

ADAM DUBAS

Zakład Hydrobiologii
Uniwersytetu Adama Mickiewicza
Poznań

BIOMANIPULACJA W EKOSYSTEMACH JEZIORNÝCH. O PEWNÝM PRZYKŁADZIE DZIAŁAŃ PRAKTYCZNYCH W BIOLOGII

Wstęo

Postęoująca eutrofizacja wód śródlądowych stanowi w Polsce, a także na całym świecie, problem, nad rozwiązaniem którego ołowi się wielu naukowców z różnych dziedzin. Jezioro jest ekosystemem wyraźnie izolowanym [10], przez co nadmierny dopływ pierwiastków biofilnych, głównie fosforu i azotu, zwiększa produkcję glonów planktonowych i zmienia strukturę ich zespołów, powodując zjawisko powszechnie zwane jako „zakwity wody”. Zwiększona produkcja glonów nie może być w pełni użytkowana przez konsumentów ani rozłożona przez bakterie, co prowadzi do zakłóceń normalnego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Efektem tych zmian jest taka jakość wody, która uniemożliwia użytkowanie jej do celów konsumpcyjnych, rekreacyjnych, a nawet przemysłowych. Stosowane obecnie techniki odnowy jezior polegają głównie na mechanicznym usuwaniu osadów dennych i przydennych warstw wody, mieszaniu wody w celu likwidacji stratyfikacji, a także na aeracji (napowietrzaniu). Wymienione metody są pracochłonne i kosztowne, a stosowane w większych zbiornikach nie zawsze dają oczekiwany efekt.

Dopiero w ostatnim okresie rozwinęło się nowe podejście do problemu eutrofizacji, które można określić jako podejście biologiczne. Polega ono na oddziaływaniu na poszczególne elementy struktury biotycznej ekosystemów wodnych w celu osiągnięcia pożądanego stanu całego systemu, czyli poprawy jakości wody i wystęouje pod nazwą biomanipulacja. Tradycyjne zapobieganie przeżyźnieniu wody pozostaje domeną dotychczasowych metod ochrony i rekultywacji jezior. Zadaniem biomanipulacji byłoby osiągnięcie takiej struktury biocenozy, w której presja roślinożerców na fitoplankton jest dostatecznie silna, by utrzymać jego niską biomasę i to niezależnie od zasobów fosforu i azotu [2].

RYBY JAKO CZYNNIK BIOMANIPULACYJNY

Jest wiele elementów struktury biotycznej ekosystemów wodnych, które oddziałują na populację glonów planktonowych. Ryby wydają się najłatwiej-

szym obiektem bezpośrednich manipulacji, ponieważ znacznie łatwiej sterować składem i zagęszczeniem ichtiofauny w jeziorze niż fito- czy zooplanktonem. Wpływ ryb na fitoplankton może być bezpośredni lub pośredni.

WPLYW BEZPOŚREDNI

Od czasu wprowadzenia do wód Europy i Ameryki azjatyckich ryb roślinożernych u wielu badaczy wyłoniły się nowe nadzieje związane z wykorzystaniem ryb w celu przeciwdziałania eutrofizacji. Oczekiwania zwolenników uproszczonej idei użycia ryb w biomanipulacji ożywiła tołpyga biała, która odcedza fitoplankton z toni wodnej. Ma ona dobrze rozwinięty aparat filtracyjny, którego wyrostki rozmieszczone są niezwykle gęsto. Ustalono, że tołpyga o masie 250 g filtruje średnio 32 l wody na godzinę. Zwolennicy użycia tołpygi białej jako "biomanipulatora" twierdzą, że może ona okazać się przydatna jako czynnik kontrolujący obfitość fitoplanktonu. Można zatem oczekiwać polepszenia jakości wody wskutek eliminowania przez tołpygę biomasy glonów i deponowania fosforu w osadach wraz z szybko sedymentującymi fekaliami [3]. Wprowadzenie tołpygi do zbiornika mogłoby zmniejszyć ilość glonów przynajmniej o 25% [9]. Jest jednak wielu badaczy, którzy polemizują z tymi danymi. Jak wykazały badania [12], im większe jest zagęszczenie tołpygi, tym gwałtowniej nasila się eutrofizacja. Jest to spowodowane małą efektywnością wyjadania glonów na skutek odżywiania się ryb unoszącym się w toni wodnej detrytusem, szybszym obiegiem pierwiastków biofilnych i pogorszeniem stopnia wykorzystania pokarmu w miarę ich zagęszczania. Gatunek ten jest w stanie wykorzystać zaledwie 1% produkcji pierwotnej glonów, z czego 0,1% zostaje zakumulowane, a pozostała część wraca do środowiska w zmineralizowanej formie [3]. Mimo wszystko definitywne zrezygnowanie z tołpygi jako gatunku przydatnego do biomanipulacji byłoby przedwczesne. Zdaniem wielu naukowców gatunek ten, jeśli nawet nie powoduje wyraźnej poprawy jakości wody, to przynajmniej nie jest dla czystości wód szkodliwy, a jego utrzymanie daje wymierne korzyści gospodarcze.

