

Hydrobiotechnologia – biologiczne podstawy, aktualny stan wiedzy i perspektywy rozwoju

Hydrobiotechnology – biological basis, the current state of knowledge and development prospects

Waldemar Siuda
Ryszard Jan Chróst

Streszczenie

Konieczność poprawienia przez Polskę do roku 2015 stanu jakości wód powierzchniowych, jak również coraz większa uwaga jaką społeczności lokalne przywiązują do poprawy walorów krajobrazowych, rekreacyjnych i użytkowych stawów, zalewów i jezior spowodowała w ostatnich kilku latach gwałtowny wzrost zainteresowania nie tylko ochroną lecz również rekultywacją zbiorników wodnych. Ponieważ główną przyczyną złej jakości ich wód jest przyspieszona eutrofizacja, działania rekultywacyjne skupiają się przede wszystkim na ograniczeniu i likwidowaniu uciążliwych skutków tego procesu. W artykule dedykowanym wszystkim zainteresowanym „leczeniem” chorych zbiorników wodnych, a zwłaszcza urzędnikom administracji lokalnej odpowiedzialnym za stan środowiska naturalnego gminy, powiatu czy województwa przedstawiono aktualny stan wiedzy dotyczącej teoretycznych podstaw różnorodnych technik rekultywacyjnych pozwalających na ograniczenie i czasowe cofnięcie procesów degradacji płytkich ekosystemów wodnych. Skupiono się przy tym na stosunkowo przyjaznych dla środowiska technologiach, polegających na promowaniu i stymulowaniu zachodzących w nich, naturalnych procesów biologicznych i biogeochemicznych, będących, zdaniem autorów, przyszłością inżynierii środowiskowej w Polsce i na świecie. Zamysłem autorów było także uświadomienie czytelnikowi nie dysponującemu gruntowną wiedzą z dziedziny biologii, ekologii i fizyko-chemii wód, że skuteczne działania mające na celu odnowę ekosystemów wodnych są kosztowne, długotrwałe i ciągle obciążone znacznym ryzykiem niepowodzenia. Zróżnicowane parametry zlewni, morfometrii i limnologii konkretnego zbiornika wodnego jak również i złożoność procesów fizyko-chemicznych i biologicznych w nim zachodzących wykluczają bowiem stosowanie w tym celu, prostych i uniwersalnych rozwiązań pozwalających uzyskać znaczącą i trwałą poprawę jakości ich wód. Narzucają one również konieczność starannego zdiagnozowania stanu ekologicznego zbiornika pozwalającego dobrać do niego optymalny zestaw zabiegów mających na celu cofnięcie jego eutrofizacji, a także bieżącej kontroli i aktywnej korekty efektów prowadzonych w nim działań rekultywacyjnych przez przygotowanych do tego ekologów – specjalistów.

Abstract

Up to year 2015 Poland was obliged to mend the ecological status of inland waters according to regulations of EU Water Directive. Moreover, during last decade increasing attention paid by European society to improvement of landscape, recreational social and economic values of ponds, lakes and reservoirs resulted in a rapid increase in an interest in, not only protection, but also restoration of various aquatic ecosystems. Bad quality of their waters is caused mainly by fast and uncontrolled cultural eutrophication. Therefore, restoration activities are focused primarily on reduction or elimination of negative consequences of this process. This article is addressed to all interested in the treatment of “sick” aquatic environments and dedicated especially to officials of local government responsible for the good state of the natural environment of municipalities, county or the region. It presents the current state of knowledge on the theoretical basis of selected remediation techniques allowing long time reduction or temporary withdrawal of degradation processes of aquatic ecosystems. The authors focused mainly on biological treatments, which are relatively friendly to the environment, due to promotion and stimulation of natural biological and biogeochemical processes occurring in them. These technologies termed in the article as hydrobiotechnologies, according to the authors, are the future of environmental engineering of inland aquatic environments in Poland and worldwide. The intention of the authors was also to convince the readers, who have no deep knowledge of biology, ecology and physico-chemistry of various water environments that effective treatments aimed at their restoration and revitalization are commonly long-term, costly and still carrying a significant risk of failure. Diversified catchment parameters, morphometry and limnology of particular water bodies as well and the complexity of physico-chemical and biological processes occurring in them exclude use of simple and universal solutions to achieve significant and lasting improvement in their water quality. Moreover, they impose the necessity of careful preliminary diagnosis of the ecological conditions of each degraded ecosystem allowing to choose the optimal set of restoration procedures and later, need for permanent monitoring and active correction of potentially negative effects of their implementation by environmentalists-professionals.

