłocią wiechowatą *Cladium mariscus* oraz z wapniolubnymi zespołami turzyc i mchów, ponadto z chronionymi i rzadkimi gatunkami roślin, jak lipiennik *Loesela Liparis loeseli*, z Listy Europejskiej Gatunków Ginących i kruszczyk błotny *Epipactis palustris* oraz mchy reliktove *Paludella squarrosa* i inne. Opis rezerwatu został opublikowany w artykule popularnonaukowym: „Rezerwaty ściśle Drawieńskiego Parku Narodowego” (Janowska i Jasnowski 1991a), a szczegółowe badania geobotaniczne przedstawione w trzyczęściowym opracowaniu „Dynamika rozwojowa roślinności torfo-

twórczej w rezerwacie „Kłocie Ostrowieckie” (Janowska i Jasnowski 1991b).

OBIEKT, MATERIAŁ I METODY

Obiekt badań „Kłocie Ostrowieckie” jest to zatorfiona część małej zatoki Jeziora Ostrowieckiego po jego wschodniej stronie, osłoniętej wysokim cyplem o charakterze półwyspu, oddzielona od lustra wody mineralnym progiem w formie wału. Kontakt z otwartą wodą utrzymuje się poprzez mały przesmyk na odcinku kilkunastu metrów. Warunki hydrologiczne w wysokim stopniu decydują o procesach zachodzących w badanych siedliskach.

Badania wykonane obecnie nawiązują do wyników badań w przeszłości, w latach 1988-1990 (Janowska i Jasnowski 1991b). W badaniach zastosowano te same metody fitosocjologiczne (Matuszkiewicz 2001) wyróżniania zespołów roślinnych oraz metody kartograficzne (Faliński 1992). Badania, do których nawiązano były wykonane metodą transektów pasowych – florystyczno-stratygraficznych: po długiej osi obiektu z południa na północ (300 m) oraz ze wschodu na zachód (150 m). Badania stratygraficzne pokazywały proces łądowienia zbiornika wodnego przy udziale roślinności w procesie torfotwórczym i przekształcanie się siedliska w koncentrycznym układzie przestrzennym. Rozmieszczenie zbiorowisk roślinnych na tle przekroju stratygraficznego wskazuje na związek zbiorowisk z gradientem ekologicznym, którym jest faza łądowienia, miąższość i rodzaj torfu. W obecnych badaniach nawiązano do stratygrafii, nie powtarzając tych badań ze względu na zbyt krótki przedział czasowy dla procesów torfotwórczych. Wyniki uzyskane na transektach naniesiono na mapę roślinności z 1991 r., co dobrze ilustruje zmiany, które nastąpiły w ciągu miniego okresu.

Każde siedlisko zostało ocenione pod względem warunków hydrologicznych, które uległy dużym zmianom. Dokonano również identyfikacji i oceny istniejących i potencjalnych zagrożeń wewnętrznych i zewnętrznych w świetle stwierdzonych zmian oraz ich przyczyn. Było to podstawą do podjęcia działań w zakresie ochrony czynnej. Kolejne badania wykonano po przeprowadzeniu zabiegów ochrony czynnej aby ocenić ich skuteczność.

WYNIKI BADAŃ

Rozmieszczenie roślinności na transektach przedstawione jest w formie tabel pokazujących rozmieszczenie zbiorowisk roślinnych na dwóch transektach – podłużnym z południa na północ i poprzecznym ze wschodu na zachód. Transekty przecięły się ze sobą pod kątem prostym w części centralnej szuwaru kłociowego.

Dane z transektów zostały przeniesione na mapę siedlisk z roku 1991 (Janowska i Jasnowski 1991b), co posłużyło wyznaczeniu zasięgu zbiorowisk rozpoznanych w roku 2007.

Badania na transektach potwierdziły strefowość roślinności na torfowisku. W strefie obwodowej ze wszystkich stron rozciągają się stare lasy olszowe, które w większości zmieniły swój charakter olesowy na bardziej łągowy, co podkreśla masowy udział *Circaea alpina* i takich gatunków, jak *Festuca gigantea*, *Agropyron caninum*, *Lysimachia vulgaris*, *Oxalis acetosella*. Po stronie północnej występują dodatkowo *Anemone nemorosa*, *Brachypodium sylvaticum*, *Melica nutans*. Natomiast po stronie południowej nadal utrzymują się niektóre gatunki olesowe, jak: *Carex elongata*, *Thelypteris palustris*, *Scutellaria galericulata*. Wyraźnie olesowym zespołem jest olszyna z *Carex acutiformis*, na miejscu dawnego wodnego „okrajka” oddzielającego część mechowiskową od lasów.

Łęgi pod wysokimi skarpami, otaczającymi torfowisko od strony północnej i zachodniej, mają elementy roślinności źródłiskowej, jak *Carex remota*, *Cardamine Amara*, a ponadto wyróżnia je masowy udział paproci *Athyrium filix-femina*.

Strefa leśna poszerzyła się ku środkowi, gdyż pas młodych wówczas olszyn osiągnął wiek ponad 30 lat a przed nim pojawił się nowy podrost wchodzący na otwarte kalcifilne mechowiska, stanowiące obwodową strefę roślinności zielnej. Środkową otwartą część torfowiska, na grubym pokładzie kredy jeziornej, zajmuje szuwar kłoci wiechowatej *Cladietum marisci* także z obfitym nalotem olszy czarnej *Alnus glutinosa*, tworzącej zwłaszcza po stronie zachodniej partię leśną.

Już podczas pierwszych badań, mechowiska po stronie północnej wyróżniały się udziałem torfowców *Sphagnum* sp. wskazujących na proces zakwaszania siedlisk nakredowych, wynikający ze zmiany warunków wodnych – przechodzenia z zasilania wodno-gruntowego lub zale-

Tab. 1. Transekt podłużny N-S, od wału nad jeziorem do mineralnej krawędzi

| Odległość [m] | Zbiorowisko roślinne | Gatunki przewodnie i charakterystyczne | Uwagi |
|---------------|---|---|---|
| 0 - 20 | Stara olszyna | <i>Circaea alpina</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Carex elongata</i> | Elementy olesu, obecnie łągowiejące |
| 20 - 35 | Młodsza olszyna około 35-letnia | <i>Carex acutiformis</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Phragmites australis</i> | Dawna strefa podrostu olszy <i>Alnus glutinosa</i> i pozostałość okrajka |
| 35 - 50 | Mechowisko z kilkunastoletnim nalotem olszy | <i>Valeriana dioica</i> , <i>Agrostis canina</i> , <i>Carex lepidocarpa</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Mnium affine</i> , <i>M. undulatum</i> | Strefa rozprzestrzeniania się olszyny |
| 50 - 95 | Mechowisko z udziałem trzciny <i>Phragmites australis</i> | j.w. oraz <i>Carex diandra</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Cladium mariscus</i> , mchy j.w. oraz <i>Sph. warnstorffii</i> , <i>Sph. fallax</i> | Strefa kontaktowa z kłociowiskiem |
| 95 - 145 | Kłociowisko <i>Cladietum marisci</i> W wymoczyskach pływakcze <i>Utricularia</i> sp. | <i>Cladium mariscus</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Limprichtia cossonii</i> , <i>Campyllum stellatum</i> , <i>Riccardia pinguis</i> . <i>Utricularia minor</i> , <i>U. intermedia</i> , <i>Scorpidium scorpioides</i> , <i>Fissidens dubius</i> | Liczny nalot olszy <i>Alnus glutinosa</i> , kilkunastoletniej i młodszej |
| 145 - 160 | Mechowisko podlegające zakwaszeniu | <i>Valeriana dioica</i> , <i>Carex lepidocarpa</i> , <i>C. panicea</i> , <i>C. diandra</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Epipactis palustris</i> , <i>Cladium mariscus</i> , <i>Limprichtia cossonii</i> , <i>Campyllum stellatum</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Bryum pseudotriquetrum</i> oraz <i>Sph. warnstorffii</i> , <i>Sph. teres</i> , <i>Sph. cuspidatum</i> , <i>Drosera rotundifolia</i> , <i>Oxycoccus palustris</i> , <i>Carex lasiocarpa</i> , | Stanowisko <i>Liparis loeseli</i> . Wszędzie nalot olszy <i>Alnus glutinosa</i> i pojawia sosny <i>Pinus sylvestris</i> |
| 160 - 180 | Na mechowisku z torfowcami <i>Sphagnum</i> sp. łąka trzęślicowa | <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Briza media</i> , <i>Hydrocotyle vulgaris</i> , <i>Juncus squarrosus</i> , <i>Epipactis palustris</i> , <i>Parnassia palustris</i> | Niski nalot <i>Alnus glutinosa</i> i <i>Pinus sylvestris</i> |
| 180 - 195 | Olszyna bagienna <i>Carici elongate-Alnetum</i> | <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Thelypteris palustris</i> | Dawny okrajek |
| 195 - 215 | Stare, częściowo martwe sosny <i>Pinus sylvestris</i> , w niższej warstwie młoda olsza <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Carex acutiformis</i> , <i>Sph. squarrosus</i> , <i>Sph. palustre</i> , <i>Mnium undulatum</i> , <i>Plagiomnium elatum</i> , <i>M. hornum</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Climacium dendroides</i> | Confer. <i>Sphagno squarrosi-Alnetum</i> |
| 215 - 300 | Stary łąg <i>Circaeae-Alnetum</i> ze starymi sosnami w rozproszeniu | <i>Circaea alpina</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Lycopodium annotinum</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Mnium hornum</i> , <i>M. undulatum</i> , <i>Thuidium delicatulum</i> , <i>Trichocolea tomentella</i> , <i>Leucobryum glaucum</i> , <i>Dicranum scoparium</i> | Duże enklawy starych, zamarych drzewostanów sosny <i>Pinus sylvestris</i> , brzozy omszonej <i>Betula pubescens</i> , niekiedy olszy <i>Alnus glutinosa</i> |

wowego na zasilanie wodami opadowymi. Proces ten znacznie się wzmógł, ograniczając rozprzestrzenienie kalcifilnych mechowisk z takimi zbiorowiskami, jak *Drepanoclado-Caricetum lepidocarpae* na rzecz zespołu *Carici-Sphagnetum teretis* i mszarów przejściowych.

Kwaśny charakter olszyny po stronie północnej był widoczny już w 1991 r., skąd opisano kwaśną olszynę torfowcową *Sphagno squarrosi-Alnetum*, która nadal tu występuje. Drzewostan zbudowany był głównie z brzozy *Betula pubescens* i *B. pendula* oraz sosny *Pinus sylvestris*.

Tab. 2. Transekt poprzeczny wschód – zachód, między mineralnymi krawędziami złoża

| Odległość [m] | Zbiorowisko roślinne | Gatunki przewodnie i charakterystyczne | Uwagi |
|---------------|---|---|---|
| 0 - 35 | Stary łęg olszowy <i>Circaea alpinae-Alnetum</i> | <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Circaea alpina</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Deschampsia caespitosa</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Valeriana dioica</i> , <i>Mnium undulatum</i> , <i>Plagiomnium elatum</i> , <i>M. hornum</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Climacium dendroides</i> | Najstarsza strefa obwodowa, druga strefa w wieku ponad 30 lat. |
| 35 - 45 | Mechowisko z kłocią wiechowatą <i>Cladium mariscus</i> i podrostem olszy <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Limprichtia cossonii</i> , <i>Cladium mariscus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> | |
| 45 - 90 | Szuwar kłociowy <i>Cladietum marisci</i> | <i>Cladium mariscus</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Calliergonella cuspidata</i> , <i>Limprichtia cossonii</i> , <i>Campyllum stellatum</i> , <i>Riccardia pinguis</i> . | Ten sam jednolity charakter jak na transekcje podłużnym Liczny nalot olszy, zwarty po stronie zachodniej (87-90m) |
| 90 - 110 | Szuwar turzycowy z olszą <i>Alnus glutinosa</i> i kłocią <i>Cladium mariscus</i> W kierunku północnym przechodzi w mechowisko z torfowcami <i>Sphagnum sp.</i> i trzęślicą modrą <i>Molinia caerulea</i> | <i>Carex acutiformis-Alnus glutinosa</i> , <i>Cladium mariscus</i> . <i>Molinia caerulea</i> , <i>Sph. teres</i> , <i>Sph. warnstorffii</i> , <i>Pinus sylvestris</i> (12 m), <i>Alnus glutinosa</i> | Dominacja olszy <i>Alnus glutinosa</i> po stronie południowej Dominacja sosny <i>Pinus sylvestris</i> po stronie północnej |
| 110 - 120 | Olszyna bagienna | <i>Carex acutiformis</i> , <i>Thelypteris palustris</i> , <i>Valeriana dioica</i> , <i>Alnus glutinosa</i> | Młodszy drzewostan olszowy, dawny okrajek |
| 120 - 140 | Łęg olszowy z elementami źródłiskowymi | <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Circaea alpina</i> , <i>Carex remota</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> | Stary drzewostan olszowy |

Znaczna część tego drzewostanu już wtedy zamierała, o czym do teraz świadczą martwe kikuty drzew i liczne powały leżące na dnie lasu. Obecnie w runie rozprzestrzeniła się trzęślica modra *Molinia caerulea*, znaczny jest także udział gatunków borowych, jak *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa* i mchów: *Polytrichum formosum*, *Pleurozium schreberi*, *Leucobryum glaucum*, *Hylocomnium splendens*, *Dicranum scoparium* i innych.

Podkreślenia wymaga poszerzająca się w kierunku południowym do środka obiektu strefa drzewostanu sosnowo-olszowego, wchodzącego na mechowiska. Jest to luźny niski drzewostan *Alnus glutinosa* (do 15 m wys.) i *Pinus sylvestris* (do 10 m wys.) z typową kalcofilną roślinnością mechowisk i *Carex acutiformis* w runie. W miejscach gdzie dominuje sosna *Pinus sylvestris*, w runie licznie występuje *Molinia caerulea* i pojawiają się gatunki z klasy Oxycocco-Sphagnetea: *Drosera rotundifolia*, *Oxycoccus palustris* i torfowce: *Sph. warnstorffii*, *Sph. Fal-lax*, a nawet *Sph. magellanicum*.

Stwierdzono również, że w minionym okresie w obiekcie „Kłocie Ostrowieckie” nastąpiło pogorszenie warunków wodnych, odgrywających wiodącą rolę w kształtowaniu siedlisk bagiennych. Dopływ wód eutroficznych z jeziora Ostrowiec spowodował rozwój trzciny pospolitej *Phragmites australis* w sąsiedztwie przesmyku łączącego jezioro z torfowiskiem. Słabe jest nawodnienie wodami gruntowymi i naporowymi wywołujące obniżenie poziomu wody w centralnej części obiektu z szuwarem kłoci wiechowatej *Cladium mariscus*, zaś niedostateczne – zasilanie mechowisk wodą o odczynie alkalicznym.

W zaistniałej sytuacji należało ograniczyć inwazję olszy *Alnus glutinosa* przez usunięcie podrostu ze zbiorowisk zielnych. Zabieg postanowiono wykonać zimą 2007/2008r przez usunięcie młodych drzew bez naruszania podłoża, wycinając pień jak najniżej, na poziomie wierzchnicy, by przy wyższym poziomie wody został zatopiony. Ograniczyło to w znacznym stopniu zdolność tworzenia pędów odrosłowych, które należy ponownie usunąć w następnych

latach. Skuteczne w tym względzie może być rozwiercanie świderkiem pozostawionych pniaków, ale jest to działanie bardzo pracochłonne. Wycięte olsze muszą być w całości usunięte poza obszar torfowiska i nie można pozostawić żadnych resztek na oczyszczonych powierzchniach.

Ze względu na pogarszające się warunki hydrologiczne uznano za konieczne:

- Ograniczyć dopływ wód eutroficznych z jeziora Ostrowiec, który sprzyja rozwojowi trzciny pospolitej *Phragmites australis*, przez zamontowanie na przesmyku zastawki blokującej dopływ wody;
- Poprawę zaopatrzenia w wody gruntowe i naporowe dopływające spod skarp otaczających torfowisko. Można to uzyskać przez zmniejszenie retencji na zboczach, usuwając po kilkanaście drzew z lasów zboczowych po każdej stronie torfowiska – w ramach czyszczenia drzewostanów;
- Kontrolę poziomu wody w obiekcie przez zamontowanie piezometrów i odczytywanie wyników raz w miesiącu, a w przypadku suszy lub wzmożonych opadów odpowiednio częściej, by w porę reagować na niekorzystne stany.

Stan po zabiegach w 2009 r.

W efekcie zabiegów ochronnych wykonanych w 2007/2008 roku w obszarze ochrony czynnej „Kłoci Ostrowieckie”, zaznaczyła się wyraźna poprawa warunków wodnych. Nastąpiło ograniczenie transpiracji w wyniku usunięcia bardzo licznych młodych olszy. Udrożnienie naturalnego przesmyku pomiędzy Jez. Ostrowiec a obiektem zwiększyło dopływ wód jeziora (przy wysokich stanach wody) i jej grawitacyjny odpływ, ale wywołało niekorzystne zjawisko eutrofizacji siedliska i rozwój trzciny pospolitej *Phragmites australis*.

