

Katedra Hydrobiologii i Ichtiologii
Akademii Rolniczej w Lublinie

RYSZARD KORNIJÓW

Symptomy eutrofizacji w powierzchniowych
i przydennych warstwach wody dimiktycznych jezior
łęczyńsko-włodawskich a typologiczne znaczenie
zoobentosu zasiedlającego ich profundal

Symptoms of eutrophication in the near-surface and near-bottom water layers
in the dimictic Łęczna-Włodawa lakes versus typological value of zoobenthos
inhabiting their profundal

*Pracę tę dedykuję zawsze życzliwemu Profesorowi Włodzimierzowi Zwolskiemu,
który wprowadził mnie w tajniki ekologii zoobentosu.*

WSTĘP

Wśród ponad 60 jezior na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim 7 ma głębokość większą niż 15 metrów i w odróżnieniu od pozostałych zaliczane są do dimiktycznych (10, 24, 28, 29). Jeziora te pod względem troficznym klasyfikowano dotychczas jako zbiorniki mezotroficzne, a nawet oligotroficzne, na podstawie badań fizyczno-chemicznych właściwości powierzchniowych warstw wody (epilimnionu) oraz analizy zasiedlających je organizmów (16, 17, 21, 22, 35).

Dokonując klasyfikacji troficznej tych jezior nie uwzględniano warunków panujących w ich profundalu, w tym natlenienia, które w wielu klasyfikacjach jest jednym z podstawowych kryteriów określania trofii zbiorników (3, 8, 27, 31). Rozproszone dane w literaturze wskazują na występowanie od wielu lat w przydennych warstwach wody większości dimiktycznych jezior Pojezierza letniego

deficytu tlenowego (17, 18, 19), charakterystycznego dla zbiorników o daleko zaawansowanych procesach eutrofizacji. Na wysoką trofę zbiorników wydaje się też wskazywać skład zasiedlającego ich profundal zoobentosu (13, 16), co stawia pod znakiem zapytania jego bioindykacyjną przydatność w rozpatrywanych jeziorach.

Celem niniejszej pracy jest analiza i próba wyjaśnienia przyczyn rozbieżności pomiędzy sytuacją panującą w powierzchniowych i przydennych warstwach wód dimiktycznych jezior, a także dokonanie oceny typologicznego znaczenia zoobentosu żyjącego w ich profundalu. Opracowanie bazuje na materiałach w większości opublikowanych (13, 14, 16, 21, 22, 24, 25, 28, 29, 30, 35). Jako miarodajne czynniki — symptomy eutrofizacji — przyjęto za Gliwiczem i Kowalczewskim (9) przezroczystość wody, mierzoną krążkiem Secchiego, oraz natlenienie wody w strefie hypolimnionu.

TEREN I METODYKA BADAŃ



Ryc. 1. Szkic sytuacyjny terenu badań
Location sketch of the investigated area

Objektami badań było sześć jezior: Piaseczno, Rogóźno, Zagłębocze, Białskie, Krasne i Czarne Sosnowickie, zwane dalej Czarnym (ryc. 1). Jeziora te cechuje znaczna głębokość maksymalna (15,6–38,8 m) i średnia (5,1–12,6 m), przy stosunkowo niewielkiej powierzchni, wynoszącej od 31,7 do 84,7 ha (tab. 1). Cechy morfometryczne zbiorników oraz podłoże geologiczne wskazują na ich pochodzenie krasowe lub termokrasowe (2, 30, 37). Otoczenie jezior stanowią lasy, z przewagą zespołów roślinnych typowych dla borów, a w przypadku jezior Piaseczno i Krasne, w niewielkim stopniu także pola uprawne i pastwiska. Pobrzeże jezior, pokryte gęstą zabudową letniskowych domków rekreacyjnych, jest intensywnie użytkowane rekreacyjnie (oprócz jeziora Czarne). Z wyjątkiem jeziora Rogóźno, zbiorniki nie posiadają naturalnych dopływów bądź odpływów powierzchniowych. Niektóre z nich jednakże (Białskie i Czarne) są, a jezioro Krasne

było do końca lat 1980., włączone w system Kanału Wieprz-Krzna, pełniąc rolę zbiorników gromadzących wodę do napełniania pobliskich stawów rybnych.

Podstawą pracy są materiały gromadzone przez różnych autorów (12, 14, 17, 19, 21, 29, 30) w odstępach mniej więcej 10-letnich, w okresie ostatnich 40 lat (1955/1956, 1967/1968, 1976/1977, 1984–1988 i 1991/1992). W każdym roku próby pobierane były na początku i pod koniec stagnacji letniej (odpowiednio maj/czerwiec i wrzesień), w okolicach występowania maksymalnej głębokości jezior.

Tab. 1. Morfometryczne cechy sześciu dimiktycznych jezior łącznińsko-włodawskich według Wilgata (30) oraz procentowy udział epilimnionu i hypolimnionu w całkowitej objętości mas wodnych jezior w latach 1986–1988 (za Turczyńskim, 29). Jako kryterium uszeregowania jezior przyjęto ich trofię (od najmniejszej do największej)

Morphometric features of the six dimictic lakes of the Łęczna–Włodawa Lake District acc. to Wilgata (30) and the proportional share of epilimnion and hypolimnion in the total capacity of lake waters in 1986–1988 (after Turczyński, 29). Lake trophy has been assumed to be the criterion of classification (from the smallest to the biggest one)