WPLYW POŚREDNI

Wiadomo, że zooplankton jest jednym z głównych konsumentów glonów planktonowych, a jego intensywność żerowania jest decydującym czynnikiem kontrolującym populację fitoplanktonu [7]. Skuteczność wyżerania zależy od biomasy i struktury zooplanktonu. Drobne zwierzęta planktonowe, takie jak wrotki i gatunki małe skorupiaków, nie potrafią odcedzić większych cząstek fitoplanktonu. Ponadto szybkość filtracji dodatnio koreluje z wielkością ciała organizmów zooplanktonowych, podczas gdy wydzielanie fosforu koreluje ujemnie. Oznacza to, że im większe są zwierzęta, tym większa jest konsumpcja fitoplanktonu i tym mniejsze uwalnianie fosforu do wody. Zooplankton występujący w typowych jeziorach eutroficznych jest pod stałą presją bytujących tam

ryb. Istnieje więc proporcjonalna zależność między obfitością ichtiofauny w jeziorze a biomasa glonów planktonowych, którą potwierdzają obserwacje wielu autorów [7, 14, 15]. Nie należy jednak sądzić, by zagęszczenie ryb w zbiorniku wodnym miało bezpośrednio decydujące znaczenie dla wielkości biomasy glonów planktonowych. Niewątpliwie jednak zachodzą tu oddziaływania pośrednie, z których najważniejsze wydaje się uwalnianie fosforu z osadów dennych i z materii organicznej, stającej się pokarmem ryb, oraz redukcja liczebności i przebudowa składu gatunkowego zespołu filtrujących zwierząt bezkręgowych, odżywiających się glonami planktonowymi. Wzrost obfitości ryb bentosożernych jest jednoznaczny ze wzrostem i intensywnością uruchamiania wewnętrznego ładunku fosforu zdeponowanego w osadach dennych. Natomiast liczna populacja ryb planktonożernych może drastycznie zmniejszać obfitość zooplanktonu, zmieniając jednocześnie strukturę jego zespołu w kierunku dominacji gatunków o małych wymiarach. Ryby planktonożerne są drapieżnikami posługującymi się wzrokiem, wybierają zatem ofiary największe, dobrze widoczne. Dlatego też łatwiej im jest wytropić osobniki duże i zabarwione (np. noszące jaja w komorze lęgowej, mające przewód pokarmowy wypełniony glonami, czy duże ciemne oko), a także poruszające się w charakterystyczny sposób, niż zwierzęta przezroczyste lub nieruchomo zawieszone w toni wodnej. Są one praktycznie niewidoczne dla ryb, a więc zupełnie niedostępne [11, 16, 17]. Selekcjonowanie największych osobników tłumaczy się teorią optymalizacji zdobywania pokarmu [13]. Duże organizmy noszą większą porcję energii niż małe, zatem pochwycenie i pożarcie dużej ofiary jest korzystniejsze energetycznie. Z tego względu zrozumiałe jest, że spośród gatunków zooplanktonu zamieszkującego jeziora europejskie najczęściej ofiarą padają duże wioślarki filtrujące z rodzaju *Daphnia*. One to właśnie są w stanie skutecznie kontrolować zakwity glonów [4], lecz zgodnie z wyżej wymienioną koncepcją są najintensywniej usuwane przez ryby planktonożerne. Duża masa ryb oddziaływać więc może pośrednio (poprzez zooplankton) zarówno na wzrost i rozwój glonów planktonowych (wzrost rozrodu poprzez uruchomienie zasobów fosforu), jak też na ich śmiertelność (spadek śmiertelności przez zredukowanie liczebności wydajnych filtratorów). W obu przypadkach efektem obfitości ryb jest obfitość glonów planktonowych. Niepożądany pośredni wpływ żerowania ryb planktonożernych na glony planktonowe można zmniejszyć pozbywając się ryb lub obniżając ich zagęszczenia i zmieniając strukturę zespołu ichtiofauny.