1. W obwodowej, leśnej strefie torfowiska zarysowała się wyraźna granica pomiędzy siedliskiem olszyny bagiennnej *Carici elongate-Alnetum* s.l. w kontakcie ze strefą brzegową jeziora a łągiem z czartawą drobną *Circaeo-Alnetum* na obwodzie obiektu, pod wysokimi brzegami otaczających wzniesień. W olszynie bagiennnej ustąpiły gatunki łąkowe, a wzrósł udział gatunków charakterystycznych i wyróżniających dla siedlisk olesowych. W płat

ach łągu natomiast masowo obserwowano czartawę drobną *Circaea alpina* – gatunek wskaźnikowy siedlisk łąkowych oraz enklawy z turzycą odległokłosą *Carex remota* – gatunek wskazujący na oddziaływanie wód naporowych.

2. Po usunięciu nalotu olszy czarnej *Alnus glutinosa*, strefa przejściowa pomiędzy olszyną bagienną a szuwarem kłociowym *Cladietum marisci* wskazuje na siedlisko kalcyfilne, co potwierdza obecność takich gatunków, jak *Valeriana dioica*, turzyce: *Carex lepidocarpa*, *C. panicea*, *C. flava* i *C. nigra*, a z mchów *Plagiomnium elatum*, *M. undulatum*. Jest to strefa silniej uwodniona z dużym udziałem *Thelypteris palustris* i *Phragmites australis* oraz sporadycznie *C. pseudocyperus*. Z mchów dość licznie występują gatunki kalcyfilne – *Calliergonella cuspidata* i rzadziej *Campyllum stellatum*. Od strony łągu po wschodniej i zachodniej stronie obiektu, pojawiły się skupienia torfowców *Sphagnum teres* i *Sphagnum warnstorffii*.
3. Centralna powierzchnia szuwara kłociowego *Cladietum marisci* jest bardziej zwarta i wyrównana pod względem wysokości, a masowy udział pędów kwitnących i owocujących wskazuje na jego bardzo dobrą kondycję. W zwartym szuwarze kłoci wiechowatej licznie występują mchy kalcifilne: *Calliergonella cuspidata* i *Limprichtia cossonii*, dość licznie *Campyllum stellatum* i sporadycznie *Fissidens dubius*. Północna część szuwara kłociowego *Cladietum marisci* pozostaje w bezpośrednim kontakcie z podrostem sosny *Pinus sylvestris*, kępami *Molinia caerulea* i z masowym udziałem torfowców – *Sphagnum teres* i *Sphagnum warnstorffii* na kępach. Towarzyszy im *Drosera rotundifolia* i *Oxycoccus palustris*. Odnowiły się gatunki nie odnalezione przed wykonaniem zadań ochronnych w 2007 roku: *Carex rostrata*, *Eriophorum angustifolium* i sporadycznie *Carex limosa* pod ochroną ścisłą. Wskazują one na wyraźnie lepsze uwodnienie tej strefy szuwara kłociowego. Poza tym, wyraźnie wyodrębniły się obecnie powiększone płyty *Valeriana dioica* z turzycami: *Carex lepidocarpa*, *C. diandra* i *C. appropinquata*, które rozwinęły się kosztem zmniejszenia zasięgu trzęslicy modrej *Molinia caerulea*. Występowanie *Molinia caerulea* wskazuje na siedlisko zmiennowilgotne o znacznych wahaniami poziomu wody, podczas gdy płyty z *Carex lepidocarpa* wymagają

stabilnego, odpowiednio wysokiego poziomu wody. W takim siedlisku ma swoje stanowisko lipiennik *Loesela Liparis loeselii* (pozycja GPS: N 53.06230, E 15.59004) i licznie występujący kruszczyk błotny *Epipactis palustris*.

4. Wśród turzyc i mchów oraz w szuwarze kłociowym częściej niż poprzednio występuje bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, podkreślający mechowiskowy charakter siedliska.
5. W strefie kontaktowej z lasem sosnowym, po stronie północnej szuwaru kłociowego, dominuje trzęślica modra *Molinia caerulea*, liczne są gatunki łąk trzęślicowych *Parnassia palustris* oraz *Epipactis palustris*. W północnej części obiektu w strefie zbiorowisk leśnych o cechach borowienia, najbardziej oddalonej od brzegu jeziora, nie widać zmian, które wskazywałyby na wyższy poziom wody.

WNIOSKI

1. Koncentryczny układ zbiorowisk roślinnych, który jest wynikiem procesu dośrodkowego łądowienia zatoki jeziora Ostrowiec, utrzymuje się trwale w dalszym etapie spontanicznych sukcesji w kierunku zbiorowisk leśnych, opanowujących centralnie położone siedliska nieleśne.
2. Zachodzi nieodzowna potrzeba prowadzenia ochrony czynnej, by nie dopuścić do samorzutnej sukcesji drzew do otwartych zbiorowisk roślinności zielnej.
3. W obiektach, gdzie chroniona jest roślinność związana z określoną fazą rozwojową biocekozy należy kontrolować stan i zmiany zachodzące w zbiorowiska roślinnych, by zabezpieczyć ich trwałość.
4. Proces rozprzestrzeniania się torfowców na kalcifilne mechowiska po usunięciu podrostu olszy, obserwowany już w latach 90-tych jest interesujący ze względu na utrzymującą się tendencję zmian w kierunku mszarów przejściowych, dlatego powinien być przedmiotem dalszych obserwacji (badań).
5. Na siedliskach bagienny należy stale rejestrować poziom wody, by w porę reagować na zmieniające się warunki hydrologiczne – zarówno podnoszenie się jak i obniżanie się poziomu wód, by w porę reagować na zachodzące zmiany kierunkowe.
6. Ochrona stanowisk gatunków rzadkich i ginących, jak np. *Liparis loeseli*, wymaga zabezpieczenia naturalnych siedlisk ich występowania..

LITERATURA

- Faliński J. B.; 1990; Kartografia geobotaniczna; T. 2 Kartografia fitosocjologiczna; PP Wyd. Kart.; Warszawa-Wrocław; pp.283
- Jasnowski M., Jasnowska J., Friedrich S.; 1984: Rezerwat przyrody „Uroczysko Kłociowe przy jez. Ostrowiec”, Dokumentacja projektowa; UW w Pile; (maszynopis)
- Jasnowska J., Jasnowski M., Grinn U., Friedrich S.; 1998; Flora projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego i jej osobliwości; [w:] Agapow L., Janowski M. (red.); Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego; Gorzowskie Tow. Naukowe; Gorzów Wlkp.; pp. 25-67
- Jasnowski M., Jasnowska J., Friedrich S.; 1998; Roślinność rzeczna, torfowiskowa i źródłkowa projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego; Ibidem; pp.69-94
- Jasnowska J., Jasnowski M.; 1991a; „Rezerwaty ścisłe Drawieńskiego Parku Narodowego”; Chroń. Przynr. Ojcz.; 47(5); 5-20
- Jasnowska J., Jasnowski M.; 1991b; Dynamika rozwojowa roślinności torfotwórczej w rezerwacie „Kłocie Ostrowickie”; Zesz. Nauk. AR w Szczecinie; Cz. I. Szata roślinna torfowiska; pp. 11-24; Cz. II. Kompleks zonacyjny roślinności w procesie zarastania zasobnej w wapń zatoki jeziora w rezerwacie „Kłocie Ostrowickie”; pp. 25-35; Cz. III. Sukcesje roślinności w procesie torfotwórczym, historia złoża i obecnej szaty roślinnej; pp. 27-52
- Jasnowska J.; 1998; Fizjograficzna charakterystyka Drawieńskiego Parku Narodowego; [w:] Agapow, L. (red.); Drawieński Park Narodowy – Przyroda Województwa Gorzowskiego; WFOŚ Gorzów Wlkp; pp33-48
- Jasnowska J.; 1998; Szata roślinna Drawieńskiego Parku Narodowego; Ibidem; pp 65-112
- Matuszkiewicz W.; 2001; przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski; Vademeicum geobotanicum; PWN; pp. 538
- Mierek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M.; 1995; Vascular plants of Poland. A checklist; PAN; Kraków; pp. 304
- Woźniak K.; 2000; Plan Ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego na lata 2001-2020. Operat „Synteza planu” (maszynopis)

STRESZCZENIE

Obiekty specjalnej ochrony w Drawieńskim Parku Narodowym, objęte od ponad 20 lat ochroną bierną, podlegały samorzutnym sukcesjom roślinności prowadzącym do utraty walorów przyrodniczych, dla których ochrony zostały utworzone. Aby nie dopuścić do degradacji cennych siedlisk podjęto działania w formie ochrony czynnej. W tym celu powtórzono badania roślinności metodami fitosocjologicznymi i określono zmiany, jakie nastąpiły w siedliskach. Na tej podstawie zaplanowano i przeprowadzono określone zabiegi dla poprawy warunków środowiska i eliminacji zagrożeń. W następnych latach oceniono pozytywnie efekty tych działań, a obiekty poddano systematycznemu monitoringowi. Badaniami objęte zostały siedliska o zasadowym podłożu zasobnym w węglan wapnia i kredę jeziorną w obiekcie „Kłocie Ostrowieckie”.



Część II
Part two

Komunikaty naukowe
Scientific Bulletin

Janina Jasnowska

Zakład Botaniki i Ochrony Przyrody, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie
e-mail: janina.jasnowska@zut.edu.pl

Sylwia Jurzyk-Nordlów

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie
e-mail: sylwia.jurzyk-nordlow@zut.edu.pl

O KOMPLEMENTARNOŚCI DZIAŁAŃ W ZAKRESIE PRAWNEJ OCHRONY PRZYRODY I ZARZĄDZANIA OBSZARAMI NATURA 2000 NA PRZYKŁADZIE DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO I EUROPEJSKIEJ SIECI EKOLOGICZNEJ W PUSZCZY NAD DRAWĄ

COMPLEMENTARITY OF ACTIONS IN ENVIRONMENTAL PROTECTION LEGISLATION
AND MANAGEMENT OF NATURA 2000 AREAS ON THE EXAMPLE
OF THE DRAWA NATIONAL PARK AND THE EUROPEAN ECOLOGICAL NETWORK
IN THE ILDERNESS FOREST UPON DRAWA

Słowa kluczowe: DPN, Sieć NATURA 2000, obszary chronione włączone do europejskiej sieci ekologicznej, właściwy stan ochrony

Keywords: Drawa National Park, Network NATURA 2000, protected areas included in the European ecological network, proper protection status

Summary: *The paper presents arguments that require further discussion by scientists and decision makers in the field of environmental protection in Poland. Since Poland has joined the European Union and initiated the process of implementation of the European Union laws, the European Ecological Network Natura 2000 has become the leading topic in the field of environmental protection and has dominated all other forms of environmental protection. The surfeit of the Natura 2000 and related issues in the media resulted in the negative impact on public opinion. Consequently, the work on projects for new protected areas and implementation of protection plans for national parks, including the Drawa National Park, prepared during the late 1990's, are notoriously delayed. Because these plans were developed for the period of two decades, they are still valid providing that due corrections are made adapting them to the changing legislations. There are many such issues.*

WPROWADZENIE

Ochrona przyrody realizowana w ubiegłym XX wieku, stosownie do polskiego prawa i dobrych tradycji pozwoliła zachować i zabezpieczyć bogactwa natury, które dzięki temu wnieśliśmy do Unii Europejskiej. To bardzo cenne obszary przyrodnicze zakwalifikowane do europejskiej Sieci obszarów chronionych Natura 2000, nieporównanie wartościowsze, mniej zdegradowane od przeinwestowanych gospodarczo

obszarów Europy Zachodniej. Są to najczęściej od dawna istniejące obszary chronione, znane jako Obszary chronionego krajobrazu, Parki krajobrazowe czy Parki narodowe i inne formy ochrony prawnej o określonych celach i zadaniach, z rzadką w skali Europy florą, mikoflorą i fauną budującą wyjątkowe siedliska.

Europejska Sieć Natura 2000, tworzona początkowo na potrzeby zdegradowanej przyrody Europy Zachodniej, w szczególności w celu ochrony ptaków, wprowadziła metody działania służące odtwarzaniu różnorodności biologicznej

oraz zachowaniu jej resztek na przeznaczonych do tego celu obszarach. Ich celem jest ratowanie zagrożonych gatunków oraz naturalnych i półnaturalnych, użytkowanych siedlisk przyrodniczych określonych Dyrektywami UE – Ptasia i Habitatową. Opracowania na temat Natura 2000 mówią, że głównym celem Sieci jest „utrzymanie i przywrócenie odpowiedniego stanu ochrony określonych rodzajów siedlisk i gatunków na obszarze ich naturalnego występowania” (Fernandez de Pierola et al. 2009). Mało kto jest jednak w stanie, zrozumiale i zwięźle, określić czym jest właściwy stan ochrony gatunku czy siedliska. Znajdzie się tyle definicji „właściwych stanów ochrony” – ile gatunków i siedlisk. Dostępne informacje naukowe o przedmiotach ochrony są niepełne i mogą mnożyć wiele pytań.

Niedostateczne zinwentaryzowanie gatunków i siedlisk w całej Polsce będzie generowało kolejne znaki zapytania o skuteczną ochronę, a tym samym właściwy stan ochrony. By stwierdzić jednoznacznie jak utrzymać czy przywrócić właściwy stan ochrony siedliska czy gatunku potrzebne będą wieloletnie ich badania i obserwacje. Dodatkowo lokalne uwarunkowania klimatyczne i gospodarcze tworzą odrębne populacje wymagające specjalnych działań ochronnych. Naukowcy działający lokalnie od wielu lat są w stanie rozwikłać problemy ochrony gatunków i siedlisk danego obszaru. Nie zrobi tego jednak firma z drugiego krańca Polski, która wygrała przetarg na plan ochrony dając najniższą cenę. Dlatego niezbędne są długoterminowe przyrodnicze badania naukowe i obserwacje terenowe gatunków i siedlisk w powiązaniu z praktyczną wiedzą o gospodarce rolniczej, leśnej, wodnej oraz zagospodarowaniu przestrzennym.

Obfite występowanie niektórych gatunków w naszym kraju w stosunku do krajów członkowskich UE, najprawdopodobniej uwarunkowane jest dawnym stylem gospodarki rolniczej i gospodarki przestrzennej. Liczebność gatunków i stan siedlisk jednak z roku na rok się zmienia co potwierdzają wyrzykowe obserwacje prowadzone przy okazji jakichś dużych inwestycji. W konfliktowych sytuacjach niezastąpiona więc staje się szczegółowa wiedza na temat biologii gatunków oraz ich liczebności i rozmieszczenia. Do prawidłowego zarządzania środowiskiem potrzebna jest oprócz szczegółowej wiedzy na temat ekologii lokalnych populacji także powszechna inwentaryzacja gatunków i siedlisk w całym kraju. To niezbędne narzędzie

także w egzekwowaniu obowiązków ochronnych. Niektórzy z naszych ościennych sąsiadów już takowe posiadają. Jakże można skutecznie chronić mobilne gatunki np. ptaków nie mając wiedzy na temat ich liczebności i rozmieszczenia w całym kraju? Skartowane informacje, powinny być dostępne dla zainteresowanych grup (także inwestorów), co pomoże skutecznie zaplanować ochronę gatunków i siedlisk oraz zlokalizować inwestycje.

Wieloletnia obserwacja wodniczki (*Acrocephalus paludicola*) i siedlisk, w których występuje sprawiła, że ochrona tego gatunku z roku na rok staje się bardziej skuteczna. Właściwy stan ochrony tego gatunku ewoluuje wraz z wiedzą na jego temat. Wewnątrzpopulacyjne zjawiska, lokalne uwarunkowania mikroklimatu i gospodarki rolnej wpłynęły na powstanie subpopulacji gatunku, potwierdzone odrębnością genetyczną nigdzie indziej niespotkaną (Tanneberger et al. 2010). Jeszcze kilka lat temu powstanie planu ochrony dla tego wymierającego gatunku, prawdopodobnie nie poprawiłoby jego sytuacji, a lokalnie mogłoby nawet zaszkodzić. Zupełnie nierealnym staje się w takiej sytuacji ambitny projekt wspólnoty – powstania w krótkim czasie planów ochrony czy planów zadań ochronnych zapewniających „odpowiedni stan ochrony siedlisk i gatunków”, które będą obowiązywać na 10 czy 20 lat. Trudno wyobrazić sobie modele idealnych siedlisk oraz ich rzeczywiste lokalne odpowiedniki, poddane ochronie w prosty schematyczny sposób, bo przecież nie będzie czasu na wgłębianie się w temat. Przy okazji planów ochrony czy zadań ochronnych trzeba wykonać cały szereg działań np. tak ważne konsultacje społeczne i uzgodnienia. Oby nie było tak, że konsekwencje niedostatecznej ochrony spoczną właśnie na społeczeństwie. Skoro mowa o siedliskach, nasuwa się pytanie: skąd nagle w całej Polsce znajdzie się tylu fitosocjologów do pracy przy planach zadań ochronnych i planach ochrony, skoro przedmiot ten wykładany jest zaledwie w kilku szkołach wyższych? Student po kursie nie posiada jeszcze dostatecznej wiedzy by z wirtuozerią doktora czy profesora mówić o dynamice zbiorowisk, nie mówiąc o ich rozpoznawaniu.