Jezioro	Pow. (ha)	Maks. gł. (m)	Średnia gł. (m)	Obj. epil. (%)	Obj. hypol. (%)
Piaseczno	84,7	38,8	12,6	30–45	40–43
Rogóżno	57,1	25,4	7,4	33–50	27
Zagłębcze	59,0	23,3	7,3	–	–
Krasne	75,9	33,0	10,8	–	–
Białskie	31,7	18,2	6,8	25–55	21–29
Czarne	38,8	15,6	5,1	33–58	20

Zawartość tlenu w wodzie mierzona była metodą Winklera. Pomiaru przezroczystości wody dokonywano za pomocą krążka Secchiego. W oparciu o wartości średnie pomiarów wiosennych i jesiennych widzialności krążka Secchiego obliczono Wskaźnik Stanu Trofii (WST) Carlsona (4), stosując następujący wzór:

$$WST = 10(6 - \ln SD / \ln 2);$$

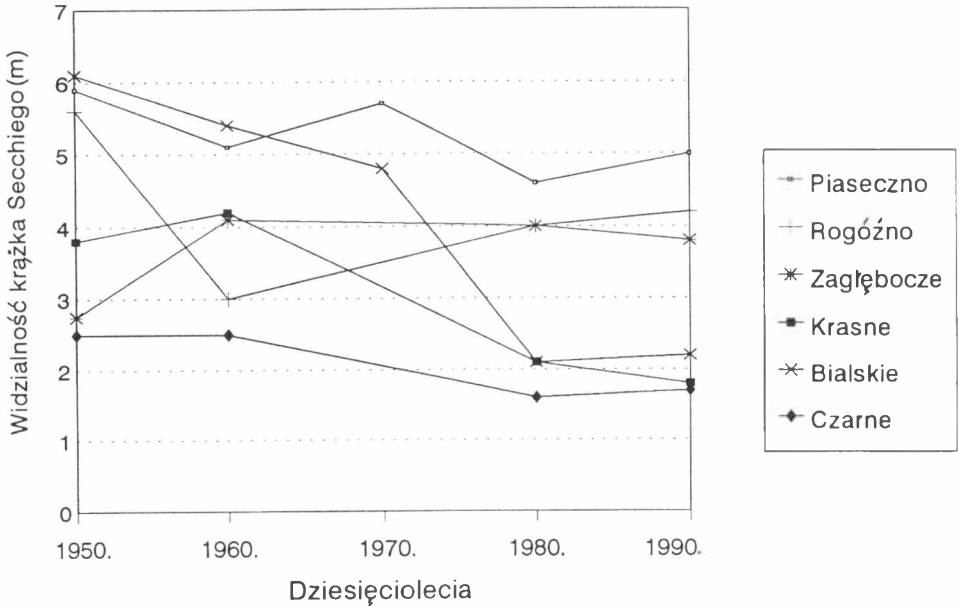
gdzie: SD — widzialność krążka Secchiego.

Próby zoobentosu pobierano za pomocą chwytacza Ekmana o powierzchni chwytnej 225 cm² lub aparatu rurowego o powierzchni 21 cm² (9). Jednorazowo pobierano od 3 do 4 prób, z których każda składała się z 2–3 zawartości aparatu Ekmana bądź 10 aparatów rurowych. Pobrany materiał przesiewano przez sito o oczkach średnicy 0,4 mm. Bezkręgowce wybierano z prób w stanie żywym makroskopowo i konserwowano w 4% roztworze formaliny.

WYNIKI

Widoczność krążka Secchiego w latach 1950. wynosiła od 2,5 m w jeziorze Czarnym do 6,1 m w jeziorze Białskim (ryc. 2). W ciągu 40-letniego okresu badań przezroczystość wody w poszczególnych jeziorach podlegała bardzo zróżnicowanym zmianom; w zasadzie nie zmieniała się w jeziorze Piaseczno, wykazywała tendencje wzrostowe w jeziorze Rogóżno, malejące zaś w pozostałych zbiornikach: Zagłębczu, Białskim, Czarnym i Krasnym. Stosunkowo największy spadek przezroczystości wody miał miejsce w jeziorach Białskim i Krasnym (od odpowiednio 4 i 5,3 m w latach 1960. do 2,1 i 1,7 m w latach 1980.).

Status troficzny jezior w okresie ostatnich 40 lat, określony na podstawie widoczności krążka Secchiego, odpowiadał oligotrofii w jeziorze Piaseczno i mezotrofii w pozostałych zbiornikach (tab. 2).



Ryc. 2. Widzialność krążka Secchiego (wartości średnie z pomiarów dokonanych na początku i pod koniec stagnacji letniej) w sześciu dimiktycznych jeziorach łęczyńsko-włodawskich w ciągu ostatnich 40 lat. Na podstawie danych zaczerpniętych z opracowań Wilgata (25) oraz Radwana i Kornijowa (17)

Visibility of the Secchi disc (mean values of measurements made at the beginning and at the end of summer stagnation) in six dimictic lakes of the Łęczyńsko-Włodawa Lake District over the last 40 years. Based on the data from Wilgata's (25) and Radwan and Kornijów's (17) elaborations

