



Zabieg krótkoterminowej biomanipulacji ekologicznej zastosowany w trzech śródlęśnych płytkich jeziorach

*Robert Czerniawski, Łukasz Ślugocki, Józef Domagała,
Małgorzata Pilecka-Rapacz
Uniwersytet Szczeciński*

1. Wstęp

Charakter zlewni jezior w bardzo istotnym stopniu wpływa na ich stan trofii [20]. Najbardziej widocznym skutkiem nadmiernej trofii zbiornika jest gwałtowne zmniejszenie się przejrzystości wody, które następuje latem, a spowodowane jest przez szybkie namnażanie się glonów [4,7]. Innym symptomem tego procesu jest stopniowe zarastanie misy jeziornej i koryt rzecznych przez makrofitę [21]. Stąd, w celu poprawy jakości wody w tych jeziorach stosuje się zabieg ich rekultywacji [2]. Rekultywacja jezior, prowadząca do ich restauracji może być prowadzona w sposób fizyczny, chemiczny lub biologiczny. Stosunkowo często stosowanym zabiegiem rekultywacji fizycznej jest zastosowanie napowietrzania wód hipolimnionu, prowadzące do wzrostu stężenia tlenu w tej strefie [15]. Kolejnym przykładem zastosowania fizycznego zabiegu jest odprowadzanie wód hipolimnionu poza zlewnię jeziora [14]. Stosunkowo skutecznym, chemicznym zabiegiem rekultywacji wód jest inaktywacja związków fosforu w osadach dennych, przy użyciu koagulantów żelazowych i glinowych [5,11]. Metody fizyczne i chemiczne rekultywacji wód, aczkolwiek stosunkowo skuteczne, są metodami kontrowersyjnymi z uwagi na swoistą inwazyjność i wprowadzanie do środowiska wodnego elementów nienaturalnych.

Jedną z mniej inwazyjnych metod rekultywacji jezior, stosowanych od lat siedemdziesiątych dwudziestego wieku, jest biomanipulacja strukturą troficzną. Podstawowym zadaniem tego zabiegu jest zmiana struktur ilościowych piramidy troficznej, prowadzącego do zmniejszenia populacji ryb karpiowatych i tym samym zwiększenie populacji zooplanktonowych organizmów filtrujących wodę z zakwitów fitoplanktonu [18]. Biomanipulacja, jak każda metoda rekultywacji jezior prowadzona może być także na wiele sposobów. Najbardziej kontrowersyjnym sposobem biomanipulacji jest całkowita eliminacja ryb ze zbiornika przez ich wytrucie rotenonem [12]. Innym sposobem jest eliminacja ryb karpiowatych przez ich intensywne odłowy sieciami [13]. Jednak najpospolitszym i najbardziej uznanym sposobem biomanipulacji jest zarybianie jezior drapieżnymi gatunkami ryb, w ilościach dużo większych niż zakładanych w gospodarce rybackiej [18]. Duży udział drapieżników w jeziorach poddanych takiej biomanipulacji jest korzystny dla ekosystemu jeziora, ze względu na naturalną selekcję drobnych ryb karpiowatych. Zabieg wprowadzenia drapieżników do jeziora powinien być przeprowadzony w sposób odpowiedzialny po uwzględnieniu wielu aspektów hydrobiologicznych m.in. kompozycja ichtiofauny, zooplanktonu, charakterystyka czynników fizyko-chemicznych oraz biologicznych, w szczególności zawartość fosforu i chlorofilu a.

W zabiegu tak rozumianej biomanipulacji ważne jest aby eliminacja ryb karpiowatych przez ryby drapieżne odbywała się w każdej strefie jeziora. Gołdyn [6] pisze, że częstą reakcją narybku ryb karpiowatych na żerowanie szczupaka, jest przemieszczanie się jego do pelagialu, co wymaga zwiększenia obsady narybku szczupaka lub zastosowania dodatkowych zarybień narybkiem sandacza. Stąd aby uniknąć możliwości schronienia się przez ryby karpiowate w pelagialu należy zastosować w biomanipulacji narybek szczupaka, żerujący w litoralu i narybek sandacza żerujący w pelagialu.

Najczęstszą przyczyną eutrofizacji jest spływ nieoczyszczonych ścieków bezpośrednio do wód jezior i rzek, lub nadmierny spływ związków biogenych ze zlewni rolniczej [20]. Ponadto, niekorzystne warunki morfometryczne i hydrologiczne zbiorników wodnych, które zmniejszają pionowe mieszanie wody, co z kolei prowadzi do znacznego wzrostu produkcji pierwotnej, również sprzyjają nadmiernej eutrofizacji [19].