Pierwsze rozwiązanie może polegać na użyciu środka toksycznego (rotenon), którego zastosowanie skutecznie usuwa ryby ze zbiornika wodnego. Choć zabieg ten, w rozumieniu ekologicznym, mógłby budzić sprzeciw, to jednak pierwsze próby tego rodzaju przeprowadzone w latach pięćdziesiątych [6] wykazały zdecydowaną poprawę czystości wody wskutek liczego pojawienia się dużych wioślarzek.

Drugie rozwiązanie może się wiązać z intensyfikacją odłowów ryb planktonożernych, w tym od dawna u nas zaniechanych odłowów stynki i uklei.

Odpowiednia gospodarka rybacka może wydatnie wpłynąć na poprawę jakości wody w jeziorze poprzez odpowiednią wybiórczość i efektywność odłowów. Współpracując z rybakami można stworzyć dogodne warunki do rozwoju licznych populacji ryb drapieżnych, np. szczupaka i sandacza, które to gatunki spełniają rolę regulatora pogłowia ryb planktonożernych. Dzięki tym zależnościom ryby drapieżne ograniczają pogłowie ryb planktonożernych, przez co presja na zooplankton zmniejsza się, a populacja fitoplanktonu gwałtownie spada. To teoretyczne podejście zostało wielokrotnie potwierdzone doświadczeniami w mniejszej lub większej skali.

Sztuczne jezioro, powstałe w wyrobisku po eksploatacji kamienia, zasiedlone było przez populację drobnych ryb planktonożernych, głównie słonecznicy. Silna presja ryb wykluczyła obecność dużych form zooplanktonu — wśród skorupiaków dominowały osobniki drobne o mało efektywnym współczynniku filtracji. W trakcie doświadczenia kilkakrotnie wprowadzano do jeziora ryby drapieżne. W wyniku tej operacji introdukowane ryby spowodowały bardzo szybko załamanie się liczebności słonecznicy. W rezultacie presja ryb na zooplankton osłabła, a jego struktura w nowych warunkach uległa szybkim zmianom. Miejsce drobnych skorupiaków planktonowych zajęły liczne populacje dużych filtratorów z rodzaju *Daphnia* i *Eudiaptomus*. Intensywność filtracji zooplanktonu wzrosła, co z kolei spowodowało radykalne zmiany w składzie fitoplanktonu. Całkowita biomasa planktonu roślinnego zmniejszyła się oraz nastąpiła przebudowa jego składu gatunkowego. Spowodowało to wzrost przezroczystości wody średnio o 1,2 m w stosunku do okresu poprzedzającego manipulację rybami [1].

W silnie eutrofizowanym jeziorze Round w USA dokonano przekształcenia struktury zespołu ryb w celu poprawienia jakości wody. Rodzima ichtiofauna tego zbiornika zdominowana była przez gatunki planktonożerne, stosunek ich liczebności do liczebności gatunków drapieżnych wynosił 165:1. Jesienią całkowicie wytruto ryby rotenonem, a w dwa miesiące później dokonano ponownego zarybienia jeziora rybami planktonożernymi i drapieżnymi, ale w stosunku 2,2:1,0. W ciągu dwu lat po tego rodzaju biomanipulacji obserwowano mniejsze niż poprzednio zagęszczenie zooplanktonu, ale na skutek zastąpienia drobnych wioślarek przez zespół kilku dużych gatunków *Daphnia* intensywność filtracji zooplanktonu wzrosła co najmniej dwukrotnie. Efektem tego był spadek zagęszczenia fitoplanktonu i ponad dwukrotny wzrost przezroczystości wody — średnio z 2,1 do 4,8 m. Dodatkowym efektem biomanipulacji było zmniejszenie się koncentracji azotu i fosforu w wodzie, wskutek wynoszenia zawartych w pokarmie pierwiastków biofilnych przez *Daphnia* migrujące na dzień do głębszych warstw wody [15].

Kształtowanie odpowiedniej obsady ryb w zbiornikach nie jest oczywiście jedynym prawdopodobnym sposobem pośredniego oddziaływania na biomasę glonów planktonowych. Wydaje się, że wiele potencjalnych możliwości tkwi zarówno w sterowaniu procesami pochłaniania i wydzielania fosforu przez

roślinność litoralną, jak też w faworyzowaniu tych osiadłych zwierząt filtrujących, u których bilans funkcji negatywnych (przyżyciowe wydzielanie fosforu) i pozytywnych (usuwanie zawiesiny z wody) jest korzystny.