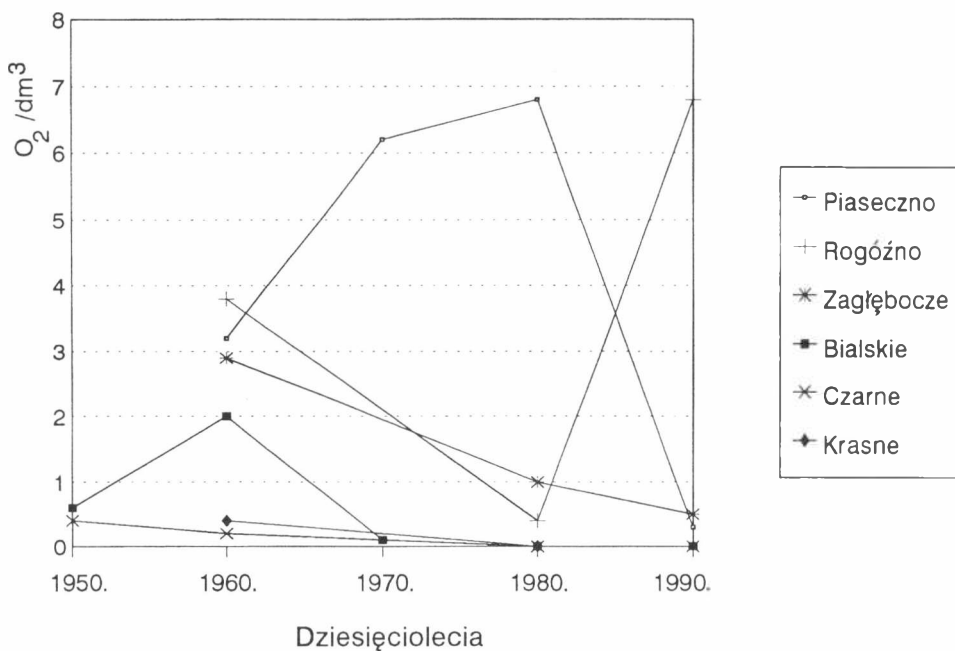
Natlenienie przydennych warstw wody było różne w poszczególnych jeziorach i podlegało znacznym zmianom w czasie (ryc. 3). W jeziorach Białskim i Czarnym średnia zawartość tlenu pod koniec stratyfikacji letniej już w latach 1950. była niska i wynosiła zaledwie ok. $0,5 \text{ mg/dm}^3$ (ryc. 2). W latach 70. w jeziorach tych, a także w jeziorze Krasnym odnotowano spadek natlenienia, które w następnym dziesięcioleciu osiągnęło poziom zerowy. Znacznie lepsza sytuacja panowała w jeziorach Piaseczno, Zagłębcze i Rogóźno, chociaż i w nich w niektórych latach obserwowano spadki tlenu poniżej 1 mg/dm^3 . Zmiany te miały jednak charakter raczej fluktuacji, a nie trwałych tendencji. Na przykład natlenienie wody w jeziorze Piaseczno, bardzo niskie w 1992 r., ponownie znacznie wzrosło w latach następnych (35). Wzrost natlenienia przydennych warstw wody w ostatnich latach obserwowano również w jeziorze Rogóźno (ryc. 2).

Fauna denna profundalu badanych jezior okazała się bardzo uboga pod względem jakościowym. Jej skład, obejmujący zaledwie 10 taksonów (tab. 3), w ciągu ostatnich 40 lat nie podlegał większym zmianom. Największe bogactwo

Tab. 2. Minimalne wartości odczytów krążka Secchiego w metrach (SD, m) w ciągu ostatniego 40-lecia, odpowiadające im wartości Wskaźnika Stanu Trofii Carlsona (WST) oraz określony na tej podstawie status troficzny jeziora (ST)

Minimum values of the Secchi disc in metres (SD, m) within the last 40 years, corresponding to the value of the Carlson's Trophy State Index (WST) and the determined on that basis lake trophic state (ST)

	Piaseczno	Rogóżno	Zagłębcze	Krasne	Bialskie	Czarne
SD, m	4,6	3,0	2,75	2,1	2,1	1,6
WST	38,3	44,07	45,53	49,2	49,2	53,2
ST	oligotrofia	mezotrofia	mezotrofia	mezotrofia	mezotrofia	mezotrofia



Ryc. 3. Zawartość tlenu (wartości średnie z pomiarów dokonanych na początku i pod koniec stagnacji letniej) w przydennych warstwach hypolimnionu sześciu dimiktycznych jeziorach łęczyńsko-włodawskich w ciągu ostatnich 40 lat. Na podstawie danych zaczerpniętych z opracowań Radwana i Kornijowa (17), Kornijowa (11, 12) i Wojciechowskiego i in. (30)

Oxygen content (mean values of measurements made at the beginning and at the end of summer stagnation) in the near-bottom layers of the hypolimnion of six dimictic lakes of the Łęczyńsko-Włodawa Lake District over the last 40 years. Based on the data from Radwan and Kornijów's (17), Kornijów's (11, 12) and Wojciechowski's et al. (30) elaborations

gatunkowe stwierdzono w jeziorach Piaseczno i Krasne (odpowiednio 8 i 4 taksony). W jeziorze Piaseczno na uwagę zasługuje występowanie, typowego dla wód mezotroficzných, gatunku ochotki *Sergentia coracina*. W pozostałych zbiornikach w zoobentosie wykazano obecność tylko dwu bądź jednego taksonu. Najczęściej spotykane były, obecne we wszystkich jeziorach, larwy muchówki wodzenia (*Chaoborus flavicans*).