Leśne jeziora z uwagi na dalszą odległość od aglomeracji i pól uprawnych są w mniejszym stopniu narażone na degradację ze strony człowieka. Właściwie jedynym niekorzystnym czynnikiem ludzkim jaki na nie obecnie działa może być presja wędkarka. Poza tym, nie są w większym stopniu narażone na degradację ze strony człowieka. Stąd, ze względu na brak zanieczyszczeń i względną stabilizację ekosystemu jeziora śródlęsne są dobrym miejscem do przeprowadzenia biomanipulacji na poziomie ekologicznym.

Celem niniejszych badań było określenie skuteczności krótkoterminowego zabiegu biomanipulacji ekologicznej, polegającej na zarybieniu trzech płytkich, śródlęsnych jezior narybkiem letnim szczupaka i sandacza.

2. Teren i metodyka badań

Badania prowadzono na trzech wybranych jeziorach znajdujących się w zlewni środkowej Drawy: Czarne (8 ha), Rybnica (13 ha) i Krzywy Róg (19 ha) (rys. 1). Wszystkie jeziora są płytkie, polimiktyczne, czyli mieszające się kilka razy w ciągu roku. Z uwagi na lokalizację w dalszej odległości od siedzib ludzkich, nie są narażone na wpływ antropogeniczny, w postaci zrzutu nieoczyszczonych ścieków. Obszar ich zlewni jest w przeważającej części (ponad 80%) obszarem leśnym, głównie lasem iglastym. Wykorzystywane są jedynie wędkarsko.



Rys. 1. Teren badań (Jezioro Rybnica, Jezioro Czarne, Jezioro Krzywy Róg)
Fig. 1. Study area (Rybnica Lake, Czarne Lake, Krzywy Róg Lake)

W latach 2012–2014, w celu przeprowadzenia zabiegu biomanipulacji wsiedlano do tych jezior narybek letni szczupaka i sandacza w liczbie, odpowiednio 200 sztuk i 150 sztuk na 1 hektar powierzchni jeziora. W wyniku tego zabiegu co rok (przez 3 lata) do jeziora Czarnego wsiedlano 1600 sztuk szczupaka i 1200 sztuk sandacza, do jeziora Rybnica wsiedlano 2600 sztuk szczupaka i 1950 sztuk sandacza a do jeziora Krzywy Róg wsiedlano 3800 sztuk szczupaka i 2850 sztuk sandacza.

W celu oceny wpływu zastosowanego zabiegu biomanipulacji na zmiany zachodzące pod jej wpływem, przeprowadzono badania kontrolne analizowanych jezior. W sierpniu 2011, na rok przez zastosowaniem zabiegu biomanipulacji wykonano badania podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wód powierzchniowych oraz badania zooplanktonu i ichtiofauny zasiedlającej każde jezioro. Takie same badania wykonano w sierpniu 2014, po zastosowaniu zabiegu.

Badania ichtiofauny prowadzono wg normy EN 14757, przy użyciu sieci nordyckich litoralowych (bentosowych). Sieć nordycką litoralową stanowił wonton o długości 30 m, 1,5 m wysokości, złożony z 12 paneli o następujących wymiarach oczka: 30, 36, 5, 18, 25, 15, 8, 55, 10, 6, 20, 45 mm [1]. Każdorazowo połowów dokonywano w 2 miejscach jeziora różniących się cechami morfometrycznymi (m.in. ukształtowaniem dna) oraz fitocenoz wodnych. Wszystkie ryby z połowów były mierzone przy pomocy linijki (z dokładnością do 1 mm), oraz ważone na elektronicznej wadze z dokładnością do 1g i klasyfikowane pod względem gatunku. Uzyskane dane umożliwiły określenie struktury jakościowej i biomasy ichtiofauny, oraz podstawowych danych biologicznych na temat każdego ze złowionych gatunków ryb.

Próby zooplanktonu pobierano z powierzchniowej warstwy wody, w dwóch płaszcach każdego jeziora, w najgłębszym ich miejscu siatką planktonową o średnicy oczka 30 μm . Próbkę stanowił zooplankton przedczony przez tą siatkę z 50 litrów wody. Próby zagęszczono w 100 mL 4% roztworu formaliny. Zawartość próbek przeanalizowano przy użyciu komór Sedgwick-Raftera w dziesięciu podpróbach po 5 mL. Do identyfikacji organizmów posłużył mikroskop Nikon Eclipse 50i. Wyniki przedstawione w niniejszej pracy są wartościami średnimi. Do określenia liczebności posłużono się danymi z warstwy powierzchniowej. W miejscach poboru próbek zooplanktonu, zawartość rozpuszczonego O_2 , pH, przewodność elektrolityczna, zawartość chlorofilu a, NH_4 , NO_3 , za-

wartość chlorków i substancji rozpuszczonych były zmierzone sondą Hydrolab S5 (USA). Widzialność krążka Secchiego była zmierzona krążkiem Secchiego firmy LIMNOS.

Istotność różnic w składzie ichtiofauny, struktur zooplanktonu oraz czynników fizyko-chemicznych pomiędzy okresem przed i po biomanipulacji była testowana nieparametrycznym *testem U* Manna Withneya (Statistica 10).