Dla obszarów NATURA 2000 opracowuje się obecnie plany zadań ochronnych i plany ochrony oraz dofinansowania działań społecznie akceptowanych. W celu ochrony środowiska naturalnego komunikacja społeczna, a szczególnie jej instrumenty, mają wypracować, proponując me-

tody racjonalnego gospodarowania i zrównoważonego rozwoju, metody współpracy pomiędzy ekologami a użytkownikami przyrody. Sprawy by współpraca ta stała się wieloletnia i skuteczna. Podejmując w Polsce zadania wynikające z programu ochrony przyrody Natura 2000 nie wolno nam zapomnieć i zaniechać realizowania naszych polskich zadań i zasad ochrony przyrody, kultywowanych przez wiele lat w czasach przed- i powojennych. Twórcami podwalin rozwijającej się w Polsce ochrony przyrody byli wybitni przyrodniccy jak Paczoski, Szafer, Pawłowski, a do ostatnich czasów Matuszkiewicz, Jasnowski, Olaczek czy Faliński. Stworzone przez nich metody ochrony (różnych obszarów czy obiektów ochrony), poprzedzone dogłębną analizą badawczą terenu, należy uzupełniać o dodatkowe nowe możliwości stwarzane przez Unię Europejską, a nie odchodzić od nich, co staje się obecnie dość wygodne, modne i szybkie. Pamiętajmy, że Sieć Natura 2000 to europejski system zarządzania przyrodą, ale od nas będzie zależało jaką zdobędziemy wiedzę o przedmiotach ochrony, jak będziemy współpracować ze społecznością i jak będziemy kontrolować wykonywanie ochrony. Zalecenia zawarte w aktach prawnych UE wydają się dla niektórych zastępować tradycyjne metody ochrony przyrody i cały ich długi proces od badań terenowych, i opracowań naukowych poczynając, a na wdrażaniu wynikających z nich przemyślanych zabiegów ochronnych kończąc. Zdają się zastępować wieloletnie doświadczenie zdobyte w „terenie”, wiedzę poprzedzoną stopniami naukowymi i indywidualne nieszablonowe podejście do spraw ochrony przyrody. Teraz modne są skargi do Komisji Europejskiej i firmy eksperckie, które mają niewiele wspólnego z ochroną przyrody. W ten sposób powszechnym stanie się, że plany zadań ochronnych i plany ochrony będą wykonywały szybko, tanio firmy i osoby bez doświadczenia lub z doświadczeniem ale w różnego rodzaju organizacjach, za to z dużą pewnością siebie. Z czasem okaże się, że te szybkie ekspertyzy są niepełne i z błędami. Gorzej gdy zaczną zanikać nagle siedliska, albo pojawiać się gatunki, których tam nikt się nigdy nie spodziewał. Przedsmak takich sytuacji mamy już w ocenach oddziaływania inwestycji na środowisko.

OBIEKT I MATERIAŁY

Dwudziestolecie Drawieńskiego Parku Narodowego jest dobrą okazją, by na jego przykładzie odnieść się i przedyskutować postawiony problem. Szczególnie deprymująca jest sprawa niezatwierdzonego długoterminowego planu ochrony przyrody w Parku, opracowanego w końcu lat dziewięćdziesiątych ogromnym nakładem pracy i środków finansowych.

Dla DPN jako materiały podstawowe wykonano w tym celu 9 operatów specjalistycznych (często kilkutomowych) przy udziale 28 specjalistów wysokiej klasy – naukowców z wyższych uczelni Szczecina, Poznania, Gdańska i innych, oraz przez takie instytucje jak Biuro Urządzenia Lasu w Szczecinku bądź firmy specjalistyczne EkoLas Projekt Zielona Góra i Proxima Wrocław. Wiele czasu i pracy poświęciła temu tematowi Rada Społeczno-Naukowa Parku oraz specjalnie wyłoniona społeczna (bez honorariów) Komisja ds. Planu. Całościowe opracowanie wykonał na zamówienie fachowy Zespół Syntezy przygotowując ”Ustalenia planu na lata 2001-2020” z bazą cyfrową wszystkich danych. Zawarto w nim zalecenia i ustalenia autorów poszczególnych operatów branżowych, zaś w przypadkach, gdy cele i metody ochrony poszczególnych komponentów przyrody na tym samym obszarze były ze sobą sprzeczne, zostały wynegocjowane zalecenia „najlepsze dla przyrody”. Ustalenia poddano konsultacjom społecznym a wyniki konsultacji znalazły odzwierciedlenia w zapisach planu. Plan ochrony dla DPN, mimo bardzo rzetelnych podstaw merytorycznych, nie został zatwierdzony w żadnym z wyznaczonych terminów (związanych ze zmieniającymi się zapisami ustawowymi). Szkodliwe, daleko idące, tego skutki, polegające na nierealizowaniu programu ochrony, występują i potęgują się w całym Drawieńskim Parku Narodowym. Wytyczne programu są wykorzystywane (fragmen-tarycznie) w małym stopniu przy ustalaniu rocznych planów operacyjnych, zatwierdzanych każdorazowo przez Ministerstwo Środowiska.

Stosownie do polskiej ustawy o ochronie przyrody na Obszarach Natura 2000 w odniesieniu do różnych form ochrony przyrody, należy dostosować plany ochrony do wymogów ustawowych. W przypadku parków narodowych należy wykorzystać przygotowane wcześniej dla nich plany ochrony. Żle się stało, że DPN nie ma

zatwierdzonego planu ochrony, a przygotowany projekt mocno się zestarzał. Można jednak będzie wykorzystać zweryfikowany i skorygowany plan, przygotowany przecież na lata 2001-2020 z całą bogatą dokumentacją przyrodniczą, dodatkowo rozwinięty ze względu na szkodliwe przekształcenia niektórych siedlisk, które nastąpiły wskutek braku ochrony czynnej.

WYNIKI BADAŃ

Obszary NATURA 2000 na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego obejmują ostoję ptasią PLB 320016 lasy „Puszczy nad Drawą”, w części południowej DPN, wyznaczoną już w pierwszym okresie tworzenia w Polsce Sieci w latach 2003-2004. Natomiast cały Park dopiero w roku 2008 znalazł się w Specjalnym Obszarze Ochrony według Dyrektywy Habitatowej pod nazwą „Uroczyska Puszczy Drawskiej” PLH320046.

W Drawieńskim Parku Narodowym występuje większość niżowych siedlisk przyrodniczych (razem 24) ujętych w Dyrektywie Habitatowej. Są to niżej wymienione siedliska leśne i nieleśne. Utrzymują się one w lepszym lub gorszym stanie, niestety generalnie w stanie stale pogarszającym się. To właśnie one wymagały czynnej ochrony oraz różnych innych działań ochronnych, przewidzianych w niezatwierdzonym „Planie Ochrony DPN”.

Siedliska leśne (10)

- 9110 Kwaśne buczyny *Luzulo-Fagetum*
- 9130 Żyzne buczyny *Galio odorati-Fagetum*
- 9160 Grąd środkowo-europejski *Galio sylvatici-Carpinetum*
- 9190 Kwaśne dąbrowy niżowe *Fago-Quercetum*
- 91D0-1 brzezina bagienna *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*
- 91D0 2a Bory bagiennie, bór sosnowy *Vaccinio uliginosi-Pinetum*
- 91D0-2b Bory bagiennie na murszach *Ledo-Pinetum, Molinio-Pinetum, Molinio-Betuletum*
- 91E0 Łęgi olszowe i olszowo-jesionowe *Alnion glutinoso-incanae, Circaeo alpinae-Alnetum*
- 91E0 Łęgi źródliskowe *Circaeo-Alnetum cardaminetosum amarae*
- 91T0 Sosnowy bór chrobotkowy *Cladonio-Pinetum* i *Peucedano-Pinetum cladonietosum*

Siedliska nieleśne (14)

- 3140 twardowodne zbiorniki z podwodnymi łąkami ramienic Characeae
- 3150 Naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami „lili wodnych” i rdestnic. *Nymphaeion* i *Potamion*
- 3160 Naturalne dystroficzne zbiorniki wodne *Nymphaeetum candidae Utricularietalia intermediomioris*
- 3260 Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników *Ranunculion fluitantis*
- 6120 Ciepłolubne śródlądowe murawy napiaskowe *Koelerion glaucae*
- 6210 murawy kserotermiczne *Festuco-Brometea*
- 6410 Zmiennowilgotne łąki trzęślicowe *Molinion*
- 6510 Łąki świeże i wilgotne ekstensywnie użytkowane zbiorowiska ze storczykami.
- 7110 Torfowiska wysokie z roślinnością torfotwórczą – żywe *Oxycocco-Sphagnetum*
- 7120 Torfowiska wysokie zdegradowane, zdolne do regeneracji Torfowiska odwodnione i eksploatacyjne
- 7140 Torfowiska przejściowe i trzęsawiska *Scheuchzerio-Caricetea*
- 7210 Torfowiska nakredowe *Cladietum marisci*
- 7220 Źródlika wapienne ze zbiorowiskami mszaków *Cratoneurion commutati*
- 7230 Torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk, element łągowo-źródliskowych *Cardamino-Chrysosplenietum*

Stan tych siedlisk w wyniku braku ochrony czynnej jest nierzadko zagrożony i aktualnie przedstawia się bardzo różnicowanie. Przykładem jest omówiony w osobnym referacie (Wróbel i Jasnowska 2010) obiekt „Kłocie Ostrowickie”.

Innym jednostkowym przykładem może być łąka storczykowa „Karolinki”, która uległa degradacji – obecnie zarośnięta przez łożowisko, wymaga bardzo radykalnych działań, w celu przywrócenia pierwotnego stanu. Cenne siedlisko 6410 – łąki trzęślicowej (*Molinion*), (zaliczane także do siedlisk 6510 łąki świeże i wilgotne ekstensywnie użytkowane - zbiorowiska ze storczykami), wykształciło się na pokładzie gytii węglanowej na złądowiałym oczku wodnym. Obiekt został zatopiony w następstwie spiętrzenia wody przez bobry na naturalnym odpływie nadmiaru wód do Płocicznej. Przez zastosowanie ochrony czynnej – usunięcie łoża

na niedużym fragmencie obrzeża, uratowano ruń łąkową. Cała pozostała powierzchnia wymaga poważniejszych zabiegów. Należy zimą, po lodzie, wyciąć zarośla wierzbowe i doprowadzić do ich zatopienia, by nie mogły się odnowić. Następnie trzeba odprowadzić wodę z powierzchni omijając bobrowe zapory, oczyścić z martwego drewna nie naruszając podłoża i pozostawić do naturalnego odnowienia roślinności łąki trzęślicowej, wspomagając dodatkowo przez koszenie i usuwanie pokosu. Taką kosztowną akcję należy zaplanować w ramach planu Natura 2000, zwłaszcza że dzięki temu zostanie odtworzone cenne siedlisko nie tylko dla roślinności ale także ostoje ptactwa, które zostało pozabawione swojego naturalnego siedliska, oraz różnorodnej fauny owadów, płazów i gadów.

Inne, liczne niestety niekorzystne zmiany w DPN związane są najczęściej z samorzutnymi, spontanicznymi przemianami siedlisk i z naturalną sukcesją w kierunku zbiorowisk klimaksowych. Ogranicza to różnorodność, wynikającą z faz rozwojowych, przemijających w przyspieszonym tu procesie sukcesji, w wyniku pogorszonych warunków wodnych po długotrwałych suszach, bądź z innych przyczyn.

WNIOSKI

Ostoja ptasia PLB 320016 „Puszcza nad Drawą” i Specjalny Obszar Ochrony siedlisk PLH320046 „Uroczyska Puszczy Drawskiej”, położone na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego, powinny być chronione według bogatej dokumentacji naukowej, sporządzonej na potrzeby planu ochrony DPN.

Należy uwzględnić zalecenia Unii Europejskiej, opracowując plan zarządzania przyrodą, wykonywania działań ochronnych, nadzoru i monitoringu w zakresie zrównoważonego rozwoju, o charakterze w dużym stopniu administracyjnym – na potrzeby urzędów i społeczności lokalnej. Jednocześnie na Obszarach Natura 2000 należy zaplanować i prowadzić ochronę przyrody według zasad obowiązujących w naszej krajowej ochronie przyrody. To jest właśnie przedmiotem naszej troski powinny być opracowane plany ochrony (w parkach narodowych na okres 20 lat), z wykorzystaniem ustawowych zapisów dotyczących określonych form ochrony. W przypadku Drawieńskiego Parku Narodowego można będzie wykorzystać zweryfikowany

i skorygowany plan, przygotowany na lata 2001-2020 z całą bogatą dokumentacją przyrodniczą. Winien on być wzbogacony o dodatkowe zalecenia ochrony czynnej w niektórych siedliskach ze względu na szkodliwe przekształcenia, które nastąpiły w minionym okresie.

W naszej opinii należy konsekwentnie dążyć do zaplanowania i finansowania w obszarach Natura 2000 ochrony czynnej wszędzie, gdzie jest to uzasadnione stanem chronionych siedlisk i obiektów.

Należy wykorzystać program Natura 2000 do aktywnej ochrony cennych siedlisk w DPN, jako podstawowych wartości przyrodniczych w Europejskiej Sieci Ekologicznej. W ramach zintegrowanego programu powinny być zrealizowane wszelkie kosztowne zabiegi ochronne.

Odnosząc się do krajowej ochrony przyrody i dla utrzymania i przywrócenia odpowiedniego stanu ochrony określonych rodzajów siedlisk gatunków na obszarze ich naturalnego występowania potrzebne są szczególnie:

- długoterminowe badania naukowe i obserwacje terenowe gatunków i siedlisk w powiązaniu z praktyczną wiedzą o gospodarce rolniczej, leśnej, wodnej oraz zagospodarowaniu przestrzennym,
- do prawidłowego zarządzania środowiskiem potrzebna jest oprócz szczegółowej wiedzy na temat ekologii lokalnych populacji także inwentaryzacja gatunków i siedlisk w całym kraju, to niezbędne narzędzie także w egzekwowaniu obowiązków ochronnych,
- zespoły doświadczonych przyrodników posługujących się sprawdzoną metodologią, którzy w odpowiedzialny sposób zaplanują ochronę, a następnie przeprowadzą monitoring znanego sobie od wielu lat terenu.

LITERATURA

- Agapow L., Jasnowski M. (red.); 1986; Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego; Gorz. Tow. Nauk.; Urz. Woj. Gorzów; pp 236 + tabele
- Fernandez de Pierola S.C., Carbonell X., Gomez-Limon Garcia J., Hernandez F.H., Zamaniillo M.S.; 2009; Natura 2000 i społeczeństwo. Instrumenty komunikacji społecznej w zarządzaniu Siecią Natura 2000; Publikacja wydana w ramach Projektu Współpracy Bliźniaczej PL06/IB/EN/02; Warszawa; pp 67
- Tanneberger F., Flade M., Preiksa Z., Schröder

- B.; 2010; Habitat selection of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* at the western margin of its breeding range and implications for management; *Ibis*; 152:2; s. 34 -358; British Ornithologists' Union
- Woźniak K., Gerstmann E., Grzyb M.; 2000; Plan ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego na lata 2001-2020; Projekt, Broszura; pp. 35; Płyta CD-ROM
- Woźniak K.; 2000; Plan ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego na lata 2001-2020. *Opis planu. Aneks: wykaz zespołów roślinnych z uwzględnieniem Dyrektywy Habitatowej, Wykaz gatunków roślin z uwzględnieniem kategorii zagrożeń; M-pis, pp 135 i Aneks, Ustalenia planu; M-pis pp. 140, Zał.; pp. 178*
- Wróbel M., Jasnowska J.; 2010; Ochrona czynna „Kłoci Ostrowieckich” w Drawieńskim Parku Narodowym; [w:] Grześkowiak A., Nowak B. (red.); *Dynamika procesów przyrodniczych zlewni Drawy i Drawieńskiego Parku Narodowego*; IMGW–PTGeof., Poznań, s. 173-179
- Ziarnek K., Piątkowska D. (red.); 2008; Europejska Sieć ekologiczna NATURA 2000 w województwie Zachodniopomorskim; Biuro Konserwacji Przyrody w Szczecinie; Szczecin; s. 164

STRESZCZENIE

Referat ma charakter problemowy (polemiczny) i wymaga przedyskutowania przez specjalistów z ramienia nauki jak i decydentów zajmujących się ochroną przyrody w Polsce. Bowiem od wstąpienia naszego kraju do wspólnoty europejskiej i implementacji prawa wspólnotowego, europejska Sieć ekologiczna Natura 2000 stała się w ochronie przyrody tematem wiodącym i zdominowała wszystkie inne formy ochrony przyrody. Medialny przesyt Naturą 2000 i związanymi z nią problemami wpłynął niekorzystnie na jej społeczny przekaz. Odwołują się na przykład sprawy projektowania nowych obszarów chronionych i planów ochrony parków narodowych, przygotowanych w końcu lat 90-tych ubiegłego wieku, w tym DPN. Były to plany opracowane na okres lat dwudziestu, są więc ciągle jeszcze aktualne i wymagają jedynie korekty ze względu na zmieniające się przepisy ustawowe. Podobnych spraw jest nie mało.