W Zakładzie Ekologii Mikroorganizmów i Biotechnologii Środowiskowej (ZEMiBS) Uniwersytetu Warszawskiego od ponad czterdziestu lat prowadzone są badania podstawowe nad ekologią i ekofizjologią mikroorganizmów planktonowych, a także nad ich relacjami ze środowiskiem naturalnym. Wiedza dotycząca procesów mikrobiologicznych zachodzących w ekosystemach wodnych okazała się niezwykle użyteczną w kontekście burzliwego rozwoju biotechnologii środowiskowych, których celem jest trwała poprawa jakości wód powierzchniowych i utrzymanie ich dobrego stanu ekologicznego. Dlatego też w ostatnich latach, obok badań podstawowych uzupełnionych o techniki molekularne, w ZEMiBS prowadzone są intensywne prace nad rozwojem technologii rekultywacji i rewitalizacji zbiorników wodnych. Obejmują one diagnozowanie problemów związanych z jakością wód, biologiczne podstawy działań rekultywacyjnych z zastosowaniem probiotyków środowiskowych, a także kontrolę oddziaływania preparatów probiotycznych na parametry fizyko-chemiczne wód oraz strukturę i funkcję mikrobiocenozy w nich bytujących. Niniejsze opracowanie jest nie tylko przeglądem dostępnej literatury dotyczącej biologicznych metod rekultywacji ekosystemów wodnych. Jest ono także wyrazem poglądów autorów dotyczących tego zagadnienia, ukształtowanych w efekcie wielu dyskusji sporów kolegów z naszego zespołu.

1. Wstęp

Woda w stanie płynnym jest, obok źródeł energii oraz substancji mineralnych, jednym z trzech podstawowych elementów, jakie umożliwiają powstanie i podtrzymanie Życia jakie znamy. Morza i oceany, pokrywające ponad 70% powierzchni Ziemi, a w mniejszym stopniu również wody śródlądowe, przyczyniają się do regulacji klimatu oraz podtrzymania funkcjonowania wszystkich ekosystemów lądowych. Wielkość i jakość zasobów wodnych od czasów starożytnych po dzień dzisiejszy warunkuje stabilny rozwój gospodarczy i społeczny cywilizacji ludzkich. Dlatego też, wraz ze wzrostem zainteresowania problemami środowiska naturalnego, rośnie nie tylko świadomość

konieczności ochrony zasobów wód powierzchniowych, lecz również rekultywacji zdegradowanych ekosystemów wodnych.

Zgodnie z powszechnie akceptowaną definicją, rekultywacja wód (ang. *restoration*), to przywracanie wartości użytkowych i przyrodniczych ekosystemom wodnym, zdegradowanym i zdegradowanym przez działalność człowieka. Stan wiedzy dotyczącej metod przywracania dobrego stanu ekologicznego silnie zeutrofizowanych ekosystemów wodnych Europy Środkowo-Wschodniej przedstawiają przeglądowe prace Gulati i Van Donk [2002] oraz Søndergaard i wsp. [2007]. Większość z analizowanych w nich licznych eksperymentów rekultywacyjnych przeprowadzono w Danii, Holandii, Niemczech i Szwecji. Dlatego też, płynące z nich wnioski mogą być z powodzeniem wykorzystane w warunkach polskich.

Głównym celem zabiegów rekultywacyjnych jest poprawa jakości wód zbiornika poprzez usunięcie z nich zawiesiny organicznej, polepszenie właściwości organoleptycznych oraz eliminację uciążliwych zakwitów fitoplanktonu (w tym zwłaszcza potencjalnie szkodliwych cyjanobakterii), a także wyeliminowanie deficytów tlenowych ograniczających lub uniemożliwiających racjonalną gospodarkę rybacko-wędkarską. Mniej widocznym, choć nie mniej ważnym, ich skutkiem winno być również ustabilizowanie, natlenienie i zmniejszenie miąższości silnie uwodnionej i słabo zmineralizowanej wierzchniej warstwy osadów dennych. Prowadzi to do znacznego ograniczenia beztlenowych procesów mikrobiologicznego rozkładu związków organicznych wytwarzanych przez fitoplankton w powierzchniowej, dobrze naświetlonej warstwie słupa wody lub dopływających do zbiornika z jego zlewni.