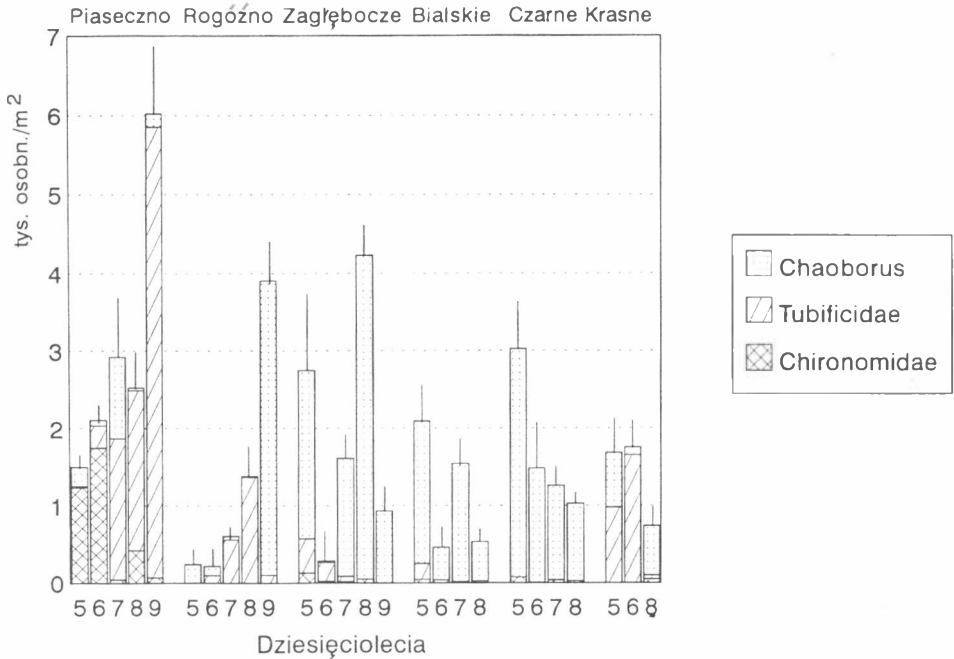
Tab. 3. Wykaz gatunków zoobentosu stwierdzonych w profundalu sześciu dimiktycznych jezior łączyńsko-włodawskich w latach 1955–1992

A list of zoobenthos species found in the profundal of the six dimictic lakes of the Łęczna–Włodawa Lake District in 1955–1992

Takson	Piaseczno	Rogóżno	Zagłębcze	Krasne	Bialskie	Czarne
<i>Tubifex tubifex</i> (Muller)	+	+				
<i>Tubificidae</i> spp. juv.		+				
<i>Chaoborus flavicans</i> Meig.	+	+	+	+	+	+
<i>Chironomus</i> f.l. <i>thunni</i> Kieff.			+			
<i>C.</i> f.l. <i>plumosus</i> (Mg.)				+		
<i>Polypedium nubeculosum</i> (Mg.)	+			+		
<i>Procladius</i> sp.	+					
<i>Sergentia coracina</i> (Zett.)	+					
<i>Tanytarsus</i> sp.	+					
<i>Paratanytarsus</i> sp.				+		

Zagęszczenie fauny dennej w ostatnich 40 latach kształtowało się w poszczególnych jeziorach na zróżnicowanym poziomie (ryc. 4), wykazując tendencje wyraźnie rosnące (jeziora Piaseczno i Rogóżno), spadkowe (jeziora Bialskie, Czarne i Krasne), bądź też o charakterze bezkierunkowych fluktuacji (jezioro Zagłębcze).

W większości jezior nastąpiło przebudowanie udziału ilościowego poszczególnych taksonów w ogólnym zagęszczeniu zoobentosu (ryc. 4). W jeziorze Piaseczno nastąpił drastyczny spadek zagęszczenia larw *Chironomidae*, znacznie natomiast wzrósł udział ilościowy skąposzczetów z rodziny *Tubificidae*. Te ostatnie, w latach 1950. notowane zaledwie w liczbie parudziesięciu okazów na powierzchni 1 m², obecnie osiągają zagęszczenie ponad 5 tys. osobn./m². W jeziorze Rogóżno wzrost udziału ilościowego *Tubificidae* obserwowano od lat 1960. do 1980., a w latach 1990. zaczęły dominować larwy *C. flavicans*. W jeziorach Zagłębcze, Bialskim i Krasnym również następował spadek udziału *Tubificidae* na korzyść larw *C. flavicans*. W jeziorze Czarnym larwy te dominowały w zoobentosie już w latach 1950., w kolejnych dziesięcioleciach następował sukcesywny spadek ich zagęszczenia.



Ryc. 4. Zagęszczenie zoobentosu (wartości średnie z prób pobranych na początku i pod koniec stagnacji letniej \pm odchylenie standardowe, $n = 6$) w profundalu sześciu dimiktycznych jezior łączniśko-włodawskich w ciągu ostatnich 40 lat. Na podstawie pracy Kornijowa i in. (1995) oraz nie publikowanych materiałów Włodzimierza Zwolskiego

Density of zoobenthos (mean values from the samples collected at the beginning and at the end of summer stagnation \pm standard deviation, $n = 6$) in the profundal of six dimictic lakes of the Łęczna-Włodawa Lake District over the last 40 years. Based on the paper by Kornijów et al. (1995) and unpublished data of Włodzimierz Zwolski

DYSKUSJA

Analiza aktualnej sytuacji w epilimnionie badanych jezior pozwala wśród nich wyróżnić 2 troficzne kategorie zbiorników (tab. 2): 1) oligotroficzne (Piaseczno); 2) mezotroficzne (Rogóźno, Zagłębcze, Krasne, Białskie i Czarne). Warto w tym miejscu zauważyć, że status troficzny badanych jezior, określony na podstawie Wskaźnika Carlsona, jest zwykle niższy od dotychczas określanego z wykorzystaniem fizyczno-chemicznych właściwości wód epilimnionu oraz analizy zasiedlających je organizmów (14, 16, 17, 21, 22, 23, 35). W każdym razie przez innych autorów jeziora te określane były co najwyżej mianem „mezotroficznych” (Piaseczno, Rogóźno, Zagłębcze) lub lekko eutroficznych (Krasne, Białskie i Czarne).