3. Wyniki

3.1. Warunki fizyko-chemiczne

Nie zaobserwowano istotnych różnic w wartościach parametrów fizyko-chemicznych pomiędzy okresem przed i po biomanipulacji. Zaobserwowano jedynie niewielkie i wydaje się, że nieistotne zmiany w wartościach tych parametrów po zabiegu biomanipulacji. W jeziorach Krzywy Róg i Czarne jezior zarówno przed i po zabiegu biomanipulacji obserwowano wysokie wartości parametrów, szczególnie rozpuszczonego tlenu, pH, chlorofilu a oraz widzialności krążka Secchiego, na które wpływ miały zakwity glonów planktonowych. Tak wysokie wartości tych parametrów są często notowane w jeziorach o wysokim stopniu zeutrofizowania. W jeziorze Czarnym wartości tych parametrów były znacznie niższe, głównie z uwagi na charakter tego zbiornika, który należy do jezior dystroficznych.

Tabela 1. Wartości parametrów fizyko-chemicznych w badanych jeziorach przed i po biomanipulacji.

Tabela 1. Values of physico-chemical variables in lakes examined before and after biomanipulation

Parametr	Temperatura	Rozpuszczony tlen	pH	Przewodność	Chlorofil <i>a</i>	Amoniak	Amoniak TOT	Azotany	Chlorki	Rozpuszczone substancje	Widzialność krążka Secchi
Jednostka	(°C)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(μS cm ⁻²)	(μg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(m)
Przed – 2011											
Czarne	21,2	6,52	7,58	102	4	0,11	0,15	31	354	0,341	0,40
Krzywy Róg	21,3	9,38	9,12	283	13	0,18	0,25	56	211	0,225	0,75
Rybnica	21,5	10,5	9,84	331	28	0,24	0,31	68	250	0,256	0,50
Po – 2014											
Czarne	20,7	5,86	7,25	115	3	0,09	0,12	36	341	0,332	0,45
Krzywy Róg	20,5	9,85	9,44	306	16	0,20	0,26	54	226	0,214	0,80
Rybnica	20,4	9,46	9,72	315	24	0,25	0,33	59	238	0,229	0,60

3.2. Struktura ichtiofauny

Jezioro Czarne

Masa i długość złowionych gatunków ryb nie różniła się istotnie statystycznie przed i po zastosowaniu zabiegu biomanipulacji ($P < 0,05$). Po zabiegu zaobserwowano jedynie obecność 1 osobnika jazgarza (tabela 2). Największą średnią masę w jeziorze Czarnym w obydwu okresach stanowił leszcz (tabela 2). Następnym w kolejności gatunkiem była płoć. Najmniejszą wartość masy, średnio w każdej sieci stanowiła wzdręga i jazgarz. W obu okresach w masie ryb dominowały ryby łowione w moduł 4, 6 i 11 (odpowiednio oczka sieci: 18 cm, 15 cm i 6 cm), o średniej długości 13,4 cm, stanowiąc łącznie prawie 90% biomasy wszystkich złowionych ryb.

Tabela 2. Średnia łączna masa (g) i średnia długość (cm) gatunków ryb we wszystkich modułach sieci nordyckiej, złowionych w jeziorze Czarnym przed i po zabiegu biomanipulacji

Table 2. Mean total mass (g) and mean length (cm) of fish species in all nordic modules, caught in the Czarne lake before and after biomanipulation

Przed – 2011			Po – 2014		
Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)	Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)
Krąp	72,5	13,1	Krąp	89,6	13,5
Leszcz	290,0	17,2	Leszcz	246,5	16,7
Okoń	16,3	8,2	Okoń	16,3	10,1
Płoć	512,0	12,3	Płoć	478,5	12,2
Wzdręga	55,5	15,9	Wzdręga	68,0	13,8
			Jazgarz	9,5	5,0

Jezioro Rybnica

Podobnie jak, w przypadku j. Czarnego, masa i długość złowionych gatunków ryb z j. Rybnica nie różniły się istotnie pomiędzy okresem przed i po zastosowaniu zabiegu biomanipulacji ($P < 0,05$). Po zabiegu zaobserwowano jedynie obecność ciernika, którego nie notowano wcześniej (tabela 3). W jeziorze Rybnica największą średnią masę złowionych gatunków ryb w stanowiła płoć (tabela 3). Równie wysokimi wartościami tych parametrów charakteryzowała się ukleja, krąp i okoń. Po zabiegu biomanipulacji zanotowano dwukrotnie większą biomasę szczupaka, lecz jak widać nie wpłynął on na biomasę innych gatunków

ryb karpiovatych. Różanka i ciernik odznaczały się najmniejszymi wartościami biomasy. W obu okresach w masie ryb dominowały ryby łowione w modułach 4, 6, 9 i 11 (odpowiednio oczka sieci: 18 cm, 15 cm, 10 cm i 20 cm), o średniej długości 12,2 cm, stanowiąc łącznie prawie 70% biomasy wszystkich złowionych ryb.