REZERWATY PRZYRODY W ZLEWNI DRAWY – W GRANICACH WOJEWÓDZTWA ZACHODNIOPOMORSKIEGO

NATURE RESERVES IN THE DRAWA RIVER CATCHMENT – WITHIN THE ADMINISTRATIVE BORDERS OF THE WEST POMERANIAN VOIVODESHIP

Słowa kluczowe: rezerwaty przyrody, zlewnia Drawy

Keywords: nature reserve, the Drawa River catchment

Summary: *The Drawa River catchment, besides tributaries such as rivers, streams and channels, also includes lacustrine ecosystems of diverse trophicity located in forests, meadows and swamps. Part of these areas are natural reserves where the environmental protection law enforces certain limitations. Currently, within the Drawa River catchment there are 17 natural reserves: “Dolina Pięciu Jezior”, “Jezioro Prosino”, “Torfowisko Toporzyk”, “Brunatna Gleba”, “Łasko”, “Zielone Bagna”, “Nad Płociczną”, “Mszary Tuczyńskie”, “Leśne Źródła”, “Jezioro Czarnówek”, “Torfowisko nad jeziorem Morzysław Mały”, “Torfowisko Konotop”, “Wyspa na jeziorze Bierzwnik”, “Strzaliny koło Tuczna”, “Rosiczki Mirosławskie”, “Stary Załom”, “Źródliko Skrzypowe”. Furthermore additional four objects are planned to be included in nature reserve protection, to be approved in 2010: “Bagno Raczyk”, “Czarne Torfowisko”, “Storczykowe Mechowisko” and “Rzeka Korytnica”.*

WPROWADZENIE

Zlewnia Drawy, oprócz samych dopływów jakie stanowią rzeki: Człopica, Kokna, Korytnica, Mierzęcka Struga, Płociczna, Pokrętna, Słopica, Wąsowa, strugi: Bagnica, Drawisko, Drawka, Głęboka, Miedznik, Moczal, Pełknica, Radówka, Sytna, Studzienica, Sucha, Szczuczna, Wilźnica oraz Kanał Prostynia obejmuje ekosystemy jezior o zróżnicowanej trofii, lasów, łąk i mokradeł. Ogromne walory przyrodnicze przedmiotowego terenu potwierdza fakt funkcjonowania na nim ośmiu z dziesięciu form ochrony przyrody tworzonych na podstawie prawa polskiego, tj.: parku narodowego, rezerwatów przyrody wraz z otulinami, parku krajobrazowego, specjalnych obszarów ochrony ptaków i obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty sieci Natura 2000, obszarów chronionego krajobrazu, użytków ekologicznych, zespołów przyrodniczo-krajobrazowych, pomników przyrody oraz ochrony gatunkowej roślin i zwierząt.

Drawieński Park Narodowy oraz rezerwaty

przyrody stanowią dwie najbardziej restrykcyjne formy ochrony przyrody w granicach zlewni Drawy.

Rezerwaty przyrody, zgodnie z definicją z art. 13 ust. 1 ustawy o ochronie przyrody (Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220 z późn. zm.), obejmują obszary zachowane w stanie naturalnym lub mało zmienionym, ekosystemy, ostoje i siedliska przyrodnicze, a także siedliska roślin, siedliska zwierząt i siedliska grzybów oraz tory i składniki przyrody nieożywionej, wyróżniające się szczególnymi wartościami przyrodniczymi, naukowymi, kulturowymi lub walorami krajobrazowymi.

Na dzień dzisiejszy w granicach zlewni Drawy uznano 17 rezerwatów, co jednocześnie stanowi 15 % rezerwatów znajdujących się w granicach województwa zachodniopomorskiego. Dodatkowo istnieje już dokumentacja 4 nowych obiektów zakwalifikowanych do objęcia przedmiotową rangą ochrony. Ich lokalizację przedstawia ryc. 1. Pierwszy z istniejących rezerwatów to „Dolina Pięciu Jezior” – rezerwat krajobrazowy, który powstał na mocy zarządzenia Ministra

Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 29 grudnia 1987 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 5, poz. 47, zm. M.P. z 1992 r. Nr 6, poz. 39). Obejmuje on dolinę Drawy w górnym jej biegu, prawie od źródeł, na odcinku 4,2 km, gdzie rzeka płynie przez pięć kolejnych jezior leżących na jej nurcie jak paciorki: Krzywe, Krag, Długie, Głębokie i Małe wraz z przyległym do nich ekosystemem leśnym i łąkowym. Jeziora stanowią co najmniej 3 km długości doliny i połączone są krótszymi lub dłuższymi fragmentami wąskiego, głęboko wciętego koryta. Rezerwat zajmuje łączną powierzchnię 228,78 ha w gminie Połczyn-Zdrój. Celem ochrony obiektu jest zachowanie formy morfologicznej Pojezierza Drawskiego z bogatą szatą roślinną kompleksów leśnych, zbiorników wodnych i torfowisk niskich, z buczyną pomorską i licznymi stanowiskami roślin chronionych.

Roślinność rezerwatu reprezentują głównie formacje leśne związane z żyzną buczyną niżową *Galio odorat-Fagetum*, kwaśną buczyną niżową *Luzulo-Fagetum*, grąd subatlantycki *Stellari holosteeae-Carpinetum betuli*, łągi jesionowo – olszowe *Fraxini-Alnetum* oraz łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe – *Ficario-Ulmetum*, *Filario-Ulmetum chrysosplenietosum* – zajmujące obszar 152,71 ha. Pozostały teren rezerwatu pokrywają zbiorowiska roślinne siedlisk wodnych, tj. starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne - *Potametum pectinati*, *Elodeetum canadensis*, *Ceratophylletum demersi*, *Myriophylletum spicati*, *Potametum lucentis*, *Hydrocharitetum morsus-ranae*, *Potametum natantis*, *Nymphaetum candidae*, *Nupharo-Nymphaetum candidae*, *Polygonetum natantis*, *Lemnetum trisulcae*, *Spirodeletum polyrhizae*, *Riccietum fluitantis* oraz bezleśne enklawy wykorzystywane rolniczo bądź stanowiące powierzchnie infrastruktury turystycznej rezerwatu. Łącznie w latach 2003-2004 zarejestrowano 6 różnorodnych siedlisk reprezentowanych przez 19 zbiorowisk roślinnych i związanych z nimi 312 gatunkami roślin naczyniowych oraz 25 gatunkami mchów. Wśród prawnie chronionych, rzadkich i zagrożonych gatunków roślin stwierdzono tu występowanie kukułki szerokolistnej *Dactylorhiza majalis*, wawrzynka wilczełyko *Daphne mezereum*, bluszczu zwyczajnego *Hedera helix*, listery jajowatej *Listera ovata*, przylaszczki pospolitej *Hepatica triloba*, grzybieni północnych *Nymphaea candida*, nasięźrzała pospolitego *Ophioglossum vulgatum*, podkolana białego *Platanthera bifolia*, pływacza drobnego

Utricularia minor, konwalii majowej *Convallaria majalis*, przytulii wonnej *Galium odoratum*, grążela żółtego *Nuphar lutea*, grzybieni białych *Nymphaea alba*, kruszyny pospolitej *Frangula alnus*, porzeczeki czarnej *Ribes nigrum*, kaliny koralowej *Viburnum opulus*, czarńca gronkowego *Actea spicata*, kostrzewy leśnej *Festuca altissima*, cienistki trójkątnej *Gymnocarpium dryopteris*, tojeści gajowej *Lysimachia nemorum*, wywłócznika okółkowego *Myriophyllum verticillatum*, zachylnika oszczepowatego *Phegopteris conectilis*, zerwy kłosowej *Phyteuma spicata*, żankiela zwyczajnego *Sanicula europaea*, jeżogłówki najmniejszej *Sparganium minimum* i wyki leśnej *Vicia sylvatica*.

W trakcie prac badawczych na obszarze rezerwatu wyróżniono 102 taksony bezkręgowców. Najliczniejszą grupą są ważki reprezentowane przez 30 taksonów, a drugą co do liczebności i częstotliwości występowania grupą ekologiczną są lądowe bezkręgowce związane z lasami oraz terenami otwartymi, tj. gatunki chrząszczy, motyli, błonkówek oraz muchówek. Mniej licznie pod względem zróżnicowania gatunkowego reprezentowane są skorupiaki – 13 gatunków oraz mięczaki – 10 gatunków. W większości są to gatunki eurytopowe, kosmopolityczne i pospolite, nie brak jednakże osobników rzadkich, zagrożonych i prawnie chronionych, a w szczególności: żagnicy zielonej *Aeshna viridis*, husarza władcy *Anax imperator*, biegacza fioletowego *Carabus violaceus*, biegacza gajowego *C. nemoralis*, trzmiela ziemnego *Bombus terrestris*, szczeżui wielkiej *Anodonta cygnea*, groszkówki bladej *Pisidium subtruncatum* i ślimaka winniczka *Helix pomatia*. Wśród kręgowców stwierdzono tu występowanie 13 pospolitych gatunków ryb, 8 gatunków płazów, 3 gatunki gadów, 103 gatunki ptaków i 30 gatunków ssaków. Do najcenniejszych rzadkich, zagrożonych i prawnie chronionych gatunków należy tu zaliczyć: rzekotkę drzewną *Hyla arborea*, traszkę zwyczajną *Lissotriton vulgaris*, żaby moczarową, jeziorkową *Rana lessonae*, wodną *Rana esculenta*, ropuchę szarą *Bufo bufo*, jaszczurkę żyworodną *Lacerta viviparus*, jaszczurkę zwinkę *Lacerta agilis*, muchołówkę małą *Ficedula parva*, dzięcioła czarnego *Dryocopus martius*, zimorodka *Alcedo atthis*, wydrę *Lutra lutra*, jeża *Erinaceus sp.*, nocka dużego *Myotis myotis*, nocka *Natterera Myotis nattereri*, nocka rudego *Myotis daubentonii*, mroczka późnego *Eptesicus serotinus*, borowca wielkiego *Nyctalus noctula*, gacka wielkouchego *Plecotus auritus* i mopka *Barbastella*

barbastellus.

Ogólny stan przyrodniczy obiektu jest dobry, wymaga jednak podjęcia określonych działań w zakresie ochrony czynnej w kierunku powstrzymania niekorzystnych trendów i przywrócenia zbiorowiskom roślinnym charakteru odpowiadającego potencjalnym możliwościom ekosystemów oraz utrzymaniu mozaikowości krajobrazu. Ponadto, niezbędne jest przeciwdziałanie szkodliwej penetracji obiektu. Najbardziej dynamiczne przekształcenia dotyczą ekosystemów jezior, które ulegają wypłycaaniu na skutek eutrofizacji oraz obniżania się poziomu wody w jeziorach i w nurcie rzeki Drawy. Aby podnieść poziom wody w jeziorach planowane jest umieszczenie na wypływie z każdego akwenu odpowiedniego urządzenia piętrzącego. Powinny być one ukształtowane w ten sposób, by woda przelewała się przez nie górą przy jednoczesnym zachowaniu ciągłości nurtu rzeki. Budowa ww. urządzeń poprzedzona zostanie szczegółowymi pracami przygotowawczymi (obejmującymi: opracowanie i skonsultowanie z naukowcami koncepcji wstępnej oraz opracowanie projektów wykonawczych, a także na uzyskaniu niezbędnych pozwoleń). Zabieg ustabilizuje poziom wody w jeziorach i rzece, a jednocześnie zapewni drożność cieku i nie będzie stanowić istotnej przeszkody dla migracji fauny wodnej. Jednocześnie, niezbędne będzie coroczne monitorowanie poziomu wody w jeziorach i rzece.

W północnej części rezerwatu, przy ruinach dawnej osady oraz przy punkcie widokowym znajdują się stare sady (z przewagą jabłoni 53-78 lat), podnoszące walory krajobrazowe rezerwatu i stanowiące zaplecze pokarmowe dla bytujących w nim gatunków ptaków. Dla dwóch lokalizacji zaplanowano zabiegi ochronne polegające na odślanianiu drzew owocowych. Wszystkie ww. działania ujęte zostały w przygotowywanym obecnie projekcie zadań ochronnych, który powinien zostać zatwierdzony w czwartym kwartale 2010 r. Zadania przewidują także właściwe udostępnienie obiektu dla celów edukacyjnych, turystycznych i amatorskiego połowu ryb.

„Jezioro Prosinno” – rezerwat faunistyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 17 listopada 1988 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 32, poz. 292, zm. M.P. z 1989 r. Nr 17, poz. 119) i obejmował pierwotnie obszar jeziora z pasem roślinności nadbrzeżnej o łącznej powierzchni 81,00 ha. Położony w gmi-

nie Czaplinek. Celem ochrony było zachowanie miejsc bytowania i lęgów rzadko występujących gatunków ptaków wodnych i błotnych. Rozporządzeniem Nr 89/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 31 grudnia 2007 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Jezioro Prosinno” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 1, zm. Nr 96, poz. 2078) powiększono obiekt o 5,00 ha oraz zmodyfikowano jego cel ochrony na: „zachowanie ptaków wodno-błotnych i zajmowanych przez nie siedlisk”. Samo jezioro Prosinno położone jest na wysokości 137,6 m npm w zlewni rzeki Drawy.

Obiekt obejmuje ekosystemy wodne ze zbiorowiskami *Ranunculetum circinatis*, *Ceratophylletum demersi*, *Myriophylletum spicati*, *Hydrocharitetum morsus-ranae*, *Nupharo-Nymphaetum albae* oraz zaroślowe i leśne ze zbiorowiskami *Salicetum pentandro-cinereae*, *Ribeso nigri-Alnetum*.

Badania roślinności wodnej i szuwarowej rezerwatu oraz nadbrzeżnych lasów i zarośli wykazały obecność 17 zespołów roślinnych, w tym 10 uznanych za zagrożone obejmujących 131 gatunków roślin naczyniowych i 10 zarodnikowych. Wśród ww. gatunków 21 uznanych jest za rzadkie, zagrożone lub prawnie chronione. Do najcenniejszych zaliczyć należy: krwawnik kichawiec *Achillea ptarmica*, drżączka średnia *Briza media*, turzycza żółta *Carex flava*, turzycza łuszczkowata *Carex lepidocarpa*, turzycza dzióbekowata *Carex rostrata*, siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre*, nercznica grzebieniasta *Dryopteris cristata*, wierzbownica błotna *Epilobium palestre*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, tojeść bukietowa *Lysimachia thyrsoiflora*, bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, grązel żółty *Nuphar lutea*, pierwiosnek lekarski *Primula veris*, kozłek lekarski *Valeriana officinalis*, przetacznik bobownik *Veronica anagalis-aquatica*, fiołek błotny *Viola palustris* i podkolan biały *Platanthera biforia*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris* i dziewięciornik błotny *Parnassia palustris*.

Ornitofauna rezerwatu liczy 99 gatunków (stan na rok 2005), z czego ponad 90% podlega ochronie prawnej. Ponadto, w granicach obiektu stwierdzono występowanie 17 gatunków bezkręgowców, 3 gatunki płazów, 1 gatunek gada, 13 gatunków ryb, 10 gatunków ssaków. Najcenniejsze zwierzęta bytujące i żerujące w obiekcie to bąk *Botaurus stellaris*, kania ruda *Milvus milvus*, żuraw *Grus grus*, zimorodek *Alcedo atthis* i wydra *Lutra lutra*.

Najsilniej zaznaczonym czynnikiem antropo-

gennym stwierdzonym na terenie rezerwatu, determinującym jego obecny charakter jest obniżenie poziomu lustra wody w zbiorniku i jego eutrofizacja.

W ramach zatwierdzonego rozporządzenia Nr 22/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 13 maja 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Jezioro Prosinó” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 53, poz. 1159) zaplanowano budowę zastawki w południowo-wschodniej części obiektu oraz prowadzenie monitoringu drapieżników i ich eliminację.

„Torfowisko Toporzyc” wykształciło się na wododziale Wogry i Rakonu – rzek spływających w dwóch różnych kierunkach: Wogra na północny-zachód jako rzeka zlewni Przymorza, Rakon na południe jako rzeka zlewni Drawy.

Obiekt uznany został zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 listopada 1996 r. (M. P. Nr 75, poz. 692) w celu zachowania ze względów naukowych i dydaktycznych torfowiska z reliktoowymi zbiorowiskami roślinnymi. Obejmuje on powierzchnię 43,07 ha w gminie Połczyn Zdrój. Włączone w jego granice doły potorfowe podlegają procesom regeneracyjnym i umożliwiają zapoznanie się z różnymi fazami spontanicznej sukcesji roślinności.