Tymczasem do zupełnie innych wniosków prowadzi analiza stopnia natlenienia wód hypolimnionu. Można przyjąć, że tylko w jeziorach Piaseczno i Rogóźno jest on typowy dla mezotrofii, natomiast w pozostałych zbiornikach wskazuje na daleko zaawansowaną eutrofię. Jak wynika z ryc. 3, natlenienie wód profundalu większości jezior było zbliżone do obecnego już w latach 1950., kiedy zmiany antropogeniczne w środowisku były jeszcze stosunkowo nieznaczne (5).

Można ze znacznym prawdopodobieństwem założyć, że deficyty tlenowe w profundalu jezior zaczęły pojawiać się znacznie wcześniej (zapewne już kilka tysięcy lat temu), a najbardziej prawdopodobną przyczyną ich powstania było przekroczenie progowej wartości stosunku objętości epilimnionu do hypolimnionu. Stosunek ten w warunkach holomiksji ma podstawowe znaczenie dla ilości tlenu magazynowanego w czasie wiosennej i jesiennej cyrkulacji, a następnie podczas letniej lub zimowej stagnacji zużywanego na procesy oddechowe (6).

Relacje pomiędzy objętością epilimnionu i hypolimnionu zmieniają się od chwili powstania jezior wskutek wypełniania mis jeziornych osadami dennymi. Ich obecna miąższość na przykład w jeziorach Bialskim i Czarnym wynosi odpowiednio 9 i 15 m (20, 32). Odkładanie się osadów prowadziło do zmniejszania się objętości hypolimnionu (szacunkowo od ok. 50% w jeziorach Czarnym i Bialskim o 20–30% w jeziorach pozostałych), przy zapewne nieznacznych tylko zmianach objętości epilimnionu. Do drastycznego pogorszenia warunków tlenowych na skutek zmian relacji pomiędzy objętością epilimnionu i hypolimnionu najszybciej musiało dojść w jeziorach Czarnym i Bialskim, które zawsze były stosunkowo płytkie. W tych też jeziorach deficyt tlenowy w latach 1950. zaznaczał się najsilniej. Sytuację w tych zbiornikach, a także w jeziorze Krasnym, pogorszyło włączenie ich w latach 1960. w system żyznych wód Kanału Wieprz-Krzna, co w następnych latach spowodowało wzrost trofii jezior, a w konsekwencji także wzrost zapotrzebowania tlenowego na procesy rozkładu (21, 24, 25).

W stosunkowo najlepszej sytuacji są nadal jeziora Piaseczno i Rogóźno, które już w chwili powstania musiały mieć znaczną głębokość i wciąż dysponują hypolimnionem o znacznej miąższości (tab. 1), wystarczającym do zmagazynowania tlenu w ilościach potrzebnych do przeprowadzenia procesów rozkładu w okresie stagnacji.

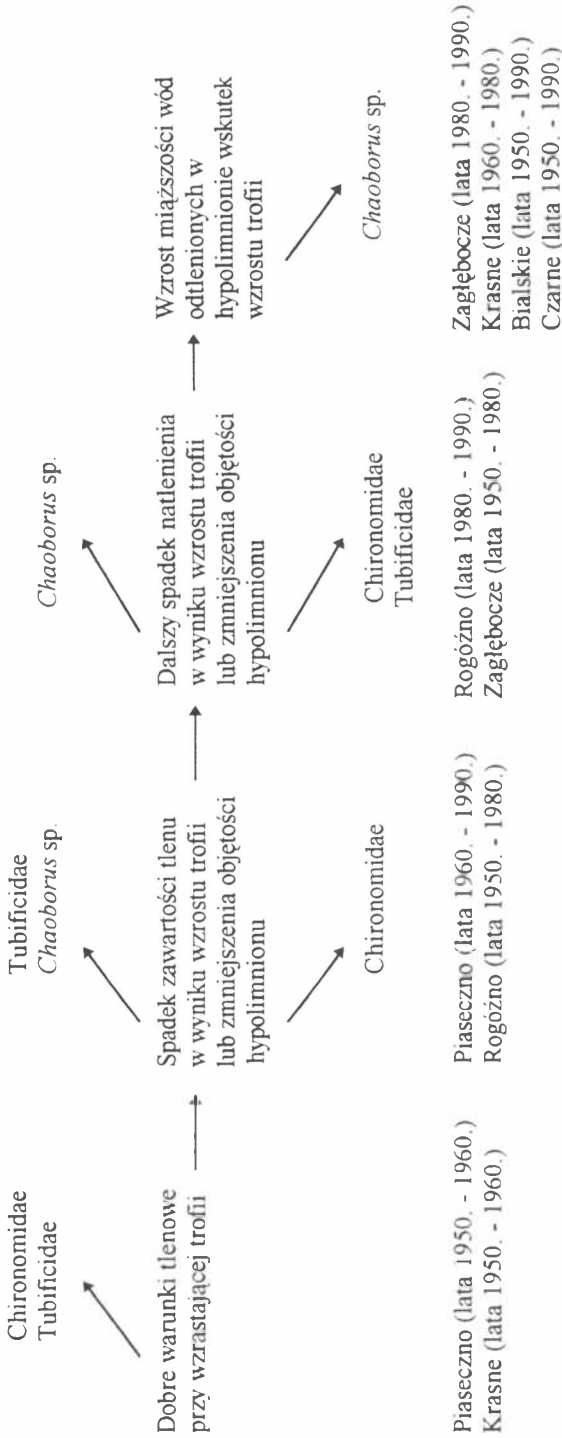
Na stosunki tlenowe dimiktycznych jezior łączyńsko-włodawskich mogą wpływać także inne uwarunkowania morfometryczno-krajobrazowe, jak np. owalny kształt jezior, ich stosunkowo mała powierzchnia oraz osłonięcie brzegów lasami (14). Sprawiają one, że nawet w okresie cyrkulacji może dochodzić do powstawania mikrostratyfikacji i deficytów tlenowych w strefie woda/osad denny. Wskazują na to wartości wskaźnika mieszania wód Gizińskiego (8), wynoszące od 0,4 dla jeziora Piaseczno do 0,8 dla jeziora Czarnego (14).