Tabela 3. Średnia łączna masa (g) i średnia długość (cm) gatunków ryb we wszystkich modułach sieci nordyckiej, złowionych w jeziorze Rybnica przed i po zabiegu biomanipulacji

Table 3. Mean total mass (g) and mean length (cm) of fish species in all nordic modules, caught in the Rybnica lake before and after biomanipulation

Przed – 2011			Po – 2014		
Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)	Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)
			Ciernik	5,0	4,5
Krąp	1098,0	12,2	Krąp	886,2	12,5
Okoń	851,6	14,2	Okoń	960,0	14,4
Płoc	1334,0	13,8	Płoc	1423,5	13,5
Różanka	7,0	6,5	Różanka	17,0	6,2
Szczupak	469,0	41,5	Szczupak	1030,5	45,5
Ukleja	1289,0	11,9	Ukleja	956,5	11,4
Wzdreęga	21,0	10,0	Wzdreęga	31,0	11,0

Jezioro Krzywy Róg

Podobnie jak, w poprzednich jeziorach masa i długość złowionych gatunków ryb z j. Krzywy Róg nie różniły się istotnie pomiędzy okresem przed i po zastosowaniu zabiegu biomanipulacji ($P < 0,05$). Największą średnią masę złowionych ryb w jeziorze Krzywy Róg stanowiła płoc (tabela 4). Następnymi w kolejności gatunkami, pod względem masy były ukleja, leszcz, szczupak, krąp, a więc głównie ryby karpioвате (za wyjątkiem szczupaka). Po zastosowaniu biomanipulacji nie obserwowano już karasia, za to zanotowano obecność sandacza. Najmniejszą wartość masy po zabiegu biomanipulacji stanowiła wzdreęga. W obu okresach w masie ryb dominowały ryby karpioвате łowione w modułach 4, 6, 10 i 12 (odpowiednio oczka sieci: 18 cm, 15 cm, 6 cm i 45 cm), o średniej długości 12,20cm, stanowiąc łącznie prawie 60% biomasy wszystkich złowionych ryb.

Tabela 4. Średnia masa (g) i średnia długość (cm) gatunków ryb we wszystkich modułach sieci nordyckiej łącznie, złowionych w jeziorze Krzywy Róg

Table 4. Mean total mass (g) and mean length (cm) of fish species in all nordic modules, caught in the Krzywy Róg lake before and after biomanipulation

Przed – 2011			Po – 2014		
Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)	Gatunek	Masa (g)	Długość (cm)
Jazgarz	80,5	8,5	Jazgarz	96,4	8,9
Karaś	5,0	6,0			
Krąp	2086,0	12,7	Krąp	1853,5	13,1
Leszcz	1981,5	16,1	Leszcz	2088,6	15,5
Lin	407,5	17,3	Lin	300,0	16,5
Okoń	1769,5	12,0	Okoń	1820,5	12,3
Płoc	4527,9	12,5	Płoc	4226,8	12,6
Różanka	123,4	5,5	Różanka	175,5	5,8
			Sandacz	402,2	38,0
Szczupak	2282,0	40,0	Szczupak	1880,5	38,5
Ukleja	2952,7	9,0	Ukleja	3139,5	9,8
Wzdręga	40,5	11,8	Wzdręga	28,6	11,2

3.3. Kompozycja zooplanktonu

W żadnej z grup zooplanktonu nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie w liczebności pomiędzy okresem przed i po zabiegu biomanipulacji ekologicznej ($P < 0.05$). Statystycznie, średnie wartości liczebności były podobne w obu okresach (tabela 5). Zdecydowanie największą liczebnością charakteryzowały się *Rotifera* stanowiąc przed biomanipulacją od 86% liczebności zooplanktonu w jeziorze Czarnym do ponad 95% w jeziorze Krzywy Róg, a po biomanipulacji od 81% liczebności zooplanktonu w jeziorze Czarnym do ponad 95% w pozostałych dwóch jeziorach. Wśród *Rotifera* zdecydowanymi dominantami ilościowymi były gatunki charakterystyczne dla wód o wysokiej trofii stanowiąc w każdym jeziorze przed i po zabiegu biomanipulacji przynajmniej 80% liczebności wszystkich *Rotifera*. *Cladocera* były jedyną grupą zooplanktonu, w której zanotowano widoczne zmiany liczebności po zabiegu biomanipulacji, choć zmiany te nie były istotne statystycznie. Po zabiegu biomanipulacji liczebność *Cladocera* wzrosła o 47% w jeziorze Czarnym, o 67% w jeziorze Krzywy Róg i o 31% w jeziorze Rybnica. Przed zabiegiem biomanipulacji udział *Cladocera* w liczebności zooplanktonu

wynosił od 0,5% w jeziorze Krzywy Róg do 4% w jeziorze Czarnym, natomiast po zabiegu biomanipulacji udział *Cladocera* w liczebności zooplanktonu wynosił od 1,2% w jeziorze Krzywy Róg do 7,6% w jeziorze Czarnym. Spośród taksonów *Copepoda* stosunkowo wysoką liczebnością odznaczały się jedynie *Nauplii* stanowiąc przed zabiegiem biomanipulacji 1% liczebności zooplanktonu w jeziorze Krzywy Róg do 6,7% w jeziorze Czarnym, natomiast po zabiegu biomanipulacji od 0,7% w jeziorze Krzywy Róg do 10,3% w jeziorze Czarnym.