Najcenniejsze siedliska w obiekcie stanowią torfowisko wysokie, torfowisko przejściowe, mszar wrzoścowy *Erico-Sphagnetum magellanicum*, brzezina bagienna *Vaccinio uliginosi-Betuletum*, bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, łozowisko *Salicetum pentandrocineriae*, ols torfowcowego *Sphagno squarrosi-Alnetum*, kwaśna buczyna niżowa *Luzulo pilosae-Fagetum*, żyzna buczyna niżowa *Galio odorati-Fagetum*, grąd subatlantycki *Stellario holosteeae-Carpinetum betuli*. Jednocześnie są one miejscem występowania rzadkich, zagrożonych i prawnie chronionych gatunków roślin, w tym: 7 gatunków torfowców (*Sphagnum palustre*, *Sphagnum subsecundum*, *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum flexuosum*, *Sphagnum subnitens*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum capillifolium*) oraz widłaka jałowcowatego *Lycopodium annotinum*, paprotki zwyczajnej *Rhizoma polypodii*, nerecznicy grzebieniastej *Dryopteris cristata*, rosiczki długolistnej *Drosera anglica*, rosiczki pośredniej *Drosera intermedia*, wrzośca okrągłolistnej *Drosera rotundifolia*, wrzośca bagiennego *Erica tetralix*, podkolana białego *Platanthera bifolia*, bagna zwyczajnego *Ledum palustre*, turzycy bagiennej *Carex limosa*, pły-

wacza drobnego *Utricularia minor*, modrzewnicy zwyczajnej *Andromeda polifolia* i żurawiny drobnolistkowej *Oxycoccus microcarpus*.

Podmokłe ekosystemy torfowiskowe i bagiennie stanowią także miejsce bytowania płazów, a w szczególności: traszki zwyczajnej *Lissotriton vulgaris*, kumaka nizinnego *Bombina orientalis*, grzebiuszki ziemnej *Pelobates fuscus*, ropuchy szarej *Bufo bufo*, rzekotki drzewnej *Hyla arborea*, żaby jeziorowej *Rana lessonae*, żaby trawnej *Rana temporaria*, żaby moczarowej *Rana arvalis* i żaby wodnej *Rana esculenta*.

W rezerwacie stwierdzono niekorzystne zmiany, tj. przyspieszony przebieg sukcesji w kierunku klimaksowych bagiennych zbiorowisk borowych i opanowywanie runa przez trzęślicę modrą, jako skutek znacznego przesuszenia siedlisk. Ujawniono niekorzystne oddziaływania antropogeniczne, polegające na dopływie do rezerwatu żyznych wód spływających od wsi Dobino, co spowodowało eutrofizację południowo-wschodniej części torfowiska i rozwój roślinności olesowej.

Uwzględniając powyższe, w ramach zatwierdzonego rozporządzenia Nr 55/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 8 października 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Torfowisko Toporzyc” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 105, poz. 1803), zaplanowano poprawienie stosunków wodnych przez zamknięcie odpływu wód z rezerwatu kanałem opaskowym i zatrzymanie wód opadowych w starych rowach melioracyjnych, wycinanie inwazyjnej trzciny pospolitej *Phragmites australis*, odślanianie małych powierzchni torfu (100 m²) w płytkich obniżeniach przesiąkniętych wodą, usuwanie nalotu sosny *Pinus sylvestris* i brzozy *Betula pendula*.

„Brunatna Gleba” – rezerwat przyrody nieożywionej powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 10 grudnia 1971 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. z 1972 r. Nr 5, poz. 33) na powierzchni 1,10 ha w gminie Czaplinek.

Celem ochrony obiektu jest zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych typowo wykształconej leśnej gleby brunatnej. Oprócz dobrze wykształconej gleby z wyraźnymi poziomami genetycznymi, walorami rezerwatu są porastające ją siedliska żyznej buczyny niżowej *Galio odorati-Fagetum*, wilgotnej buczyny niżowej *Fagus sylvatica-Marcurialis perennis*, grądu subatlantyckiego *Stellario holosteeae-Carpinetum* wraz ze stanowiskami rzadkich i zagrożonych

wyginieciem roślin nasiennych, takich jak: mierzanka wonna *Galium odoratum*, konwalia majowa *Convallaria majalis*, przylaszczka pospolita *Hepatica nobilis* *Hepatica triloba*, podkolan biały *Platanthera bifolia* i mchu widłozębu miotłowego *Dicranum scoparium*.

„Łasko” – rezerwat faunistyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 30 czerwca 1964 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (MP Nr 47, poz. 231) o powierzchni 19,00 ha w gminie Bierzwnik. Pierwotnie jego celem ochrony było zachowanie jednej z największych na Pomorzu kolonii lęgowych czapli siwej oraz innych rzadko spotykanych ptaków. Rozporządzeniem Nr 7/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 4 lutego 2008 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Łasko” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 20, poz. 365, zm. Nr 96, poz. 2078) zmniejszono jego powierzchnię oraz zmodyfikowano jego cel ochrony na: „zachowanie walorów biocenotycznych i krajobrazowych wyspy z cennymi fitocenozy, w tym kwaśną buczyną niżową oraz siedliskami awifauny”. Obecnie obiekt obejmuje powierzchnię 16,95 ha w gminie Bierzwnik i związany jest z systemem wodnym rzeki Kaczynki i jej dopływów.

Walorami rezerwatu są typowe i najlepiej zachowane w okolicy partie lasu bukowego reprezentowanego przez zespół *Luzulo pilosae-Fagetum* o wysokim stopniu naturalności i wybitnych walorach krajobrazowych oraz olsu porzeczkowego *Ribeso nigri-Alnetum*.

Na obszarze rezerwatu stwierdzono 70 taksonów bezkręgowców: 16 taksonów w grupie chrząszczy, 14 gatunków mięczaków, 10 gatunków motyli i 8 gatunków ważek oraz 51 gatunków kręgowców, z czego najliczniejszą grupę stanowią ptaki.

Otoczające wyspę ekosystemy szuwarowe, są siedliskiem rzadkich i cennych gatunków ptaków wodno-błotnych, w tym perkozka *Tachybaptus ruficollis*, perkoza dwuczubego *Podiceps cristatus*, łabędzia niemego *Cygnus olor*, kokoszki wodnej *Gallinula chloropus*, błotniaka stawowego *Circus aeruginosus*, brzęczki *Locustella luscinioides* oraz zimorodka *Alcedo atthis*. W lasach natomiast występują: puszczyk *Strix aluco*, dzięcioł duży *Dendrocopos major* i dzięciołek *Dendrocopos minor*. Stwierdzono tu także występowanie 159 gatunków grzybów, z czego dwa należą do rzadkich i zagrożonych wyginieciem grzybów wielkoowocnikowych, są to: siedźnia sosnowy *Sparassis crispa* i łysiczka łusko-

wata *Psilocybe squamosa*. Głównymi zagrożeniami dla obiektu są penetracja oraz spadek żarzenia w jeziorze Wyrwy Wielkie i okolicznych akwenach, będących bazą pokarmową dla ptaków gnieźdzących się na wyspie. Na mocy zatwierdzonego zarządzenia Nr 66 /2009 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Szczecinie z dnia 7 grudnia 2009 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Łasko” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 94, poz. 2700) obiekt objęty został ochroną ścisłą, a zaplanowane działania ograniczone zostały do monitoringu stanu kwaśnej buczyny niżowej i olsu porzeczkowego, elementów taksacyjnych drzewostanów, zasobów martwego drewna oraz występowania cennych gatunków ptaków i grzybów.

„Zielone Bagna” – rezerwat torfowiskowy powstał na mocy zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 12 grudnia 1996 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 75, poz. 695) na powierzchni 55,38 ha w gminie Ostrowice. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Miecznik.

Przedmiot ochrony stanowi tu obszar lasów i torfowiska o wyjątkowych walorach przyrodniczych, chroniony ze względu na występujące unikatowe zbiorowiska roślinności torfowiskowej i bagiennej z licznymi stanowiskami gatunków rzadkich i chronionych, między innymi widłakiem torfowym *Lycopodiella inundata*, żurawiną drobnolistkową *Oxycoccus palustris*, rosiczką okrągłolistną *Drosera rotundifolia*, bagnem zwyczajnym *Ledum palustre* i bogatą florą mchów rozwijających się w dołach potorfowych.

W rezerwacie stwierdzono występowanie 27 typów zbiorowisk roślinnych i 3 siedlisk przyrodniczych, w tym: torfowisk wysokich zdegradowanych, lecz zdolnych do spontanicznej regeneracji, boru bagiennego *Vaccinio uliginosi* – Pinetum i brzeziny bagiennej *Betuletum pubescentis*.

Za główne zagrożenia dla trwałości rezerwatu uznano obniżający się poziom wód w torfowisku oraz sukcesyjne wkraczanie zadrzewień i zakrzewień na obszar torfowiska. W ramach zatwierdzonego rozporządzenia Nr 5/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 22 stycznia 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Zielone Bagna” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 15, poz. 270) obiekt objęto ochroną czynną i zaplanowano w nim monito-

ring poziomu wody torfowiska oraz procesu sukcesji w kompleksie bagiennie – łozowiskowym, cięcia pielęgnacyjne mające na celu usunięcie części drzew i zakrzewień zacieśniających potorfia oraz zablokowanie odpływu wody w rowie odwadniającym torfowisko.

„Nad Płociczną” – rezerwat krajobrazowy powstał na mocy zarządzenia Nr 9/2010 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Szczecinie z dnia 22 marca 2010 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody „Nad Płociczną” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 70, poz. 1287) na powierzchni 19,81 ha w gminie Tuczno. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Płocicznej. Celem ochrony jest tu zachowanie górnego odcinka środkowego biegu rzeki Płocicznej ze zgrupowaniami fauny typowej dla rzek o charakterze górskim, a także ochrona kompleksu dobrze zachowanych łągów i łągów o charakterze zbliżonym do naturalnego, porastających zbocza oraz dno doliny Płocicznej, z charakterystyczną florą, mykoflorą oraz cenną fauną.

Rezerwat obejmuje najlepiej zachowane, niezwykle malownicze partie środkowego biegu rzeki Płocicznej. Uzupełnia w ten sposób ochronę rzeki, płynącej w dolnym biegu na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego. Obiekt obejmuje także kwaśne buczyny *Luzulo-Fagenion*, łąg subatlantycki *Stellario-Carpinetum*, dąbrowy acydofilne *Quercetea robori-petrae* porastające zbocza oraz lasy łągowe i nadrzeczne zarośla wierzbowe *Alnion glutinoso-incanae* występujące na dnie doliny mające charakter zbliżony do naturalnego, miejscami ze stosunkowo dużą ilością martwego drewna oraz licznymi okazalymi drzewami.

Flora rezerwatu obejmuje 116 gatunków roślin naczyniowych i 15 gatunków mszaków, w tym stwierdzono 8 objętych ochroną prawną, tj. przyłazczki pospolitej *Hepatica nobilis*, konwalii majowej *Convallaria majalis*, porzeczki czarnej *Ribes nigrum*, widłaka goździstego *Lycopodium clavatum*, kopytnika pospolitego *Asarum europaeum*, paprotki pospolitej *Polypodium vulgare*, roketu cyprysowatego *Hypnum cupressiforme*, nibybrodawkowca czystego *Pseudoscleropodium purum* i *Hildenbrandtia rivularis*. Ponadto, stwierdzono tu 16 gatunków grzybów wielkoovocnikowych, 23 gatunki zwierząt kręgowych (1 gatunek płazów, 4 gatunki ryb, 15 gatunków ptaków, 4 gatunki ssaków) i 118 gatunków bezkręgowców (10 gatunków mięczaków, 108 gatunków owadów z czego 104 to chrząszcze).

Najcenniejsze gatunki fauny rezerwatu to:

rozdeпка rzeczna *Theodoxus fluviatilis*, przytułik strumieniowy *Ancylus fluviatilis*, świrdrzyk sp. indet., troć wędrowna *Salmo trutta trutta*, troć jeziorna *Salmo trutta lacustris*. W rezerwacie wyraźne są ślady działalności bobrów *Castor fiber*, w tym okazała tama w północnej części obiektu.

„Mszary Tuczyńskie” – rezerwat biocenotyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 18 stycznia 1988 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 5, poz. 48) na powierzchni 6,10 ha w granicach Miasta i Gminy Tuczno. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Rudnicy, uchodzącej do Płocicznej. Celem jego ochrony jest zachowanie torfowiska typu źródłiskowego o swoistej szacie roślinnej.

W rezerwacie stwierdzono występowanie łącznie 249 gatunków roślin naczyniowych, 45 gatunków mszaków i 32 gatunki grzybów wielkoovocnikowych, a 29 z nich to gatunki chronione, zagrożone i rzadkie. Do ww. należą: przywrotnik połyskujący *Alchemilla gracilis*, turzycza obła *Carex diandra*, turzycza dwupienna *Carex dioica*, turzycza łuszczkowata *Carex lepidocarpa*, storczyk krwisty *Dactylorhiza incarnata*, storczyk plamisty *Dactylorhiza maculata*, storczyk szerokolistny *Dactylorhiza majalis*, kukulka zaniedbana *Dactylorhiza praetermissa*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, wełnianka szerokolista *Eriophorum latifolium*, kocanki piaszkowe *Helichrysum arenarium*, listera jajowata *Listera opata*, bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata*, grązel żółty *Nuphar lutea*, grzybienie białe *Nymphaea alba*, podkolan biały *Platanthera biforia*, porzeczka czarna *Ribes nigrum*, szczaw wodny *Rumex aquaticus*, gwiazdnica bagienna *Stellaria uliginosa*, konietlica łąkowa *Trisetum flavescens*, kozłek dwupienny *Valeriana dioica*, kalina koralowa *Viburnum opulus*, próchniczek błotny *Aulacomnium palustre*, mokradłoszka nastroszona *Calliergonella cuspidata*, drabik drzewkowaty *Climacium dendroides*, błotnisk wełnisty *Helodium blandowii*, fałdownik nastroszony *Rhytidiadelphus squarrosus* i tujowiec delikatny *Thuidium delicatulum*.

Natomiast najcenniejszymi siedliskami przyrodniczymi w granicach rezerwatu są starorzecza i inne naturalne, eutroficzne zbiorniki wodne, lasy łągowe i olsy źródłiskowe, torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk oraz siedlisk o znaczeniu priorytetowym: ciepłolubne śródładowe murawy napiaskowe *Koelerion glaucae* i źródlika wapienne.

Fauna bezkręgowców obejmuje 123 gatunki owadów, 25 gatunków mięczaków, z czego status rzadki i chroniony posiadają: straszka północna *Sympecma paedisca*, trzepla zielona *Ophiogomphus Cecylia*, husarz mniejszy *Anax parthenope*, świerszcz polny *Gryllus campestris*, łączyn brodawnik *Decticus verrucivorus*, *Aquarius paludum*, *Eysarcoris aeneus*, *Gyrinus distinctus*, *Gyrinus paykulli*, *Hydrochara caraboides*, *Mycetophagus multipunctatus*, *Sospita viginiguttata*, *Coccidula scutellata*, *Gonioctena olivacea*, *Epitrix pubescens*, *Psylliodes dulcarrae*, paź królowej *Papilio machaon*, krynicznia wilgotka *Crunoecia irrorata*, zatoczek obrzeżony *Planorbis carinatus*, ślinik szary *Arion circumscriptus*, wstężyk gajowy *Cepaea nemoralis* i ślimak winniczek *Helix pomatia*.

Fauna kręgowców obejmuje 11 gatunków ryb, 6 gatunków płazów, 2 gatunki gadów, 51 gatunków ptaków i 22 gatunki ssaków. Tylko nieliczne z nich to gatunki zaliczane do rzadkich i prawnie chronionych: brodziec samotny *Tringa ochropus*, zimorodek *Alcedo atthis*, krętogłów *Jynx torquilla*, dzięciołek *Dendrocopos minor*, pliszka górską *Motacilla cinerea*, wilga *Oriolus oriolus*, rzęsorek rzeczek *Neomys fodiens*, wydra *Lutra lutra* i bóbr europejski *Castor fiber*.

Głównymi zagrożeniami dla celu ochrony rezerwatu są zmiany poziomu wód, postępująca sukcesją w ekosystemach nieleśnych oraz antropopresja.

„Leśne Źródła” – rezerwat leśny powstał na mocy rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 23 grudnia 1998 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (Dz. U. Nr 166, poz. 1222) na powierzchni 20,85 ha w gminie Tuczo. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Runicy uchodzącej do Płocicznej. Celem ochrony jest tu zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych licznych źródeł w obrębie naturalnego ekosystemu leśnego.

Fauna rezerwatu obejmuje co najmniej 172 gatunki bezkręgowców i 57 gatunków kręgowców.

Spśród rzadkich, zagrożonych i chronionych roślin oraz grzybów występują naparstnica zwyczajna *Digitalis grandiflora*, listera jajowata *Listera ovata*, paprotka zwyczajna *Polypodium vulgare*, czerniec gronkowy *Actaea spicata*, paprotnica krucho *Cystopteris fragilis*, szczaw wodny *Rumex aquaticus*, gwiazdnica bagienna *Stellaria uliginosa*, borowik szlachetny *Boletus*

edulis, lakownica europejska *Ganoderma adspersum*, twardziak muszlowy *Panus conchatus* i skórnik aksamitny *Stereum subtomentosum*, natomiast najcenniejsze siedliska przyrodnicze stanowią źródłiska wapienne, łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (olśy źródłiskowe) oraz kwaśna buczyna *Luzulo-Fagenion*.

Rezerwat stanowi także ostoje dla wielu chronionych gatunków zwierząt: m. in. ropuchy szarej *Bufo bufo*, żaby moczarowej *Rana arvalis*, puszczyka *Strix aluco*, dzięcioła dużego *Dendrocopos major*, pleszki *Phoenicurus phoenicurus*, a także chrząszczy: biegacza dołkowanego *Carabus glabratus*, biegacza granulowanego *Carabus granulatus* i biegacza fioletowego *Carabus violaceus*.