Prawdziwość hipotezy, zakładającej, że złe warunki tlenowe w większości je-

zior miały miejsce tysiące lat temu i są konsekwencją zmian proporcji pomiędzy epilimnionem i hypolimnionem, mogłaby być sprawdzona na drodze szczegółowych badań paleolimnologicznych. W niniejszych rozważaniach przyjęto, iż tempo sedymentacji w jeziorach przez tysiąclecia nie zmieniało się w sposób kierunkowy, to znaczy, że równie prawdopodobne było okresowe i naprzemienne ewoluowanie jeziora w kierunku eutrofii jak i oligotrofii, zależne między innymi od zmian klimatycznych i odpowiednio do nich reagującej szaty roślinnej w lądowych częściach zlewni zbiorników. Jak wynika z badań paleolimnologicznych (18), dynamiczna równowaga pomiędzy dopływem pierwiastków biogenych a tempem ich sedymentacji ustala się w geologicznej skali istnienia jezior stosunkowo wcześnie. Bilans pomiędzy dopływem a odpływem nutrientów decyduje o trofii jeziora, która przez tysiąclecia oscyluje wokół pewnego poziomu. Takie podejście jest zgodne z głoszoną ostatnio teorią ewolucji jezior, m.in. przez Colivaux (6), Mossa (18), a w pewnym stopniu także przez Lamperta i Sommera (19). Jednocześnie neguje ono wciąż głoszony w wielu opracowaniach pogląd Stangenberga (27) o powolnym i stale postępującym eutrofizowaniu i starzeniu się jezior, prowadzącym do ich tzw. dojrzałości biologicznej.

Pogorszenie warunków tlenowych w hypolimnionie większości jezior doprowadziło do intensywnego uwalniania z osadów przyswajalnych związków fosforu (13). Związki te w czasie cyrkulacji wiosennych i jesiennych zasilają górne warstwy wody, po czym na zasadzie sprzężenia zwrotnego niewątpliwie przyczyniają się do wzrostu produkcji pierwotnej, na co wskazuje szybkie wyczerpywanie się zasobów ortofosforanów w epilimnionie jezior tuż po ustaleniu się stratyfikacji letniej. Według danych przytoczonych przez Kajaką (11), ilość wydzielanego fosforu przez osady dennie jezior w warunkach beztlenowych może być znaczna, przekraczając jego dopływ ze zlewni. W badanych jeziorach, pomimo intensywnego wewnętrznego zasilania fosforem większości jezior, ich epilimnetyczne warstwy wciąż jeszcze mają cechy wód o niskiej trofii. Wynikać to może ze znacznej naturalnej odporności jezior na degradację (14) oraz ze stosunkowo niewielkiego zewnętrznego zasilania jezior w pierwiastki biogenne. Zlewnie jezior według systemu Bajkiewicz-Grabowskiej (1) należą bowiem do grupy I, jako mające ograniczający wpływ na uruchamianie ładunku obszarowego (14). Ponadto, w ciągu ostatnich 40 lat w ich użytkowaniu nastąpiły także nieliczne korzystne zmiany, jak na przykład zalesienie znacznych powierzchni byłych gruntów rolnych (5).

Powstrzymywanie procesów eutrofizacji można też przypisywać wiązaniu pierwiastków biogenych przez dopływające do jezior z okolicznych ombrofilnych torfowisk, aktywne kwasy humusowe (34, 35, 36). Niestety, mechanizm ten w ostatnich kilku latach został poważnie zaburzony wskutek przesuszenia torfowisk (34). Jest to prawdopodobnie jeden z powodów obserwowanej desta-



Ryc. 5. Ogólny model reakcji zespołów bentosowych profundalu dymiktycznych jezior (z zaznaczeniem, którym etapom sukcesji odpowiadają poszczególne dimiktyczne jeziora Polesia) na wzrost trofi i/lub pogorszenie warunków tlenowych wskutek zmian stosunku objętości epilimnionu do hypolimnionu. / — wzrost zagęszczenia; \ — spadek zagęszczenia

General model of reaction of benthos associations of lakes profundal (with marked stages of succession to which the particular dimictic lakes of Polesie correspond) to the increase of trophy and/or worsening of oxygen conditions as a result of changes in volume ratio of the epilimnion to the hypolimnion. / — an increase of density; \ — a decrease of density

bilizacji warunków środowiskowych, nawet w najgłębszych jeziorach, z Piasecznem włącznie. Sytuacja ta może w najbliższym czasie doprowadzić do załamania mechanizmów obronnych jezior i do ich degradacji. Stąd też należałoby podjąć pilne kroki celem powstrzymania niekorzystnych procesów. Należą do nich: zmiany w sposobie użytkowania zlewni jezior, dostosowanie ruchu rekreacyjnego nad jeziorami do pojemności rekreacyjnej zbiorników oraz kształtowanie właściwej struktury ichtiofauny w jeziorach (14, 15).