Tabela 5. Średnia liczebność zooplanktonu w badanych jeziorach przed i po biomanipulacji (osob. l⁻¹)

Table 5. Mean abundance of zooplankton in lakes examined before and after biomanipulation (ind. l⁻¹)

Jezioro	Rotifera	Cladocera	Copepoda	Nauplii Copepoda	Kopepodit Copepoda	Suma
Przed – 2011						
Czarne	204	9	2	16	1	232
Krzywy Róg	856	4	1	28	3	892
Rybnica	2749	85	5	28	11	2878
Po – 2014						
Czarne	179	17	1	23	3	222
Krzywy Róg	921	12	1	32	1	966
Rybnica	3350	124	6	26	13	3519

4. Dyskusja

Jednym z celów biomanipulacji jest uzyskanie znaczącego spadku biomasy ryb karpiowatych, w celu wzrostu biomasy wioślarek filtrujących wodę z komórek fitoplanktonu [18]. W przypadku niniejszej pracy, zarybienia szczupakiem i sandaczem miały doprowadzić do wzrostu populacji ryb drapieżnych i tym samym do spadku liczebności ryb karpiowatych, przez ich naturalne wyżerowywanie przez ryby drapieżne.

Jak pokazują wyniki badań, stan fizyko-chemiczny i biologiczny jezior poddanych biomanipulacji nie zmienił się istotnie statystycznie. Jednakże pod względem wszystkich badanych parametrów, nastąpiła niewielka poprawa w strukturze ilościowej zooplanktonu. Pomimo braku istotnych statystycznie zmian, wskaźniki zooplanktonowe, a szczególnie liczebność wioślarek wykazują widoczną zmianę. Po analizie wszystkich danych można wnioskować, że zastosowana metoda biomanipulacji

w ciągu 3 lat nieco wpłynęła na poprawę warunków troficznych badanych jezior i w konsekwencji na poprawę jakości wody. Zakładać można kilka hipotez, według których zabieg biomanipulacji zastosowany w badanych jeziorach nie wpłynął znacząco na zmiany parametrów fizykochemicznych i biologicznych, a mianowicie: 1) trzyletni zabieg biomanipulacji był zbyt krótki, 2) zarybiano zbyt małą liczbą ryb drapieżnych, 3) śmiertelność wsiedlanego narybku letniego szczupaka i sandacza była zbyt duża, 4) zarybiano niewłaściwymi stadiami materiału zarybieniowego, 5) wykorzystanie sieci nordyckich nie odzwierciedlało rzeczywistego stanu zmian jakościowych i ilościowych ichtiofauny przed i po zabiegu biomanipulacji.

Pierwsze przypuszczenie odnośnie zbyt krótkiego czasu biomanipulacji zgadza się z założeniami pracy Gołdyna i innych [6]. Głoszą oni, że zabieg biomanipulacji powinien trwać kilka lat, aż do momentu pojawienia się w jeziorze roślinności zanurzonej, która umożliwi sukces rozrodczy ryb drapieżnych. W jeziorach Czarne, Krzywy Róg i Rybnica nie zaobserwowano po zabiegu biomanipulacji roślinności zanurzonej, stąd wydaje się, że zabieg biomanipulacji powinien być kontynuowany przez znacznie dłuższy czas niż trzy lata. Drugie przypuszczenie odnośnie zarybień zbyt małą liczbą szczupaka i sandacza, również wydaje się być w pewnym stopniu trafne. Bowiem, najkorzystniejsze jest zarybianie dużą ilością ryb drapieżnych. Prejs i inni [16] oraz Gołdyn i Mastyński [9] podają, że zalecana ilość wpuszczanego narybku szczupaka wynosi nawet 1000 osob./ha. Jednak wpuszczanie takich ilości musi być wykonane po przeprowadzeniu wielu badań fizykochemicznych i hydrobiologicznych i powinno być przeprowadzone w sposób niezwykle odpowiedzialny. Zbyt duża ilość ryb drapieżnych może doprowadzić do sprzężenia zwrotnego zakłócającego proces biomanipulacji, którym jest reakcja ryb karpiovatych na zmniejszanie się ich populacji [6]. Większa ilość zooplanktonu wywołana zabiegiem zarybienia drapieżnikami, prowadzi paradoksalnie do zwiększenia bazy pokarmowej, w postaci wioślarek, dla młodych ryb karpiovatych. Prowadzi to w konsekwencji do ich szybszego wzrostu i lepszej reprodukcji, a w konsekwencji do pogorszenia statusu troficznego jeziora [16,17]. W tym wypadku nawet całkowite usunięcie ryb karpiovatych nie przyniesie wymiernego efektu, ponieważ wrócą one do jeziora dopływami, a natrafiając na dobre warunki pokarmowe w postaci wioślarek zasiedlą ponownie ten zbiornik, zwiększając swoją populację [8,17]. Stąd, uwzględniając kwestię bezpieczeństwa w niniej-