W chwili obecnej istnieje szereg technologii umożliwiających osiągnięcie tych celów. Są one jednak w znacznej większości skomplikowane i kosztowne. Ponadto, ze względu na różnorodność limnolo-

giczną i ogromny stopień złożoności systemów regulujących homeostazę ekosystemów wodnych, efekty zastosowania określonej technologii są często nieprzewidywalne i niepewne. Jak wynika bowiem z dotychczasowych doświadczeń, jedynie 60-65% przeprowadzonych eksperymentów rekultywacyjnych zakończyło się sukcesem. Obserwowana często nieskuteczność działań rekultywacyjnych nie wynika jednak z faktu, że ich założenia są błędne. Jest raczej konsekwencją tego, że dopiero w ostatnich 2-3 dekadach zaczynamy rozumieć mechanizmy rządzące funkcjonowaniem różnorodnych środowisk wodnych. Pomimo, że prawa biologii są stałe i, w skali biosfery, uniwersalne, to oparte na nich mechanizmy funkcjonowania różnorodnych zbiorników wodnych różnią się znacznie. Są one bowiem modyfikowane przez zróżnicowane parametry limnologiczne poszczególnych zbiorników oraz odmienne właściwości ich zlewni. Sprawia to, że uzyskanie pomyślnych efektów zabiegów rekultywacyjnych wymaga zawsze indywidualnego podejścia metodycznego i zastosowania często odmiennych technik, dostosowanych każdorazowo do specyficznych warunków lokalnych.

Choć rekultywacja zdegradowanych ekosystemów wodnych jest jedynym, obok aktywnej ochrony zlewni, sposobem przywracania ich dobrego stanu ekologicznego, to szkodliwe efekty nieskutecznych działań rekultywacyjnych, w połączeniu z ich czasochłonnością i wysokimi kosztami, wywołują często niechęć decydentów zaangażowanych w ochronę środowiska i nieufność społeczności lokalnych. Niechęć tę potęguje często niedostateczna świadomość konieczności ochrony lokalnych zasobów wodnych, brak szybkich i spektakularnych skutków wdrażanych działań, a czasem nawet szkodliwa działalność firm zajmujących się rekultywacją wód i obiecujących nierealne efekty stosowania sprzedawanych przez siebie technologii i produktów. Dlatego też, obok edukacji społeczeństwa, niezbędnym

wyduje się pilne opracowanie zarówno odpowiednich procedur umożliwiających szacowanie aktualnego stanu zbiornika, dobieranie do jego specyfiki odpowiednich technologii rekultywacyjnych, staranną kontrolę efektów prowadzonych działań, a także szybkie i profesjonalne upowszechnianie wiedzy na temat pozytywnych skutków udanych zabiegów.

Celem niniejszego opracowania, dedykowanego wszystkim zainteresowanym leczeniem „chorych” ekosystemów wodnych, jest próba ukazania złożoności tego problemu, a także dostarczenie im niezbędnej wiedzy o istocie procesów fizyko-chemicznych i biologicznych zachodzących w zdegradowanych zbiornikach wodnych. Zamysłem autorów było także uświadomienie czytelnikowi, że choć rozwijane obecnie skuteczne, efektywne i względnie tanie biotechnologie są przyszłością inżynierii środowiskowej, to ich wdrożenie do rutynowej praktyki rekultywacji środowisk wodnych wymaga, oprócz gruntownej wiedzy, także wielu wysiłków i lat pracy hydrobiologów. Nie ma tu dróg na skróty, jakie proponują niektórzy domorośli „specjaliści” i nowo zakładane, często przez kompletnych dyletantów, firmy oferujące jedynie „skuteczne i sprawdzone” preparaty, które po wsypaniu do wody szybko i radykalnie uzdrawiają „chore” stawy czy jeziora. Działając bez niezbędnej wiedzy i doświadczenia, zamiast oczekiwanych szybkich i spektakularnych efektów sprzedają oni jedynie marzenia.