Prezentowane jeziora stanowią ciekawy przykład zmian w zespołach zoobentosowych, jako reakcji na pogarszające się warunki tlenowe. Ich wyrazem było stopniowe zmniejszanie się udziału ilościowego larw *Chironomidae* w jeziorze Piaseczno, wzrost udziału znoszących gorsze warunki tlenowe *Tubificidae* w jeziorach Piaseczno i Rogóźno, a w pozostałych jeziorach zmniejszanie się liczebności *Chironomidae* i *Tubificidae* na korzyść najlepiej przystosowanych do złych warunków tlenowych larw *Chaoborus flavicans*. W jeziorach Bialskim i Czarnym w ostatnich trzech dziesięcioleciach obserwowano spadek zagęszczenia nawet najbardziej odpornych na deficyty tlenowe larw *C. flavicans*. Wydaje się, że spadek ten można przypisać wzrostowi miąższości wód odtlenionych na skutek wzrostu trofii jezior, notowanym zwłaszcza od końca lat 1960., kiedy zaczęto wzbogacać je żyznymi wodami Kanału Wieprz-Krzna.

Podobna do przedstawionej przebudowa struktury zoobentosu w miarę wzrostu trofii i pogarszania się warunków tlenowych zachodziła również w bentosie innych jezior łączyńsko-włodawskich (16), a także w jeziorach północnej Polski (8, 33), szwedzkich (31) i amerykańskich (26), co ideowo przedstawiono na ryc. 5. Trzeba jednak wyraźnie podkreślić, że w omawianych jeziorach pierwotne przyczyny pogorszenia natlenienia przydennych warstw wody mogły wynikać głównie z uwarunkowań morfometrycznych, a nie troficznych. Ponieważ reakcja zoobentosu na zmiany stopnia natlenienia profundalu jest podobna, niezależnie od tego, czy są one spowodowane zmianami w trofii czy też w morfometrii jezior (ryc. 5), nie powinien być on stosowany jako wskaźnik trofii w większości dimiktycznych jezior Polesia.

PIŚMIENNICTWO

1. Bajkiewicz-Grabowska E.: Ocena naturalnej podatności jezior na degradację i rolę zlewni w tym procesie. *Wiad. Ekol.* **33**, 279–289 (1987).
2. Bałaga K., Dobrowolski R., Rodzik J.: Geneza i ewolucja mis jeziorno-torfowiskowych w Poleskim Parku narodowym i jego otulinie — aktualny stan rozpoznania. [w:] *Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie*. Red. S. Radwan, AR Lublin, TWWP, Lublin 1995, s. 24–27.
3. Brinkhurst R. O.: *The Benthos of Lakes*. MacMillan, London 1974.

4. Carlson R. E.: A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**, 361–369 (1977).
5. Chmielewski T., Sielewicz B., Butrym I.: Zmiany strukturalne i funkcjonalne ekosystemów jeziornych na tle zmian struktury ekologicznej rejonu Poleskiego Parku Narodowego w ciągu ostatnich 40 lat. [w:] *Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie*. Red. S. Radwan, AR Lublin, TWWP, Lublin 1995, s. 96–107.
6. Colivaux P.: *Ecology 2*. John Wiley & Sons, Inc., New York 1993.
7. Fijałkowski D.: Szata roślinna jezior Łęczyńsko-Włodawskich i otaczających je torfowisk. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio B* **14**, 131–206 (1960).
8. Giziński A.: Typologia faunistyczna eutroficznych jezior północnej Polski. UMK, Toruń 1974.
9. Gliwicz Z. M., Kowalczewski A.: Epilimnetic and hypolimnetic symptoms of eutrofication in Great Masurian Lakes, Poland. *Freshwat. Biol.* **11**, 425–433 (1981).
10. Janiec B., Turczyński M.: Wiosenno-lletnia faza cyklu termicznego najgłębszych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [w:] *Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska*. Red. Z. Michalczyk, K. H. Wojciechowski, Univ. Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin 1988, s. 59–70.
11. Kajak Z.: *Eutrofizacja jezior*. PWN, Warszawa 1979.
12. Kajak Z., Kacprzak K., Polkowski R.: Chwytnacz rurowy do pobierania prób dna. *Ekol. Pol. ser. B* **11**, 159–165 (1965).
13. Kornijów R.: Symptoms of eutrophication in small dimictic lakes and their profundal zoobenthos. [w:] *Abstracts of Symposium „The dynamics and use of lacustrine ecosystems”*. Helsinki, Finland, 6–10.08. 1990, 11.
14. Kornijów R.: Krajobrazowe i morfometryczne uwarunkowania dimiktycznych jezior Polesia na degradację oraz wskazania dotyczące ich racjonalnego użytkowania i ochrony. [w:] *Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia*. Red. S. Radwan, Wyd. UMCS, Lublin 1996, s. 73–77.
15. Kornijów R., Radwan S., Girsztowtt Z., Jarzynowa B.: Koncepcja ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych Parku Krajobrazowego Pojezierze Łęczyńskie. [w:] *Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych*. Red. S. Radwan, Z. Karbowski, M. Soltys, PTH, AR Lublin, TWWP, PPN, Lublin 1993, s. 99–102.
16. Kornijów R., Radwan S., Kowalik W., Kowalczyk C., Wojciechowska W.: Zmiany jakościowe i ilościowe w biocenozach jezior Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny w latach 1955–94, [w:] *Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie*. Red. S. Radwan, AR Lublin, TWWP, Lublin 1995, s. 63–68.
17. Kowalik W.: Studia faunistyczno-ekologiczne nad wodopójkami (*Hydracarina*) południowo-wschodniej Polski. *Rozpr. Nauk. AR, Lublin* 1984, s. 1–67.
18. Moss B.: *Ecology of Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, London 1993.
19. Lampert W., Sommer U.: *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa 1996.
20. Okruszko H., Churski T., Karpińska J.: Torfowiska i gytowiska w rejonie krasowych jezior grupy Uściwierza na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* **107**, 121–165 (1971).
21. Radwan S., Kornijów R.: Hydrochemiczna i hydrobiologiczna charakterystyka wód powierzchniowych. [w:] *Środowisko przyrodnicze w strefie oddziaływania Kanału Wieprz-Krzna*. Red. S. Radwan, AR Lublin TWWP, 1994, s. 47–58.
22. Radwan S., Kornijów R., Kowalik W., Jarzynowa B., Zwolski W., Kowalczyk C., Popiołek B.: Ecological and fishery characteristics of lakes situated in the future Western Polesie National Park. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio C* **42**, 163–183 (1987).