Główne zagrożenie dla celu ochrony rezerwatu stanowią wzmożona penetracja rezerwatu, szczególnie w okresie letnim i związane z nią kradzież drewna, kłusownictwo, zbieractwo runa leśnego, uszkodzenie drzew, zaśmiecanie oraz niszczenie cennych gatunków flory, fauny i grzybów. W ramach działań ochronnych ujętych w rozporządzeniu Nr 66/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 29 października 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Leśne Źródła” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 108, poz. 1867, zm. z 2008 r. Nr 96, poz. 2079) zaplanowano cięcia pielęgnacyjne w celu ograniczenia neofityzacji i przyspieszenia regeneracji kwaśnego lasu dębowo-bukowego, regularne sprzątanie obiektu oraz monitoring stanu zachowania wybranych fragmentów chronionych siedlisk przyrodniczych i populacji cennych gatunków flory, fauny i grzybów.

„Jezioro Czarnówek” – rezerwat florystyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 12 lipca 1974 r. sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 28, poz. 172) na powierzchni 11,88 ha w gminie Złocieniec. Obiekt związany jest z ekosystemami rzek Drawy, Rakoń i Parpli. Celem ochrony jest tu zachowanie jeziora lobeliowego z roślinami reliktowymi. Jezioro charakteryzuje się stosunkowo niską trofią wód, o kwaśnym odczynie i dużej przezroczystości i piaszczysto-mulistym dnie. Flora występująca w granicach misy jeziornej wraz z obrzeżem zawiera 29 gatunków roślin naczyniowych, mchów i paprotników. Do najcenniejszych i zarazem charakterystycznych dla jezior lobeliowych należą tu: lobelia jeziorna *Lobelia dortmanna* (reliktu borealno-atlantyki), poryblin jeziorny

Isoetes lacustris oraz brzeżyca jednokwiatowa *Littorella uniflora*. Fitoplankton jeziora reprezentowany jest przez 24 taksony, natomiast zooplankton przez 16 gatunków.

Jezioro jest wyjątkowo wrażliwe na zanieczyszczenia.

„Torfowisko nad jeziorem Morzysław Mały” – rezerwat florystyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego nr 173 z dnia 23 października 1965 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. Nr 64, poz. 361) na powierzchni 7,57 ha w gminie Złocieniec. Celem ochrony w obiekcie było zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych torfowiska węglanowego i przejściowego ze stanowiskami reliktowych roślin. Rozporządzeniem Nr 88/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 17 grudnia 2007 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Torfowisko nad Jeziorem Morzysław Mały” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 130, po. 2708) zwiększono jego powierzchnię do 9,75 ha oraz zmieniono cel ochrony na: „zachowanie kompleksu jeziora mezotroficznego, torfowiska mszarnego, łągu jesionowo-olszowego, olsu torfowcowego i boru bagiennego oraz populacji cennych gatunków roślin w tym: trzcinnika prostego, turzycy strunowej, turzycy bagiennnej, turzycy włosowatej, bagnicy torfowej, bażyny czarnej, bagna zwyczajnego, żurawiny drobno-listkowej, modrzewnicy zwyczajnej, rosziczki okrągłolistnej, wątlika błotnego, storczyka błotnego i storczyka Traunsteinerera”. Obiekt związany jest z ekosystemem rzek Drawy, Rakoń i Parpli.

Na przedmiotowym obszarze udokumentowano łącznie 13 jednostek roślinności, w tym 8 zespołów roślinnych, 2 podzespoły i trzy zbiorowiska o bliżej nieokreślonej przynależności syntaksonomicznej – obejmujących łącznie 95 gatunków roślin. Fauna rezerwatu obejmuje 7 gatunków płazów, 3 gatunki gadów, 41 gatunków ptaków i 2 gatunki ssaków. Wśród zagrożonych i chronionych gatunków zwierząt potwierdzono tu obecność: żurawia *Grus grus*, kumaka nizinnego *Bombina bombina*, żaby moczarowej *Rana arvalis*, mchów takich jak torfowce *Sphagnum sp.* i roślin nasiennych takich jak: trzcinnik prosty *Calamagrostis stricta*, turzycy strunowa *Carex chordorrhiza*, turzycy bagienna *Carex limosa*, turzycy włosowata *Carex capillaris*, bagna torfowa *Scheuchzeria palustris*, bażyna czarna *Empetrum nigrum*, bagno zwyczajne *Ledum palustre*, żurawina drobno-listkowa *Oxycoccus palustris*, modrzewnica zwyczajna *Andro-*

meda polifolia, rosziczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*, wątlík błotny *Hammarbya paludosa*, storczyk błotny *Orchis palustris* i storczyk Traunsteiner *Dactylorhiza traunsteineri* wraz z naturalnymi siedliskami, w jakich występują, tj.: torfowiskiem przejściowym, torfowiskiem wysokim z roślinnością torfotwórczą, borem i lasem bagiennym i łągiem jesionowo – olszowym.

Za główne zagrożenia dla rezerwatu ochrony uznano obniżenie poziomu wód w torfowisku oraz zarastanie torfowiska przez wkraczające drzewa i krzewy. W ramach zatwierdzonego rozporządzenia Nr 6/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 29 stycznia 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Torfowisko nad Jeziorem Morzysław Mały” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 18, poz. 328) zaplanowano cięcia pielęgnacyjne mające na celu usuwanie samosiewów sosny, brzozy i wierzby oraz monitoring poziomu wód w jeziorze i w jego dopływach.

„Torfowisko Konotop” – rezerwat torfowiskowy powstał na mocy rozporządzenia Nr 45/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 3 sierpnia 2007 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody „Torfowisko Konotop” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 91, poz. 1563, zm. z 2008 r. Nr 73, poz. 1596 i z 2009 r. Nr 5, poz. 190) na obszarze 51,97 ha w gminach Bierzwnik i Drawno. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Drawy. Celem ochrony było zachowanie biotopów torfowiskowych, wraz z chronionymi i rzadkimi gatunkami roślin i zwierząt. Ponadto dla obiektu wyznaczona została otulina o powierzchni 229,87 ha. Przeprowadzona w okresie niecałego roku zmiana ww. rozporządzenia włączyła w granice obiektu jezioro Konotop umieszczone uprzednio w otulinie. Obecnie powierzchnia rezerwatu wynosi 65,85 ha, otuliny 215,99 ha, a celem ochrony jest: „zachowanie torfowiska pojeziernego wypełniającego rynną wypływającego się jeziora Konotop wraz z licznymi chronionymi i rzadkimi gatunkami roślin, w tym: bażyny czarnej, skrzypu pstrego, selernicy żyłkowatej, turzycy bagiennnej, wełnianki szeroko-listnej, roszczek: okrągłolistnej, długolistnej i pośredniej, narecznicy grzebieniastej, kruszyczka błotnego, torfowców oraz zwierząt, w tym: żurawia i brodzca samotnego”.

W granicach rezerwatu stwierdzono występowanie 271 gatunków roślin naczyniowych, w tym 23 objęte różnymi formami ochrony prawnej oraz 25 gatunków roślin zarodniko-

wych.

Wśród zagrożonych i chronionych gatunków roślin potwierdzono tu obecność: bażyny czarnej *Empetrum nigrum*, wiatlika błotnego *Hammarbya paludosa*, bagna zwyczajnego *Ledum palustre*, rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia*, rosiczki pośredniej *Drosera intermedia*, pływacza drobnego *Utricularia minor*, pływacza pośredniego *Utricularia intermedia*, kłoci wiechowatej *Cladium mariscus*, turzycy bagiennnej *Carex limosa* wraz z naturalnymi siedliskami, w jakich występują, tj.: naturalnego eutroficznego zbiornika wodnego, torfowiska wysokiego z roślinnością torfotwórczą, torfowiska przejściowego i boru bagiennego.

Fauna rezerwatu obejmuje 297 gatunków bezkręgowców (219 gatunków owadów, 65 gatunków pajęczaków, 1 gatunek krocionogów oraz 12 gatunków ślimaków) oraz 88 gatunków kręgowców (7 gatunków płazów, 5 gatunków gadów, 62 gatunki ptaków oraz 14 gatunków ssaków), w tym 96 gatunków rzadkich i prawnie chronionych.

Projekt planu ochrony dla rezerwatu jest w trakcie zatwierdzania.

„Wyspa na jeziorze Bierzwnik” – rezerwat florystyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 21 lipca 1977 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 19, poz. 107) na powierzchni 1,13 ha w gminie Bierzwnik. Obiekt związany z ekosystemem dopływu Mierzeckiej Strugi. Celem ochrony jest tu zachowanie stanowiska kłoci wiechowatej *Cladium mariscus* oraz drzewostanu sosnowo-dębowego.

Flora rezerwatu obejmuje 102 gatunki roślin naczyniowych 5 gatunków mszaków, z czego 5 podlega ochronie prawnej. Ponadto stwierdzono tu także 23 gatunki grzybów. Do gatunków szczególnie cennych należą tu: ciemiężyk biało-kwiatowy *Vincetoxicum hirundinaria*, dzwonek brzoskwiniolistny *Campanula persicifolia*, kłosownica pierzasta *Brachypodium pinnatum*, konieczyna dwukłosa *Trifolium alpestre*, pszeniec gajowy *Melampyrum nemorosum*, rutewka orlikolistna *Thalictrum aquilegifolium* oraz pieprznik jadalny *Cantharellus cibarius*.

Faunę rezerwatu tworzy 21 gatunków bezkręgowców oraz 31 gatunków kręgowców (wszystkie objęte ochroną prawną), z czego po jednym gatunku płazów, gadów i ssaków oraz 28 gatunków ptaków.

Wśród stwierdzonych ptaków znajduje się tu 7 gatunków, wymagających ochrony czynnej, tj.

bocian czarny *Ciconia nigra*, rybołów *Pandion haliaetus*, gągoł *Bucephala clangula*, żuraw *Grus grus*, puchacz *Bubo bubo*, dzięcioł zielony *Picus viridis*, dzięcioł czarny *Dryocopus martius*.

Głównym zagrożeniem dla celu ochrony są zanieczyszczanie wód jeziora, nielegalna penetracja oraz ocienianie stanowiska rzadko spotykanych roślin światłolubnych przez drzewa w związku z naturalną zmianą składu drzewostanu ze świetlistego dębowo-sosnowego na cienisty bukowy. W ramach działań ochronnych ujętych w rozporządzeniu Nr 123/2006 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 14 listopada 2006 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu „Wyspa na jeziorze Bierzwnik” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 114, poz. 2169) zaplanowano cięcia pielęgnacyjne oraz poprawę warunków bytowania ptaków.

„Strzaliny koło Tuczna” – rezerwat faunistyczny powstał na mocy rozporządzenia Nr 26/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 3 czerwca 2008 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody „Strzaliny koło Tuczna” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 55, poz. 1244, zm. z 2009 r. Nr 5, poz. 188) na powierzchni 17,83 ha w gminie Tucznno. Celem ochrony jest tutaj zachowanie jednego z największych znanych zimowisk nietoperzy w Polsce zlokalizowanego w bunkrach stanowiących pozostałość po podziemnej fortyfikacji. Obiekt zlokalizowany jest w sąsiedztwie rzeki Runicy, która uchodzi do Płocicznej. Rezerwat jest jednym z największych znanych zimowisk nietoperzy w Polsce, czwartym pod względem liczby zimujących osobników. W okresie jesienno-zimowym regularnie hibernują tu 4 prawnie chronione gatunki tych ssaków: nocek duży *Myotis myotis*, nocek Natterera *Myotis nattereri*, nocek rudy *Myotis daubentonii*, gacek brunatny *Plecotus auritus*. Sporadycznie zimuje tu także nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*, dla którego jest to najbardziej na północ wysunięte stanowisko na terenie Polski.

Na szczycie „Góry Wisielczej” i wewnątrz wzgórza zachował się kompleks olbrzymich żelbetonowych budowli. Fortyfikacje, powstały w latach trzydziestych XX wieku. Obiekty połączone były korytarzami podziemnymi o długości sięgającej 800 metrów. Fortyfikacje te po wojnie zostały częściowo wysadzone w powietrze i obecnie są zawałone. Obiekt wejściowy nie zachował się z wyjątkiem zerwanego stropu. Zachowała się natomiast klatka schodowa stanowiąca wejście do podziemi. Obiekty stanowią

idealne miejsce do zimowania. Nietoperze dostają się do podziemia poprzez szyby komunikacyjne i przebywają tu od września do końca kwietnia. W roku 1997 odnotowano ponad 700 osobników. Większość z nich chowała się w trudno dostępnych, głębokich szczelinach, dlatego w rzeczywistości mogło ich tam być dużo więcej. Rekordowa była zima 2000 r., gdy w podziemiach stwierdzono obecność aż 895 nietoperzy.

W związku z historycznymi walorami podziemnych fortyfikacji, rezerwat stanowi dużą atrakcję turystyczną, co stanowi realne zagrożenie dla zimujących nietoperzy znajdujących się w podziemnej części rezerwatu. Na tej podstawie zdecydowano, aby rezerwat obejmował zarówno naziemną i podziemną część obszaru, co uchroni nietoperze przed wzmożoną antropopresją, w tym: hałasem i objawami wandalizmu – płoszącymi zimujące osobniki. Uregulowanie dotyczące zasad i terminu udostępnienia rezerwatu zawarte zostało w zarządzeniu Nr 6/2010 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Szczecinie z dnia 22 marca 2010 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Strzaliny koło Tuczna”.

„Rosiczki Mirosławskie” – rezerwat torfowiskowy powstał na mocy zarządzenia Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 8 grudnia 1989 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 44, poz. 357) na powierzchni 20,83 ha w gminie Mirosławiec. Obiekt związany jest z ekosystemem Korytnicy. Cel ochrony stanowi tu zachowanie torfowiska pojeziernego o charakterze naturalnych trzęsawiskowych mszarów z bogatą florą mszaków oraz liczną populacją trzech gatunków rosiczek, jak też innych gatunków chronionych i rzadkich.

Flora roślin naczyniowych obejmuje 109 gatunków, natomiast rośliny zarodnikowe i grzyby stanowią łącznie 48 gatunków. Fauna obejmuje 55 taksonów bezkręgowców (najliczniej motyli) i 39 gatunków kręgowców (najliczniej ptaków).

Z rzadkich, zagrożonych i prawnie chronionych gatunków, w granicach rezerwatu potwierdzono obecność: modrzewnicy zwyczajnej *Andromeda polifolia*, turzycy ciborowatej *Carex Bohemia* (gatunek wyjątkowo rzadki i wymierający w kraju), rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia*, rosiczki pośredniej *Drosera intermedia*, turzycy bagiennnej *Carex limosa*, bagna zwyczajnego *Ledum palustre*, przygielki białej *Rhynchospora alba*, pływacza drobnego *Utricularia minor*, bielika *Haliaeetus albicilla*, żurawia

Grus grus, dzięcioła zielonego *Picus viridis*, lerki *Lullula arborea* oraz hełmówki błotnej *Galerina paludosa*.

Rozpatrując zagrożenia dla rezerwatu szczególną uwagę zwraca się na warunki hydrologiczne, które mogą się pogarszać w przypadku długotrwałych suszy w następstwie globalnych zmian klimatycznych. W związku z tym w rozporządzeniu Nr 24/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 30 maja 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Rosiczki Mirosławskie” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 55, poz. 1243) uwzględniono systematyczne kontrolowanie poziomu wód w rezerwacie i monitorowanie ewentualnych niekorzystnych zmian w fitocenozach. Program działań ochrony czynnej obejmie montaż piezometrów i łąk wodowskazowych oraz prowadzenie regularnego monitoringu poziomu wód w obiekcie, by nie dopuścić do niespodziewanych zakłóceń w stanie i rozwoju roślinności na torfowisku.

„Stary Załom” – rezerwat biocenotyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 30 grudnia 1966 r. w sprawie uznania za rezerwat przyrody (M.P. z 1967 r. Nr 8, poz. 45) na powierzchni 0,95 ha w gminie Człopa. Obiekt związany jest z ekosystemem rzeki Cieszynki, uchodzącej do Płocicznej. Cel ochrony stanowiło zachowanie ze względów naukowych i dydaktycznych unikalnego stanowiska turzycy podgórskiej – ptasie łapki *Carex ornithopoda* na podłożu kredy jeziornej. Rozporządzeniem Nr 28/2004 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 25 listopada 2004 r. powiększono obszar rezerwatu do 5,62 ha oraz zmieniono jego cel ochrony na: „zachowanie ekosystemu zróżnicowanej siedliskowo i biocenotycznie murawy ciepłolubnej i łąk zmiennowilgotnych na podłożu węglanowym z bogatymi populacjami gatunków chronionych, zagrożonych i rzadkich ze szczególnym uwzględnieniem turzycy ptasie łapki *Carex ornithopoda*”.