ZAGĘSZCZENIE RYB PLANKTONOŻERNYCH A PROCESY BIOMANIPULACYJNE

Aby procesy biomanipulacyjne były skuteczne i aby efekty tych zabiegów wiązały się z poprawą trofii jeziora, niezbędna jest znajomość rzeczywistego zagęszczenia ryb planktonożernych w tym zbiorniku. Zagęszczenie ryb oraz ich dzienna racja pokarmowa (zależna od temperatury wody) decyduje ostatecznie o sile presji na zooplankton, w szczególności na intensywność wyżerania dużych wioślarek z rodzaju *Daphnia*, które są w stanie skutecznie kontrolować zagęszczenie glonów planktonowych. Główna trudność, przed przystąpieniem do biomanipulacji w interesującym nas jeziorze, polega na określeniu, z jakim zagęszczeniem ryb mających wpływ na zooplankton mamy do czynienia w stadium wstępnych badań. Większość tego rodzaju danych otrzymujemy z połowów rybackich, nie obejmujących (poza sielawą) roczników odżywiających się zooplanktonem, lecz z roczników starszych, zwykle pobierających inny pokarm. Zatem jest oczywiste, że planowanie eksperymentów biomanipulacyjnych należałoby zacząć od zorientowania się w zagęszczeniu młodocianych stadiów ryb gatunków dominujących w zbiorniku, a także określenia miejsc ich przebywania [8].

EKONOMICZNE UWARUNKOWANIA BIOMANIPULACJI

Zabiegi biomanipulacyjne, mimo widocznej przydatności, nie mogą zastąpić całego zakresu różnych działań w interesie ochrony wód. Nie można przecież wykluczyć, że nawet przy udanych posunięciach gospodarki rybackiej, gwarantujących całoroczne występowanie w zbiorniku licznych populacji dużych wioślarek, znajdą się wśród glonów także gatunki, które oprą się skutecznie największym i najbardziej efektywnym zwierzętom filtrującym. Skupiając się w wielkie kolonie staną się one niejadalne albo otaczając się impregnowanymi błonami staną się niestrawne, bądź też produkując substancje toksyczne spowodują zanieczyszczenie środowiska. Z tego właśnie względu profilaktyka musi pozostać główną metodą ochrony jakości wód. Profilaktyka jest jednak metodą szalenie kosztowną. Powstrzymanie dopływu fosforu do słynnego już dziś z tego właśnie zabiegu jeziora Washington [5] kosztowało 130 mln dolarów USA, choć sam zabieg nie był zbyt skomplikowany. W porównaniu z kosztami profilaktyki i rekultywacji, koszty biomanipulacji wydają się bardzo niewielkie. Działając od podstawy eltonowskiej piramidy troficznej mamy do czynienia z tonami masy organicznej glonów. Działając od szczytu piramidy mamy do czynienia z kilogramami. Jeśli działamy na poziomie ryb drapieżnych i założymy, że siła oddziaływań wyższych poziomów troficznych na niższe jest ekwiwalentna

w stosunku do dziesięcioprocentowych lindemanowskich wydajności ekologicznych, to 1 kg masy dodanego sandacza czy szczupaka winien przynieść 10 kg redukcji masy ryb planktonożernych, co z kolei powinno spowodować 100 kg przyrostu żywej masy zooplanktonu filtrującego i w konsekwencji redukcję masy glonów planktonowych o 1000 kg. Zamiast olbrzymich nakładów ponoszonych na usuwanie fosforu wystarczającego do wyprodukowania tony fitoplanktonu, płacimy za introdukcję 1 kg ryb drapieżnych, a resztę nakładów zdobywa sobie sam system z puli energii promieniowania słonecznego. Jest to oczywiście rozumowanie oparte na bardzo uproszczonym rachunku, ale dobrze oddaje istotę sprawy: sterowanie zawsze angażuje niewielką ilość energii w stosunku do tej ilości, która jest zużywana lub uwalniana w procesach sterowanych.