23. Radwan S., Kornijów R., Kowalczyk C., Popiołek B.: The present ecological state of some lakes in the Łęczna-Włodawa Lakeland. *Folia Soc. Sci. Lubl.* **29**, 63–70 (1987).
24. Radwan S., Kowalczyk C., Podgórski W., Fall J.: Materiały do hydrochemii Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Część III. Właściwości fizyczne i chemiczne. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio C* **28**, 97–116 (1973).
25. Radwan S., Kowalczyk C., Zwolski W., Kornijów R., Kowalik W., Paleolog A., Stępień B.: Wpływ kanału Wieprz-Krzna na eutrofizację wód Jeziora Krasnego na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio C* **37**, 101–113. (1986).
26. Stahl J. B.: The developmental history of the *Chironomid* and *Chaoborus faunas* of Meyers Lake. *Invest. Indiana Lakes & Streams*, **5**, 42–102 (1959).
27. Stangenberg M.: Szkic limnologiczny na tle stosunków hydrochemicznych pojezierza suwalskiego. *IBLP Warszawa, seria A*, **19**, 1–85 (1936).
28. Turczyński M.: Wstępne rozpoznanie stosunków termicznych jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. [w:] *Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior i mokradeł w Polsce*. Red. Z. Churski. UMK, Toruń 1988, s. 120–124.
29. Turczyński M.: Termika wód jeziornych. [w:] *Wybrane zagadnienia wartości i zagrożeń środowiska przyrodniczego jezior Piaseczno i Głębokie na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim*. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej* **19**, 74–95 (1991).
30. Wilgat T.: Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio B* **8**, 37–122. (1954).
31. Wiederholm T.: Bottom fauna and eutrophication in the Large Lakes of Sweden. *Acta Univ. Upps.* **270**, 1–12 (1974).
32. Więckowski K., Wojciechowski I.: Zmiany charakteru limnologicznego jezior sosnowickich. *Wiad. Ekol.* **17**, 239–247 (1971).
33. Wiśniewski R. J., Dusoge K.: The Macrobenthos of 44 Lakes. *Ekol. Pol.* **31**, 429–457 (1983).
34. Wojciechowski I.: Substancje humusowe i ich rola decydująca o funkcjonowaniu ekosystemów wodno-błotnych. [w:] *Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia*. Red. S. Radwan, Wyd. UMCS, Lublin 1996, Suplement, 1–7.
35. Wojciechowski I., Czernaś K., Krupa D.: Biotyczne walory jezior Poleskiego Parku Narodowego i jego otuliny i ich uwarunkowania. [w:] *Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie*. Red. S. Radwan, AR Lublin, TWWP, Lublin 1995, s. 38–45.
36. Wojciechowski I., Górniak A.: Influence of the brown humic and fulvic acids originating from nearby peat bogs on phytoplankton activity in the littoral of two lakes in Mid-Eastern Poland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**, 285–297 (1990).
37. Wojtanowicz J.: O termokrasowej genezie jezior Łęczyńsko-Włodawskich. *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sectio B* **49**, 1–18 (1994).

SUMMARY

The paper aimed at analysing the symptoms of eutrophication in near-surface waters (the visibility of the Secchi disc) and in near-bottom waters (water oxydation) of the six dimictic lakes (Fig. 1, Tab. 1) of the Łęczna-Włodawa Lake District (eastern Poland) as well as at evaluating the typological significance of zoobenthos living in their profundal.

The waters of the lakes epilimnion were characterised by a considerable visibility (from nearly 2 to 5 m) of the Secchi disc, indicating a low trophity of the reservoirs (Fig. 2, Tab. 2). At the same time, however, in the profundal of most of the lakes, except Piaseczno, there was observed summer oxygen depletion typical of strongly eutrophicated reservoirs. The composition of the bottom fauna (except for lake Piaseczno) was also characteristic of eutrophic lakes, and even polytrophic ones (Tab. 3). The similar situation to the present one was at least 40 years ago, when lakes were not yet threatened by eutrophogenic processes (Figs 2 and 3). A hypothesis was posed that oxygen depletion occurred in a very remote past, probably several thousand years ago, as a result of critical volume ratio between the epilimnion and the hypolimnion due to accumulation of bottom deposits and shallowing of lake basins. This led to the situation where the shallowest lakes, of the smallest volume hypolimnion, could not at a certain stage of their existence, during spring circulation, accumulate oxygen supply that would suffice for decomposition processes throughout the whole stagnation period. Therefore, not only trophic ones but first of all morphometric ones are responsible for the composition of zoobenthos in the lakes profundal (except lake Piaseczno). Morphometric factors led to the worsening of oxygen conditions in the lakes, but not yet to a decisive change of their trophic status. Thus zoobenthos should not be used as a trophity indicator because its reaction to the worsening of water oxygenation, whether as a result of water trophity increase or changes in the lake morphometry, is very similar generally.