Flora rezerwatu obejmuje łącznie 235 gatunków, z tego 201 gatunków roślin naczyniowych, natomiast liczba mszaków obejmuje 23 gatunki, w tym 6 gatunków wątrobowców i 17 gatunków mchów właściwych. 23 z ww. gatunków podlegają ochronie prawnej. Najcenniejsze z roślin to: podejrzrzon księżycowy *Botrychium lunaria*, storczyk krwisty *Dactylorhiza incarnata*, kruszczyk błotny *Epipactis palustris*, kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine*, storczyk kukawka *Orchis militaris*, skrzyp pstry *Equisetum*

variegatum, nasięźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum* oraz turzyca ptasie łapki *Carex ornithopoda*.

Fauna rezerwatu liczy 62 gatunki zwierząt, z których 59 podlega ochronie prawnej.

Główne działania ujęte z rozporządzeniu 56-/2007 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 8 października 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Stary Załom” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 105, poz. 1804) uwzględniają powstrzymanie procesów sukcesyjnych, odtworzenie stanu wcześniejszego i stabilizacja ekosystemów rezerwatu.

„Źródliko Skrzypowe” – rezerwat florystyczny powstał na mocy zarządzenia Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 21 lipca 1977 r. w sprawie uznania za rezerwaty przyrody (M.P. Nr 19, poz. 107) na powierzchni 1,05 ha w gminie Bierzwnik. Obiekt związany jest ściśle z ekosystemem rzeki Kaczynki i jej dopływów. Na mocy rozporządzenia Nr 34/2008 Wojewody Zachodniopomorskiego z dnia 12 sierpnia 2008 r. w sprawie rezerwatu przyrody „Źródliko Skrzypowe” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 73, poz. 1595, zm. z 2009 r. Nr 5, poz. 187) powiększono obiekt do 1,1435 ha. Celem ochrony rezerwatu jest zachowanie stanowiska skrzypu olbrzymiego *Equisetum maximum*.

Na terenie rezerwatu przyrody łącznie stwierdzono występowanie 131 gatunków roślin naczyniowych, 7 gatunków mszaków, 131 gatunków grzybów makroskopowych (w tym 3 śluzowców Myxomycetes, 18 workowców Ascomycetes i 108 podstawczaków Basidiomycetes), 104 gatunki bezkręgowców (nie licząc muchówek Diptera) i 46 gatunków kręgowców.

Cenne oraz chronione gatunki roślin naczyniowych i grzybów w rezerwacie to: skrzyp olbrzymi *Equisetum telmateia*, kokorycz wątła *Corydalis intermedia*, szczeciniak żółto-brzezi *Hymenochaete tabacina*, trzęsak listkowany *Tremella foliacea* i jamczatka wielkopora *Datronia mollis*. Zajmują one siedlisko lasów łęgowych i olsów źródlikowych.

Główne zagrożenie dla celu ochrony rezerwatu, stanowi zmniejszanie się kondycji skrzypu olbrzymiego oraz jego arealu przez zacienienie spowodowane nadmiernym zwarcie koron drzew oraz nadmiernym rozwojem podszytu. W ramach działań ochronnych ujętych w zarządzeniu Nr 39/2009 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Szczecinie z dnia 30 czerwca 2009 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Źródliko

Skrzypowe” (Dz. Urz. Woj. Zach. Nr 51, poz. 1270) uwzględniono mechaniczne usuwanie zakrzaczeń i zadrzewień, w szczególności: bzu czarnego *Sambucus nigra*, leszczyny pospolitej *Corylus avellana*, trzmieliny zwyczajnej *Euonymus europaeus*, czeremchy pospolitej *Padus avium*, jeżyny *Rubus sp.* i maliny *Rubus sp.*

Projektowane do uznania jeszcze w 2010 r. rezerwaty obejmują:

„Bagno Raczyk” – projektowany rezerwat krajobrazowy o powierzchni 34,39 ha w gminie Człopa oraz w Mieście Człopa, którego celem ochrony będzie zachowanie kompleksu turzycowisk, trzcinowisk i łożowisk otaczających ujście rzeki Cieszynki do jeziora Młyński Staw, oraz terasy źródlikowej porośniętej przez dobrze zachowane olsy źródlikowe, jak również ochrona miejsc gniazdowania i żerowania kilkudziesięciu gatunków ptaków, głównie wodno-błotnych i drapieżnych. Obiekt związany z ekosystemem rzeki Cieszynki, uchodzącej do Płocicznej;

– „Czarne Torfowisko” – projektowany rezerwat torfowiskowy o łącznej powierzchni 94,16 ha, położony w gminach Drawno i Recz. Celem ochrony obiektu będzie zachowanie przejściowego torfowiska mszarnego z unikatową florą roślin naczyniowych i zarodnikowych, z dobrze zachowanymi, naturalnymi procesami regeneracji zbiorowisk roślinnych po oddziaływaniu długotrwałej presji antropogenicznej;

– „Storczykowe Mechowisko” – projektowany rezerwat torfowiskowy o łącznej powierzchni 45,49 ha, położony w gminie Drawno. Celem ochrony obiektu będzie zachowanie torfowiska soligenicznego z roślinnością mechowiskową, z unikatową florą roślin naczyniowych i zarodnikowych wraz z naturalnymi procesami jego dynamiki oraz licznymi chronionymi i rzadkimi gatunkami roślin i zwierząt;

– „Rzeka Korytnica” – projektowany rezerwat wodny o łącznej powierzchni 71,57 ha, położony w gminie Drawno. Celem ochrony obiektu będzie zachowanie unikatowo wykształconej rzeki z roślinnością włosienicznikową i typowym zespołem ichtiofauny, wraz z jej doliną i przyległymi torfowiskami i łąkami.

PODSUMOWANIE

Wszystkie wyżej wymienione rezerваты istniejące i projektowane obejmują mozaikę naturalnych siedlisk przyrodniczych wraz z rzadkimi i zagrożonymi gatunkami roślin, zwierząt i grzybów, na łącznej powierzchni ponad 854 ha. Stanowią one niezastąpione źródło wiedzy dla prowadzonych badań naukowych oraz potwierdzenie walorów przyrodniczych zlewni rzeki Drawy.

Na ich obszarze obowiązuje szereg zakazów ujętych w art. 15 ust. 1 ustawy o ochronie przyrody (Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220 z późn. zm.). Ograniczenia te dotyczą właściwie wszystkich form działalności, w tym:

1. budowy lub rozbudowy obiektów budowlanych i urządzeń technicznych, z wyjątkiem obiektów i urządzeń służących celom parku narodowego albo rezerwatu przyrody;
2. chwytania lub zabijania dziko występujących zwierząt, zbierania lub niszczenia jaj, postaci młodocianych i form rozwojowych zwierząt, umyślnego płoszenia zwierząt kregowych, zbierania poroży, niszczenia nor, gniazd, legowisk i innych schronień zwierząt oraz ich miejsc rozrodu;
3. polowania, z wyjątkiem obszarów wyznaczonych w planie ochrony lub zadaniach ochronnych ustanowionych dla rezerwatu przyrody;
4. pozyskiwania, niszczenia lub umyślnego uszkodzenia roślin oraz grzybów;
5. użytkowania, niszczenia, umyślnego uszkodzenia, zanieczyszczenia i dokonywania zmian obiektów przyrodniczych, obszarów oraz zasobów, tworów i składników przyrody;
6. zmiany stosunków wodnych, regulacji rzek i potoków, jeżeli zmiany te nie służą ochronie przyrody;
7. pozyskiwania skał, w tym torfu, oraz skamieniałości, w tym kopalnych szczątków roślin i zwierząt, minerałów i bursztynu;
8. niszczenia gleby lub zmiany przeznaczenia i użytkowania gruntów;
9. palenia ognisk i wyrobów tytoniowych oraz używania źródeł światła o otwartym płomieniu, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
10. prowadzenia działalności wytwórczej, handlowej i rolniczej, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych w planie ochrony;
11. stosowania chemicznych i biologicznych środków ochrony roślin i nawozów;
12. zbioru dziko występujących roślin i grzybów oraz ich części, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
13. połowu ryb i innych organizmów wodnych, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych w planie ochrony lub zadaniach ochronnych;
14. ruchu pieszego, rowerowego, narciarskiego i jazdy konnej wierzchem, z wyjątkiem szlaków i tras narciarskich wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
15. wprowadzania psów na obszary objęte ochroną ścisłą i czynną, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych w planie ochrony oraz psów pasterskich wprowadzanych na obszary objęte ochroną czynną, na których plan ochrony albo zadania ochronne dopuszczają wypas;
16. wspinaczki, eksploracji jaskiń lub zbiorników wodnych, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
17. ruchu pojazdów poza drogami publicznymi oraz poza drogami położonymi na nieruchomościach będących w trwałym zarządzie parku narodowego, wskazanymi przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
18. umieszczania tablic, napisów, ogłoszeń reklamowych i innych znaków niezwiązanych z ochroną przyrody, udostępnianiem parku albo rezerwatu przyrody, edukacją ekologiczną, z wyjątkiem znaków drogowych i innych znaków związanych z ochroną bezpieczeństwa i porządku powszechnego;
19. zakłócania ciszy;
20. używania łodzi motorowych i innego sprzętu motorowego, uprawiania sportów wodnych i motorowych, pływania i żeglowania, z wyjątkiem akwenów lub szlaków wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;

21. wykonywania prac ziemnych trwale zniekształcających rzeźbę terenu;
 22. biwakowania, z wyjątkiem miejsc wyznaczonych przez dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody – przez regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
 23. prowadzenia badań naukowych – w parku narodowym bez zgody dyrektora parku, a w rezerwacie przyrody – bez zgody regionalnego dyrektora ochrony środowiska;
 24. wprowadzania gatunków roślin, zwierząt lub grzybów, bez zgody ministra właściwego do spraw środowiska;
 25. wprowadzania organizmów genetycznie zmodyfikowanych;
 26. organizacji imprez rekreacyjno – sportowych – w parku narodowym bez zgody dyrektora parku narodowego, a w rezerwacie przyrody bez zgody regionalnego dyrektora ochrony środowiska.
- Ewentualne odstępstwa od ww. zakazów wprowadzone mogą zostać na mocy zatwierdzonych zadań ochronnych i planów ochrony lub indywidualnych decyzji administracyjnych. Natomiast udostępnienie tych obiektów dla celów edukacyjnych, turystycznych, rekreacyjnych, amatorskiego połowu ryb i rybactwa jest zawsze uwarunkowane zachowaniem bezpieczeństwa przedmiotu ochrony, dla którego zostały uznane.

LITERATURA

- Dylawerska J.K., Dylawerski M.; 2005; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody Dolina Pięciu Jezior;
- Janicki D., Prajs B., Stasińska M., Sotek Z.; 2006; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody Łąsko
- Jasnowska J., Jurzyk S., Wróbel M., Janicki D.; 2006; Plan ochrony rezerwatu Rosiczki Mirosławskie
- Jasnowska J., Kowalski W.W.A., Zyska W.; 2003-2004; Plan ochrony rezerwatu Toporzyc – opracowanie autorskie, badawczo naukowe
- Jermaczek M., Ruta R.; 2007; Dokumentacja projektowa rezerwatu Bagno Raczyk
- Kujawa-Pawlaczyk J., Gawroński A., Pawlaczyk P.; 2005; Rezerwat przyrody Zielone Bagno – plan ochrony
- Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P., Dembowska P.; 2009; Dokumentacja i projekt planu ochrony dla rezerwatu przyrody Rzeka Korytnica
- Kujawa-Pawlaczyk J., Stańko R.; 2009; Dokumentacja i projekt planu ochrony dla rezerwatu przyrody Storczykowe Mechowisko
- Kujawa-Pawlaczyk J., Stańko R., Kiciński P.; 2009; Dokumentacja i projekt planu ochrony dla rezerwatu przyrody Czarne Torfowisko
- Kujawa-Pawlaczyk J., Stańko R., Kiciński P.; 2008; Rezerwat przyrody Torfowisko Konotop – plan ochrony na lata 2008-2027
- Piątkowska D., Strzelecka A., Zych A.; 2007; Uzupełnienie do opracowania Materiały do planu ochrony rezerwatu Stary Załom w gminie Człopa, województwo zachodniopomorskie
- Piątkowska D., Zych A.; 2006; Aneks do opracowania Materiały podstawowe do planu ochrony rezerwatu przyrody Torfowisko nad jeziorem Morzysław Mały;
- Piotrowicz R.; 2004; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody Jezioro Czarnówek
- Prajs B., Prajs J.; 2005; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody nieożywionej Brunatna Gleba
- Rejestr form ochrony przyrody w województwie zachodniopomorskim; 2010; Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Szczecinie
- Rezerwat przyrody Torfowisko nad jeziorem Morzysław Mały – materiały podstawowe do planu ochrony wraz z projektem rozszerzenia rezerwatu; 2005; Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych "OPERAT" S.C. w Toruniu
- Waloryzacja Przyrodnicza województwa zachodniopomorskiego; 2010; Biuro Konserwacji Przyrody
- Wołejko L., Bacieczko W., Gawroński A., Rutkowski T.; 2004; Materiały do planu ochrony rezerwatu Stary Załom w gminie Człopa, województwo zachodniopomorskie
- Wołejko L., Bacieczko W., Zyska W., Gawroński A., Gruca M., Łyczek M.; 2005; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody Leśne Źródła w gminie Tuczo, województwo zachodniopomorskie
- Wołejko L., Gawroński A., Zyska W., Łyczek M., Szafnagel-Wołejko A.; 2006; Materiały do planu ochrony rezerwatu przyrody Mszary Tuczyńskie w gminie Tuczo, województwo zachodniopomorskie
- Zawal A., Stępień E.; 2006; Plan ochrony rezerwatu przyrody Źródliśko Skrzypowe
- Ziarnek K., Ziarnek M., Domian G.; 2005; Plan ochrony dla rezerwatu przyrody Wyspa na jeziorze Bierzwnik

STRESZCZENIE

Zlewnia Drawy, oprócz samych dopływów jakie stanowią rzeki, strugi oraz kanały obejmuje także ekosystemy jezior o zróżnicowanej trofii, lasów, łąk i mokradeł. Część z tych terenów zajmują rezerваты przyrody, na których obszarze obowiązują ograniczenia wynikające wprost z ustawy o ochronie przyrody.

Na dzień dzisiejszy w granicach zlewni Drawy uznano 17 rezerwatów, tj.: „Dolina Pięciu Jezior”, „Jezioro Prosino”, „Torfowisko Toporzyc”, „Brunatna Gleba”, „Łasko”, „Zielone Bagna”, „Nad Płociczną”, „Mszary Tuczyńskie”, „Leśne Źródła”, „Jezioro Czarnówek”, „Torfowisko nad jeziorem Morzysław Mały”, „Torfowisko Konotop”, „Wyspa na jeziorze Bierzwnik”, „Strzaliny koło Tuczna”, „Rosiczki Mirosławskie”, „Stary Załom”, „Źródliko Skrzypowe”. Ponadto, projektowane do uznania w 2010 r. ochroną rezerwatową są dodatkowo 4 nowe obiekty: „Bagno Raczyk”, „Czarne Torfowisko”, „Storczykowe Mechowisko” i „Rzeka Korytnica”.

Urszula Stępień

Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii; Państwowy Instytut Geologiczny
Państwowy Instytut Badawczy
e-mail: uste@pgi.gov.pl

Marcin Stępień

Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii
e-mail: Marcin.Stepien@uw.edu.pl

Marcin Bielatko

Drawieński Park Narodowy
e-mail: marcin@dpn.pl

BAZA DANYCH KRENOLOGICZNYCH JAKO CZĘŚĆ INFRA- STRUKTURY PRZESTRZENNYCH DANYCH PRZYRODNI- CZYCH DRAWIEŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO I JEGO OTULINY

SPRING HYDROGEOLOGY DATABASE AS A PART OF ENVIRONMENTAL SPATIAL DA-
TA INFRASTRUCTURE OF DRAWA NATIONAL PARK AND ITS BORDER AREA

Słowa kluczowe: źródła, krenologia, baza danych, Drawieński Park Narodowy, GIS, INSPIRE

Keywords: springs hydrogeology, database, Drawa National Park, GIS, SDI

Summary: A research of natural groundwater outflows (springs) in Drawa National Park (DNP) and its border area allowed to create a spring hydrogeology database. This is the first database of springs containing information that is complete and fully agreed with hydrological documentation standard. Dataset is organized in GIS that makes data available for administration of DNP and other researches. Spring hydrogeology database is prepared for grant, but it can be a part of environmental spatial data infrastructure that is still developing in DNP.

WSTĘP

Drawieński Park Narodowy jest w trakcie realizacji infrastruktury przestrzennych danych przyrodniczych. Będzie to duża spersonalizowana geobaza składająca się z wielu niższych rangą elementów tworzonych w środowisku ArcGIS. Opisywana w niniejszym artykule Baza Danych Krenologicznych (BDK) ma być jednym z takich elementów. Będzie zawierać informacje dotyczące wypływów wód podziemnych na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego i dodatkowo jego otuliny. Stworzenie tej bazy jest jednym z celów realizowanego w latach 2008-2010 grantu badawczego MNiSW zatytułowanego „Warunki występowania źródeł na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego i jego otuliny, przestrzenna i sezonowa zmienność cech fizykochemicznych, składu chemicznego i izotopowe-

go wód ze źródeł wraz z opracowaniem ogólnodostępnej bazy danych krenologicznych” (N N306 283135). Szczególny nacisk autorzy BDK kładą na jej interoperacyjność, czyli współdziałanie z pozostałymi elementami infrastruktury przestrzennych danych przyrodniczych Parku, a także na ogólnie przyjęte standardy tworzenia tego typu obiektów. Ponadto nawiązuje do opracowywanego w Polsce na potrzeby realizacji wytycznych europejskiej Dyrektywy INSPIRE (eng. Infrastructure for Spatial Information in the European Community; pol. Infrastruktura Informacji Przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej) Standardu danych GIS w ochronie przyrody.