szym doświadczeniu jako pierwszą obsadę postanowiono zastosować 200 szt. narybku letniego szczupaka i 150 sztuk narybku letniego sandacza na hektar. Kolejnym powodem niewielkich efektów biomanipulacji w badanych jeziorach mogła być wysoka śmiertelność wpuszczanych ryb drapieżnych, gdyż nie notowano ich odpowiedniej biomasy w odłowach sieciowych. Gołdyn [6] i Szczerbowski [22] twierdzą, że śmiertelność, użytego do zabiegów biomanipulacyjnych narybku letniego sandacza i szczupaka może sięgać nawet 95%. Dlatego zaleca się zastosowanie dużej ilości podchowanego narybku gatunków drapieżnych. Ważne również jest aby narybek szczupaka miał długość bliską 10 cm, gdyż ta wielkość umożliwia mu odżywanie się narybkiem ryb karpiowatych [6]. W przypadku niniejszych badań, zarówno narybek szczupaka i sandacza zastosowany do zarybień był wcześniej podchowany, a narybek szczupaka i sandacza był w odpowiednim stadium i miał odpowiednie rozmiary aby móc odżywiać się rybami karpiowatymi. Więc, wytłumaczenie niewymiernych wyników w tym aspekcie jest trudne. Gołdyn [6] twierdzi, że uzyskanie pozytywnego wpływu biomanipulacji na jakość wody jest możliwe przy jednoczesnym zastosowaniu kilku metod rekultywacyjnych, np. zastosowania biomanipulacji wspartej dawkowaniem niewielkich ilości koagulantu żelazowego (PIX-112) [5]. Jednak, stosowanie inwazyjnej metody, do których należy aplikacja koagulantów, jest niezasadnym celem poprawy jakości wód w zbiornikach śródlęśnych, gdzie wpływ człowieka jest właściwie niezauważalny. Stąd, autorzy niniejszej pracy uważają, że w takich jeziorach powinno się stosować tylko metody nieinwazyjne, do których można zaliczyć zabieg biomanipulacji. Innym niekontrolowanym przez nas czynnikiem w badanych jeziorach mogła być presja wędkarska. Ryby drapieżne są bardzo preferowanym obiektem połowu przez wędkarzy. Badania presji wędkarskiej w zlewni Drawy potwierdzają ten fakt [3]. Istotnym czynnikiem wzrostu trofii w jeziorach mogą być stosowane na szeroką skalę zanęty wędkarskie [23], a dodatkowo, z wywiadów z wędkarzami z lokalnego koła wędkarskiego PZW wynika, że presja wędkarska na te zbiorniki jest bardzo mała, głównie ze względu na małą atrakcyjność tych akwenów pod kątem dużych okazów ryb.

Bardzo prawdopodobnym powodem wykazania niewielkich zmian w składzie ichtiofauny po zastosowaniu zabiegu biomanipulacji mogło być zastosowanie niewłaściwej, aczkolwiek zalecanej metody

oceny stanu ichtiofauny przy użyciu zestawów nordyckich. Heese i wsp. [10] twierdzą, że stosowanie zestawów nordyckich nie pokazuje rzeczywistego stanu ichtiofauny w jeziorze, a opieranie się tylko na wynikach uzyskanych dzięki tej metodzie jest niewłaściwe. W wontony nordyckie łowione są głównie osobniki drobne, migrujące w poszukiwaniu pokarmu, natomiast duże osobniki gatunków drapieżnych nie są łowione zbyt często. Stąd, stosując zestawy nordyckie, powinno się dodatkowo stosować wontony niepanelowe o wielkości oczka 30 i 70 mm. Opierając się na powyższych stwierdzeniach można wnioskować, że wpuszczany do jezior szczupak i sandacz mimo wszystko nie ulegał tak wysokiej śmiertelności, jak wspomniano wyżej. Jego brak w połowach sieciami nordyckimi był spowodowany niedoskonałością tej metody w ocenie aktualnego składu ichtiofauny.