UWAGI KOŃCOWE

Głównym czynnikiem kształtującym niekorzystnie strukturę zooplanktonu, ze względu na czystość wody, jest presja ryb. Wiele eksperymentalnych prac biomanipulacyjnych postuluje całkowite usunięcie ryb planktonożernych ze zbiornika [2] lub bardziej subtelne metody biomanipulacji np. poprzez regulację struktury gatunkowej ryb. Zanim jednak podejmie się działania zmierzające do osłabienia presji ryb na zooplankton należy zdać sobie sprawę, jakie gatunki zasiedlające zbiornik oraz w których stadiach rozwojowych odżywiają się planktonem, jak również kiedy i gdzie żerują, jak duże jest ich zagęszczenie i jak intensywnie usuwany jest zooplankton. Przykładowo, znajomość rozmiarów planktonożernych stadiów ryb pozwala na planowanie optymalnej struktury wieku ryb drapieżnych, tak aby te ostatnie odżywiały się rybami, które szczególnie nas interesują. Największą zaletą podejścia biomanipulacyjnego wydaje się powrót do zasad biologii, w której ekolog może wykorzystać swoje kompetencje bardziej skutecznie niż w jakiegokolwiek innej dziedzinie.

Właśnie na gruncie zasad rządzących biologią organizmów, a nie na gruncie ekologii systemowej, następuje w ostatnich latach żywiołowy rozwój teorii ekologicznej wyjaśniającej tajemnice przyrody w zgodności z podstawową teorią biologii, jaką jest teoria doboru naturalnego. Sądzić należy, iż koncepcja badań biomanipulacyjnych może sprzyjać połączeniu wysiłków w celu uzyskania pewnych rozwiązań praktycznych w dziedzinie ochrony i kształtowania środowiska z pracami nad poszerzaniem naszego rozumienia przyrody.

LITERATURA

1. Benndorf J., Kneschke H., Kossatz K., Penz E. — *Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes* — Int. Rev. gesamen Hydrobiol. 69: 407–428, 1984.
2. Dawidowicz P. — *Biomanipulacja. II. Oddziaływanie na fitoplankton poprzez przekształcenie struktury troficznej biocenozy wodnych*. Wiad. Ekol. 32: 381–401, 1986.

3. Dawidowicz P. — *II sympozjum na temat „biomaniipulacji”* (Warszawa, 11 XII 1987 r.) Wiad. Hydrobiol. 34: 240–242, 1988.
4. Dawidowicz P., Gliwicz Z. M. — „*Biomaniipulacja*” III. Rola bezpośrednich i pośrednich zależności pomiędzy fitoplanktonem i zooplanktonem. Wiad. Ekol. 33: 259–277, 1987.
5. Edmondson W. T., Lehman J. T. — *The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington*. Limnol. Oceanogr. 26:1–29, 1981.
6. Hrabacek J. — *Species composition and amount of the zooplankton in relation to the fish stock*. Rozpr. Cesk. Akad. Ved, Rada Mat. Prier. Ved. 10: 1–116, 1962.
7. Hrabacek J., Dvorakova M., Korinek V., Prohazkova L. — *Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association*. Verh. Int. Verein. Limnol. 14: 192–195, 1961.
8. Jachner A. — „*Biomaniipulacja*”. IV. Zageszczenie i aktywność pokarmowa ryb planktonożernych. Wiad. Ekol. 34: 143–159, 1988.
9. Leventer H. 1981 — *Biological control of reservoirs by fish*. Bamidgeh, 33: 3–23, 1981.
10. Lastowski K. — *On the investigation of the lakes as the relatively stable ecosystems. A theoretical approach*. International Symposium “Evolution of Freshwater Lakes” Seria biologia 43: 37–44, 1990.
11. O'Brien W. J., Evans B., Leucke C. — *Apparent size choice of zooplankton by bluegill sunfish: exception to the rule*. Environ. Biol. Fishes, 13: 225–233, 1985.
12. Opużyński K. — *Silver carp, Hypophthalmichthys molitrix (Val.), in carp ponds. III Influence on ecosystem*. Ekol. Pol. 27: 117–133, 1979.
13. Pyke G. H., Pulliam R., Charnov I. — *Optimal foraging: A selective review of theory and tests*. Ann. Rev. Biol. 52: 137–155, 1977.
14. Schindler D. W., Comita G. W. — *The dependence of primary production upon physical and chemical factors in a small senescing lake, including the effects of complete water oxygen depletion*. Arch. Hydrobiol. 69: 413–451, 1972.
15. Shapiro J., Wright D. I. — *Lake restoration by biomanipulation — Round lake, Minnesota*. Freshwat. Biol. 14: 371–383, 1984.
16. Wright D. J., O'Brien W. J. — *Model analysis of the feeding ecology of a freshwater planktivorous fish [W:] Trophic interactions within aquatic ecosystems* (red. W. Meyers, R. Stricker): 243–267, 1984.
17. Zaret T. — *Predation and freshwater communities*. Yale University Press, New Haven, London, ss. 187, 1980.