METODYKA

Krenologia jest nauką na pograniczu hydroge-

ologii, hydrologii i ekologii; zajmuje się badaniem źródeł: ich charakterem, warunkami występowania, wydajnością, termiką i składem chemicznym, a także organizmami żywymi (biocenozy), żyjącymi w źródłach. Jest więc to nauka interdyscyplinarna, a źródła mogą być przedmiotem badań wielu różnych naukowców. Opracowywana baza danych krenologicznych jednakże wykorzystuje źródła wyłącznie jako obiekt *stricto* hydrogeologiczny. Oczywiście otwartość bazy przejawia się również w tym, że nie stoi na przeszkodzie by stworzyć w niej nowe kategorie, cechy właściwe np. ekologii. Źródła i ich bezpośrednie okolice rozumiane np. jako środowisko życia wielu organizmów żywych, także są znakomitymi obiektami, które dostarczają wielu danych z powodzeniem mogących się w krenologicznej bazie (lub podobnej) zmieścić wzbogacając ją o kolejne aspekty.

Źródła jako obiekty hydrogeologiczne można traktować jako dane przestrzenne o charakterze punktowym. Mają swoje ściśle określone (w danym czasie) położenie w przestrzeni. Oczywiście jest, że da się je w wygodny sposób przedstawić na mapie. Pierwszym krokiem, który należało wykonać było zlokalizowanie wszystkich obiektów. Inwentaryzacja źródeł odbyła się na podstawie szeregu sesji terenowych z użyciem map topograficznych w skali 1:10 000, 1:50 000, map leśnych oraz mapy turystycznej Drawieńskiego Parku Narodowego. *Notabene* na tej oficjalnej, bo wydanej na zlecenie Parku mapie, nie ma nawet symbolu źródła (Drawieński Park Narodowy, 2007). Zaznaczone są na niej za to rezerваты przyrody i dopiero z części opisowej do mapy czytelnik może zorientować się, że część z nich związana jest ze źródłami. Badania terenowe prowadzone były z użyciem odbiornika GPS Garmin 60CSx i położenie każdego interesującego obiektu (zastosowano PUWG 1992) uzyskiwano z dokładnością do kilku metrów, co można uznać w bardzo zalesionym terenie za wynik w zupełności satysfakcjonujący. Rzędną miejsca wypływu odczytywano z mapy topograficznej w skali 1:10 000.

Podczas badań terenowych szczegółowo opisywano miejsca wypływu oraz najbliższą ich okolicę. Pozwoli to kolejnym badaczom precyzyjnie zlokalizować poszczególne obiekty bazy danych. W czasie prac kameralnych dane lokalizacyjne uzupełniano o informacje dotyczące zlewni, jednostek geograficznych oraz położenia administracyjnego (województwo, powiat, gmi-

na). Zawarto także informacje o lokalizacji poszczególnych źródeł względem wydziałów Szczegółowej mapy geologicznej Polski oraz Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000. Uwzględniono również numery i nazwy arkuszy. Uzupełnieniem jest fotografia obiektu.

Druga część bazy składa się z danych dotyczących pomiarów. Ponieważ dane zbierane były przez zespół, każda grupa pomiarów opatrzona została nazwiskiem autora. Jak zaznaczono we wstępie, prace badawcze prowadzone były w kilku sesjach terenowych. Badania fizykochemiczne wykonywane były bezpośrednio w terenie. Do tej grupy danych zaliczane są: temperatura wody i powietrza, przewodność (PEW), pH, potencjał redox i stężenie tlenu. Podczas badań laboratoryjnych próbek wody został określony podstawowy i rozszerzony skład chemiczny.

Wszystkie dane pomiarowe terenowe i laboratoryjne zawsze powiązane są z datą i nazwiskiem autora badania. Efektem analizy wyników badań wody jest przyporządkowanie źródeł do odpowiednich typów hydrochemicznych.

Tak przygotowana baza stanowi podstawę do szczegółowych analiz hydrogeologicznych, pozwalających badać zarówno zmienność przestrzenną czy sezonową parametrów fizykochemicznych i chemicznych wody, jak i pomóc w określeniu np. aktualnego tła hydrochemicznego poszczególnych elementów. Można także dzięki narzędziu selekcji szybko przeglądać dane, sortować je względem określonych kryteriów i jednocześnie na bieżąco śledzić położenie wyselekcjonowanych obiektów na mapie. Zastosowane kryteria selekcji mogą być bardzo różnorodne, muszą jednak być ściśle powiązane z informacjami do bazy wprowadzonymi. Jeżeli tylko są w bazie takie informacje, to możemy np. stosując odpowiednie filtry chcieć uzyskać informacje o położeniu obiektów a) leżących w obrębie Równiny Drawskiej, b) należących do otuliny DPN, c) nieleżących na terenie gminy Kalisz Pomorski, d) o typie hydrochemicznym inny niż $\text{HCO}_3\text{-Ca}$, e) pH większym niż 7, itd...

Należy także wspomnieć o pojawiającym się tu problemie wyważenia proporcji pomiędzy rozmiarem bazy a jej funkcjonalnością, np. wydaje się, że nie ma potrzeb powtarzania w bazie atrybutów, które niosą informacje o tej samej cesze jak alkaliczność i zawartość jonu HCO_3^- , skoro ta pierwsza dość ściśle wynika z drugiej. Powtarzaniem danych zaś nie jest informacja o stężeniu tego jonu w tym samym punkcie pomiarowym dajmy na to wiosną i latem, bo niesie

to możliwość wysnucia wniosków o sezonowej zmienności chemizmu badanych wód.

BAZA DANYCH KRENOLOGICZNYCH

Omawiana tu baza danych krenologicznych przedstawia źródła z hydrogeologicznego punktu widzenia. Nie prowadzono ewidencji i bardziej szczegółowych badań wpływów nieskoncentrowanych (młaki i wysięki) co nie znaczy, że w przyszłości dane te nie mogłyby również znaleźć się w BDK. Główną jej część stanowią wyniki badań fizykochemicznych i chemicznych. Jak już zaznaczono baza może być rozbudowana o część biotyczną i w ten sposób będzie stanowiła pełny obraz źródeł Drawieńskiego Parku Narodowego.

Dane, które stanowią podstawę rozważań, były gromadzone w latach 2008-2010 przez pracowników i studentów Wydziału Geologii Uniwersytetu Warszawskiego. Pewne informacje m.in. o lokalizacji obiektów uzyskano również od pp. P. Pawlaczyka, J. Kujawy-Pawlaczyk, Franciszka Nowackiego oraz od pracowników DPN.

Łącznie (jak dotąd) w bazie opisano 78 miejsc wypływu wód podziemnych. Dane terenowe zostały uzupełnione o wyniki badań terenowych i informacje z publikacji, by jak najpełniej scharakteryzować poszczególne obiekty. Wszystkie dane zostały podzielone na klasy, będące zbiorami obiektów. Wszystkie klasy otrzymały nazwy bez polskich znaków, co pozwoli uniknąć ewentualnych konfliktów pomiędzy danymi i oprogramowaniem w późniejszych etapach przetwarzania danych. Ponadto przyjęto pisownię zgodną z obowiązującymi regułami tworzenia diagramów klas.

Dane zostały zgrupowane w kilku klasach. Główna klasa o nazwie Źródła zbiera wszystkie podstawowe dane o źródłach m.in. numer identyfikacyjny i nazwa źródła, jego lokalizacja w przestrzeni geograficznej i na mapach tematycznych oraz wyniki badań hydrogeologicznych. Ponadto każde źródło posiada unikalny identyfikator UUID (Universally Unique Identifier). Kolejne klasy obiektów uszczegółwiają główną klasę Źródła, stanowią niejako jej podzbiory. Klasa Lokalizacja zawiera informacje o współrzędnych źródła (X, Y, Z) w zastosowanym układzie odniesienia, zlewni, jednostce geograficznej i administracyjnej oraz opis lokalizacji. Klasa Mapa zawiera informacje o lokaliza-

cji źródła na arkuszach map: Szczegółowej mapy geologicznej Polski w skali 1:50 000, Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, Mapy topograficznej Polski i Mapy hydrograficznej Polski. Zgrupowane są tu dane o przynależności do jednostek wyróżnionych na mapach tematycznych a także o nazwie i numerze arkusza. Bardzo rozbudowaną grupę stanowi klasa Badania Hydrogeologiczne, w której zawierają się Badania Fizyko-Chemiczne, Badania Chemiczne Podstawowe i Badania Chemiczne Rozszerzone. Krotkość pomiarów przypisanych do danego źródła zależy od ilości przeprowadzonych sesji pomiarowych, a także możliwości pobrania prób wody do badań.

Klasa Badania Fizyko-Chemiczne zawiera pomiary zebrane podczas prac w terenie. W ramach klasy zgrupowano następujące parametry: wydajność, temperatura powietrza, temperatura wody, pH, PEW, potencjał redoks, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie. Wśród podstawowych badań chemicznych znajdują się dane o wielkości suchej pozostałości, zawartość jonów: Na, K, Ca, Mg, Cl, HCO₃, SO₄, NO₃, Fe, Mn, Al, SiO₂. Rozszerzone badania obejmują wyniki badań na zawartość 12 dodatkowych jonów i pierwiastków (F, PO₄, Sr, Ba, Ti, V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As). Wszystkie badania zarówno fizykochemiczne jak i chemiczne są dodatkowo uzupełnione nazwiskiem autora badań oraz datą badania i datą sesji terenowej, z której pochodzą próby wody.

Atrybuty charakteryzujące źródła mają głównie format liczbowy, ale również tekstowy. Część atrybutów została uporządkowana w formie list kodowych, co pozwala zminimalizować błędy powstające w trakcie żmudnego uzupełniania bazy danymi.

PRZYKŁADOWE ZASTOSOWANIA

Potrzebę tworzenia baz danych o źródłach dostrzeżono już kilka lat temu (np. Buczyński, Staško, Rzonca 2003, Buczyński i Rzonca 2007, Siwek 2007). Uporządkowanie danych krenologicznych w postaci bazy stwarza duże możliwości dla prowadzenia analiz przestrzennych zmienności i zależności elementów środowiska biotycznego i abiotycznego. To przekłada się bezpośrednio na optymalizowanie zarządzania zasobami przyrodniczymi Parku. Kolejnym zastosowaniem jest promocja samego obiektu posiadającego bazę. Obecne technologie pozwalają

w prosty sposób istniejącą bazę przystosować do zaprezentowania jej w Internecie np. jako usługę przeszukiwania (CSW – Catalogue Service for Web), przeglądania (WMS – Web Map Service) lub pobierania (WFS – Web Feature Service), tak by każdy poszukujący informacji na dany temat np. o zawartości fluorków w wodach podziemnych mógł z niej skorzystać (baza zwracałaby wtedy informacje czy fluorki w ogóle były badane, kto je oznaczał, w ilu punktach były oznaczone, co to były za punkty, kiedy to było, jakie były konkretne wartości stężeń w poszczególnych obiektach, jaka jest ich sezonowa i przestrzenna zmienność oraz informacje statystyczne: jakie jest ich średnie stężenie, jakie minimalne, maksymalne, wartości mediany, kwartyli, odchylenia standardowego, itd.). Bardzo nośnym narzędziem promocji są zdjęcia, jeśli ten element zawarty w bazie zostałby również udostępniony przez Internet i byłyby to dobre fotografie szczególnie efektownych obiektów z podstawowymi danymi na ich temat, w tym informacjami o położeniu. Byłby to znakomity instrument służący upowszechnianiu wiedzy o źródłach czy o regionie ich występowania. Jeśli dodatkowo baza krenologiczna byłaby powiązana z innymi bazami (np. dokumentującymi faunę chruścików w wodach Parku, czy typy zbiorowisk roślinnych) to dodatkowo, jakby mimochodem przy okazji pytając o źródła, dowiedzieć się można czegoś o chruścikach czy torfowiskach. Byłoby więc to narzędzie w istotny sposób przyczyniające się do wzrostu świadomości ekologicznej jej użytkowników a jednocześnie promujące DPN.

PODSUMOWANIE

Specyfikacje danych dla informacji przestrzennych objętych załącznikiem II i III Dyrektywy INSPIRE będą opracowywane w najbliższym czasie przez tematyczne grupy robocze powołane przy komisji europejskiej. Dane krenologiczne, które są przedmiotem zainteresowania autorów, będą szczegółowo specyfikowane w części dotyczącej geologii (załącznik II Dyrektywy), gdzie zostaną ujęte zagadnienia hydrogeologiczne. Jednakże jak już zauważono w czasie opracowywania Standardu danych GIS w ochronie przyrody, konieczne jest uporządkowanie zasobów na poziomie krajowym, by poprzez ich analizę i interpretację móc uzgadniać je z wytycznymi Dyrektywy. W związku z powyższym tworzona baza danych krenologicz-

nych DPN jest próbą uporządkowania danych o źródłach zebranych w obrębie Parku i jego otuliny.

W świetle tworzonej krajowej i europejskiej infrastruktury danych przestrzennych część danych lokalizacyjnych ujętych w niniejszej bazie danych będzie stanowiła element innych komponentów infrastruktury. Jednakże z uwagi na to, że baza danych krenologicznych jest budowana przede wszystkim na potrzeby realizacji grantu, stanowi odrębną bazę, która może być rozbudowywana, funkcjonować jako komponent budowanej bazy danych DPN, jak również innych baz przyrodniczych o zasięgu lokalnym, regionalnym czy nawet krajowym.

Powstająca BDK jest modelowym i wciąż jednym z nielicznych przykładów wykorzystania metod GIS na pograniczu nauki (przyrody), administracji i zarządzania. Autorzy artykułu mają nadzieję, że przykład ten przyczyni się do lepszego zrozumienia korzyści płynących z tego typu organizacji danych i zachęci wszystkich zainteresowanych do tworzenia kolejnych warstw informacyjnych o komponentach przyrody w DPN, a być może i w innych Parkach.

LITERATURA

- Buczyński S., Staško S., Rzonca B.; 2003; O potrzebie stworzenia bazy danych źródeł. *Współczesne Problemy Hydrogeologii*; 11, 1
- Buczyński S., Rzonca B.; Wstępna charakterystyka krenologiczna Gór Białskich; *Współczesne problemy hydrogeologii*; 13, 3
- Drawieński Park Narodowy, mapa turystyczna w skali 1:50 000; 2007; Wydawnictwo Kartograficzne EKO-GRAF, Sp. z o.o.; Wrocław
- Łochyński M., Guzik M.; 2009; – Standard danych GIS w ochronie przyrody. Wersja 3.03.01; Poznań-Zakopane-Kraków
- Siwek J., 2007; Baza danych o źródłach na Wyżynie Śląskiej i Małopolskiej – uwagi metodyczne; [w:] Jokić P., Koniewski P., Ziulkiewicz M., (red.); *Źródła Polski – wybrane problemy krenologiczne*; Wydż. Nauk Geograficznych; UŁ; Łódź

STRESZCZENIE

W wyniku dwuletnich (2008-2010) badań Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN) i jego otuliny, dotyczących naturalnych wpływów

wód podziemnych (źródeł), powstaje Baza Danych Krenologicznych (BDK). Po raz pierwszy na badanym terenie, zgodnie z wymogami hydrogeologicznymi, udokumentowane i przebadane zostają wszystkie źródła a zebrane informacje w spójny, jednolity sposób zgromadzone w bazie danych sporządzonej zgodnie ze standardami GIS. Istnienie tej bazy ułatwi Dyrekcji Parku i jednostkom współpracującym z DPN zarządzanie tym nieco niedocenianym komponentem przyrody nieożywionej i pozwoli lepiej chronić źródła. Będzie ona podstawą wielu dalszych analiz przyrodniczych takich jak np. ocena jakości wód podziemnych, a w dłuższej perspektywie czasowej określanie zmian tych jakości, wyznaczania naturalnego tła hydrochemicznego dla Parku i otuliny. Możliwe i ułatwione staną się także badania nad sezonowym i przestrzennym zróżnicowaniem wód podziemnych wpływających w źródłach oraz wpływem na kształtowanie się i rozwój elementów środowiska biotycznego. DPN najprawdopodobniej jest pierwszym i jedynym polskim parkiem narodowym posiadającym bazę danych krenologicznych. BDK będzie integralnym komponentem tworzonej w DPN infrastruktury przestrzennych danych przyrodniczych. Dane hydrogeologiczne uporządkowane w formie geobazy personalnej utworzonej w środowisku ArcGIS dają możliwość generowania warstw tematycznych i eksportu ich jako plik *.shp, co pozwala na swobodny dostęp do niej również użytkownikom oprogramowania niekomercyjnego.