2. Czy woda w jeziorze jest „czysta” czy „brudna”?

Powyższe pytanie jest jednym z najczęściej zadawanych autorowi przez użytkowników wód niebędących znawcami limnologii. Odpowiedź na nie jest trudna i zwykle nie satysfakcjonuje pytającego. Jeżeli bowiem zdefiniować zanieczyszczenie jako „coś co w wodzie jest, a być nie powinno”, to znaczna większość niewielkich zbiorników wodnych jest „czysta”. Nie zawiera bowiem związków toksycznych, splukanych

ze zlewni substancji ropopochodnych, zawiesin czy innych mniej lub bardziej szkodliwych substancji organicznych i mineralnych. Z drugiej jednak strony, widok, a często i nieprzyjemny zapach jakim charakteryzują się niektóre zbiorniki, pozornie przeczy temu stwierdzeniu, wywołując u pytającego stanowczy sprzeciw i podważając zaufanie do wiedzy i kompetencji pytanego. Jedynym wyjściem z tej sytuacji jest konieczność cierpliwego tłumaczenia zainteresowanemu, że często jedyną przyczyną „brudnej” wody w zbiorniku jest eutrofizacja.

Zgodnie z definicją OECD z 1982 r., eutrofizacja, to „wzbogacenie wód w substancje pokarmowe, które stymuluje szereg symptomatycznych zmian, wśród których wzrost produkcji glonów i makrofitów oraz pogorszenie się jakości wody są uważane za szkodliwe i niekorzystne dla gospodarki człowieka”. Powyższa definicja, choć merytorycznie poprawna, jest z punktu widzenia limnologa nie całkiem precyzyjna. Brakuje w niej bowiem stwierdzenia, że eutrofizacja jest procesem naturalnym, podobnie jak starzenie się istot żywych a „szkodliwe i niekorzystne dla gospodarki” efekty eutrofizacji są jedynie efektem znacznego przyspieszenia tego procesu przez szeroko rozumianą aktywność gospodarczą człowieka.

Poznanie istoty mechanizmów ewolucji zbiorników wodnych, jakie nastąpiło w wyniku intensywnych badań tego procesu w drugiej połowie XX wieku [Kauppinen 2014], pozwoliło na wyciągnięcie szeregu wniosków dotyczących możliwości spowolnienia lub nawet czasowego cofnięcia niekorzystnych skutków ich przyspieszonej eutrofizacji. Zabiegiem myślowym pozwalającym zrozumieć istotę problemu jest tu porównanie zbiornika do swoistej, nieco nieszczelnej „pułapki”, do której z otaczającej go zlewni i z atmosfery wpadają substancje pokarmowe – głównie dwutlenek węgla oraz związki fosforu i azotu. Nieszczelnej, bowiem część gromadzonych związków biogenych może w naturalny

sposób zbiornik opuszczać. Naturalne usuwanie substancji odżywczych z wód zachodzi głównie poprzez procesy oddychania tlenowego (zamiany materii organicznej na CO_2) lecz również w wyniku beztlenowych procesów: Anammox i denitryfikacji (przekształcenia amonu lub azotanów w azot atmosferyczny), amonifikacji i redukcji siarczanów (zamiany organicznych związków azotu, siarki i siarczanów na lotne NH_3 i H_2S), a także metanogenezy (zamiana materii organicznej i CO_2 na CH_4). Do wynoszenia części substancji biogenych z wód zbiornika przyczynia się również ich trwałe deponowanie w osadach dennych, intensywna gospodarka rybacka, kontrolowane usuwanie roślinności zanurzonej, czy eksploatacja trzciny porastającej jego brzegi. Z przytoczonego porównania wynika, że z teoretycznego punktu widzenia, tempo eutrofizacji (degradacji) zbiornika jest proporcjonalne do stopnia szczelności „pułapki” określonego różnicą pomiędzy szybkością obydwu procesów. Wnioskiem praktycznym jest tu natomiast stwierdzenie, że o ile ograniczenie tempa procesów eutrofizacyjnych można osiągnąć przez zintegrowaną ochronę zlewni, to cofnięcie efektów przeżyźnienia zbiornika wymaga usunięcia (poprzez wyniesienie lub trwałe zdeponowanie w osadach) związków biogenych krążących w jego wodach, co stanowi istotę wszelkich działań rekultywacyjnych.