5. Podsumowanie

W porównaniu do badań wykonanych przed zabiegiem biomanipulacji, w roku 2014 nie zanotowano zdecydowanego wzrostu liczebności ryb drapieżnych, na co mogło wpływać wiele czynników, jednak najbardziej prawdopodobnym było zastosowanie nie do końca właściwej metody oceny składu ichtiofauny. Nie zaobserwowano również istotnego spadku stężenia chlorofilu *a* w wodzie, który w analizowanych przez nas, przynajmniej dwóch jeziorach był wskaźnikiem wysokiej koncentracji komórek fitoplanktonu. Zaobserwowano za to wyraźną, choć nieistotną statystycznie zmianę w zagęszczeniu wioślarek filtrujących. Wydaje się więc, że w wodach jezior, pojawił się niewielki efekt zabiegu biomanipulacji, głównie z powodu zbyt krótkiego czasu zabiegu, aby zmiany były istotne. W celu kontynuacji biomanipulacji rybackich w kolejnych latach i uzyskania poprawy jakości wody, należałoby w dalszym ciągu zarybiać te jeziora narybkiem letnim, a nawet narybkiem jesiennym sandacza i szczupaka, w znacznie większej obsadzie, nawet do 1000 szt/ha. Oprócz tych gatunków do jezior można wprowadzać corocznie węgorza, w postaci węgorza obsadowego. W przypadku pozostałych ryb, w szczególności ryb karpiowatych, należałoby wprowadzić zakaz zarybiania lub drastycznie ograniczyć ten zabieg. Ponadto, w celu ochrony zbiornika przed uwalnianiem nutrientów zawartych w zanętach wędkarskich, powinno się wprowadzić bezwzględny zakaz zanęcania. Należy, również rejestrować połowy wędkarskie i prowadzić monitoring stada i cech bio-

logicznych ryb, poprzez badania struktury gatunkowej, ich kondycji, struktury długości i wieku oraz tempa wzrostu. Ostatecznie, można uznać, że w płytkich, wysoko zeutrofizowanych jeziorach leśnych, zabieg biomanipulacji w postaci wpuszczania ryb drapieżnych może być zabiegiem wystarczającym do skutecznej poprawy jakości wody.

Literatura

1. **Appelberg M.:** *Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets*. Fiskeriverket Information, 1 (2000).
2. **Brandyk A., Majewski G.:** *Modeling of Hydrological Conditions for the Restoration of Przemkowsko-Przeclawskie Wetlands*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 15, 371–391 (2013).
3. **Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.:** *Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzanych miogenów w zanętach w wodach zlewni środkowej i dolnej Drawy*. Roczniki Naukowe PZW, 23, 119–130 (2010).
4. **Dunalska J., Zieliński R., Bigaj I., Szymański D.:** *Indicators of Changes in the Phytoplankton Metabolism in the Littoral and Pelagial Zones of a Eutrophic Lake*. Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 15, 621–636 (2013).
5. **Gawrońska H., Brzozowska R., Grochowska J., Lossow K.:** *Effectiveness of PAX and PIX coagulants in phosphorus reduction in a lake – laboratory experiments*. Limnological Review. 1, 73–82 (2001).
6. **Goldyn R.:** *Biomaniuplacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji*. Przegląd Komunalny, 6, 4–8 (2007).
7. **Goldyn R., Kowalczevska-Madura K.:** *Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland*. Journal of Plankton Research. 30, 33–42 (2008).
8. **Goldyn R., Kozak A., Romanowicz W., Grześkowiak K., Starczewska-Porada B.:** *Phytoplankton – zooplankton interaction in the newly-restored Maltański Reservoir*. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 26, 483 (1997).
9. **Goldyn R., Mastysiński J.:** *Biomaniupulation in the Maltański Reservoir*. International Review of Hydrobiology. 83, 393–400 (1998).
10. **Heese T., Perkowski J., Komorowski J., Strzałkowski Ł.:** *Wstępne wyniki monitoringu ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wontonów jako narzędzia prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej*. W: Mickiewicz M., Wołos A. (red.) *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku*. IRŚ. Olsztyn, 83–95 (2014).

11. **Kozak A., Goldyn R.:** *Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltański Reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment.* Journal of Plankton Research. 26, 37–47 (2004).
12. **Langeland A.:** *Biomanipulation development in Norway.* Hydrobiologia. 200/201, 535–540 (1990).
13. **Meijer M-L.:** *Biomanipulation in the Netherlands, 15 years of experience.* Riza Holland 2000.
14. **Mientki C.:** *Chemical properties of Kortowskie Lake waters after an 18 years' experiment on its restoration. Part I. Temperature and oxygen content of water.* Polish Archives of Hydrobiology. 24, 1–12 (1977).
15. **Podsiadłowski S.:** *Wykorzystanie energii wietrznej w rekultywacji jezior.* Czysta Energia, 4, 14–15 (2002).
16. **Prejs A., Martyniak A., Baroń S., Hliwa P., Koperski P.:** *Food web manipulation in a small eutrophic lake Werbel, Poland: effect of stocking with juvenile pike on planktivorous fish.* Hydrobiologia, 275/276, 65–70 (1994).
17. **Prejs A., Pijanowska J., Koperski P., Martyniak A., Baroń S., Hliwa P.:** *Food web manipulation in a small eutrophic lake Werbel, Poland: effect long-term changes in fish biomass and basic measures of water quality. A case study.* Hydrobiologia. 342, 377–381 (1997).
18. **Shapiro J., Lamarra V., Lynch M.:** *Biomanipulation, an ecosystem approach to lake restoration.* [In]. Brezonik P.L., Fox J.L. (ed.) Proc. Symp. Water quality management through biological control. Univ. Florida Gainesville 1975.
19. **Ślugocki Ł., Czerniawski R., Krepski T., Domagała J., Pilecka-Rapacz M.:** *Zooplankton of three suburban lakes in relation to selected environmental conditions.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection). 14, 146–160 (2012).
20. **Smal H., Kornijów R., Ligęza S.:** *The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie Region, eastern Poland),* Polish Journal of Ecology. 53, 313–327 (2005).
21. **Stephen D., Moss B., Phillips G.:** *Do rooted macrophytes increase sediment phosphorus release?* Hydrobiologia. 342/343, 27–34 (1997).
22. **Szczerbowski J.:** *Rybacktwo śródlądowe.* IRŚ, Olsztyn 1993.
23. **Wolos A., Mioduszevska H.:** *Wpływ stosowania przez wędkarzy zanęt na efekty wędkowania i bilans miogenów ekosystemów wodnych.* Komunikaty Rybackie. 1, 23–27 (2003).

Results of Short-Term Ecological Biomanipulation in Three Forest Shallow Lakes

Abstract

A crucial factor affecting the rate of eutrophication is the characteristics of the catchment area of lakes. The most visible result of excessive eutrophication is rapidly deteriorating transparency of waters in the summer which is caused by rapid development of planktonic algae. Another symptom of this process is gradual overgrowth of water reservoirs and watercourses by macrophytes. Hence, in order to improve the quality of water in these lakes the renovation treatment is applied. Lakes restoration can be made in many ways: physical, chemical and biological. The chemical and physical methods of lakes restoration are invasive and controversial. However, one of the relatively not invasive methods of lakes restoration is ecological biomanipulation. The goal of biomanipulation is to reduce the concentration of harmful phytoplankton, by the stocking of predatory fish triggers a trophic cascade with decreases in the biomass of smaller-bodied fish, e.g. cyprinids, increases in the biomass of herbivorous zooplankton, and decreases in the biomass of harmful phytoplankton. In some cases plankton-eating fish have been removed directly by lake managers. In addition, the removal of bottom-feeding fish from shallow lakes leads to increases in rooted vegetation and increased water clarity as the rooted plants stabilize the sediments. This transition involves a trophic cascade, as herbivorous zooplankton increase in biomass and consume phytoplankton, but also involves the direct effects of rooted vegetation on sediment stability and nutrient cycling. The most frequent cause of fast eutrophication is the runoff of untreated sewage directly into the waters of lakes and rivers or the excessive runoff of biogenic compounds from agricultural catchment areas. Forest lakes because of far distance from agglomeration and agricultural areas are in lesser extent exposed on the human pressure. Generally, one unfavorable variable affected these lakes is angling pressure. Thus, due to the lack of pollution and the relative stabilization of the mid-forest lakes they are a good place to conduct the ecological biomanipulation. The aim of the present study was to determine the short-term biomanipulation effectiveness in three shallow forest lakes. Biomanipulation was performed by stocking in 2012 to these lakes a summer fry of pike (200 ind. ha⁻¹) and zander (150 ind. ha⁻¹). Before the biomanipulation (in 2011) a control study of physic-chemical parameters, ichthyofauna and zooplankton composition were made. After the biomanipulation (in 2014) the same control study were conducted. Before and after the biomanipulation period significant changes in values of physic-chemical variables were not observed. Sim-

ilarly, a slight changes in ichthyofauna composition between these two period occurred. The roach and bream were the biomass dominants. Only the zooplankton composition obtained pronounced changes, but statistically not significant. The most visible differences in zooplankton abundance concerned cladocerans – group that the most affect the phytoplankton decreasing. After the biomanipulation abundance of cladocerans increased from 31% to 67%. According to the results, it can be concluded that the biomanipulation time in study lakes was too short to make significant changes. To get a better effect of biomanipulation a successive stocking with summer or autumn fry of pike and zander should be conducted, even in 1000 ind. ha⁻¹. Finally, we can assume that in the forest, shallow, highly eutrophic lakes a biomanipulation with predatory fish may be sufficient for their effective restoration.

Słowa kluczowe:

rekultywacja jezior, biomanipulacja, struktura troficzna

Keywords:

Lake restoration, biomanipulation, trophic structure