3. Dostępne technologie

Substancje biogenne krążące w zbiornikach wodnych mogą być z nich eliminowane metodami *stricte* mechanicznymi (bagrowanie, usuwanie wód hypolimnionu, przepłukiwanie wodami uboższymi w związki odżywcze itp.), przez oddziaływanie na procesy fizyko-chemiczne zachodzące w ich wodach (natlenianie, destryfikacja, wytrącanie związków fosforu), a także poprzez ingerencję w łańcuchy i sieci troficzne (biomanipulację) prowadzącą do intensyfikacji naturalnych procesów samooczyszczania się wód zachodzących

w zbiorniku (odłowy ryb karpio- wanych, restytucja zespołów roślinności zanurzonej, stosowanie probiotyków środowiskowych) (tab. 1).

Analiza kierunków rozwoju działań stosowanych dla poprawy jakości wód powierzchniowych wykazuje ich stałą ewolucję zmierzającą do przyspieszenia i utrwalenia ich korzystnych efektów, redukcji kosztów oraz minimalizowania skutków ubocznych szkodliwych dla środo-

wiska i bytujących w nim biocenoz wodnych. Rozpoczęła się ona od okresowego bagrowania zbiorników i ograniczania w nich rozwoju roślinności wodnej, zmniejszającego bioróżnorodność i destabilizującego w mniejszym lub większym stopniu równowagę biologiczną [Björk 1972]. Kolejnym etapem było opracowanie i wdrożenie kosztownych i nie zawsze skutecznych metod oddziałujących na fizyko-chemię zbiornika [Klapper

2003]. W chwili obecnej zaś szczególnego znaczenia nabierają technologie polegające na ingerencji w naturalne procesy biologiczne zachodzące w zbiorniku i mechanizmy warunkujące samooczyszczanie się jego wód (biotechnologie środowiskowe). Burzliwy rozwój biotechnologii środowiskowych, obserwowany zwłaszcza w ciągu ostatnich kilkunastu lat, wynika z faktu, że są one stosunkowo skuteczne (tab. 1) i całkowicie bez-

Tab. 1. Technologie stosowane w rekultywacji zbiorników wodnych [Olem i Flock 1990; Wiśniewski 2013, zmodyfikowane]. Kolorem wyróżniono techniki rekultywacyjne zaliczane przez autorów do hydrobiotechnologii

Metoda	Efektywność (korzyści/koszty) [%]	Uwagi
Bioremediacja mikrobiologiczna – stosowanie probiotyków środowiskowych (szczepionek) zawierających mikroorganizmy i ich enzymy ^{1,2}	75-80*	Metoda nowatorska, w stadium wdrażania, konieczność okresowego ponawiania aplikacji probiotyku i starannej kontroli efektów zabiegów przez specjalistów
Inaktywacja PO_4^{3-} za pomocą $Al(SO_4)_3$, $FeCl_3$ NO_3 lub związków lantanu ^{1,2}	70-75	Toksyczność Al^{+3} dla organizmów wodnych i człowieka, niekorzystny wpływ koloidalnych kompleksów Al^{+3} i Fe^{+3} na faunę denną, zaburzenia równowagi woda-osady
Ograniczanie zarybiania, zmiana struktury gatunkowej ichtiocenozy, intensyfikacja nioselektywnych odłowów ryb	60-75	Sprzeciw części użytkowników wód
Bagrowanie rejonu dopływu (w zbiornikach przepływowych) ^{1,2}	70	Zakres stosowalności ograniczony warunkami lokalnymi, wysokie koszty, konieczność oczyszczania wody interstycjalnej
Usuwanie wód przydennych ²	65-70	Zakres stosowalności ograniczony warunkami lokalnymi, biogeny nie ulegają inaktywacji lecz jedynie przemieszczeniu
Sztuczne podłoża (biostruktury, hydrostruktury itp.) ^{1,2}	55-65	Często skomplikowane technicznie, konieczność indywidualnego projektowania i stałego nadzoru przez specjalistów
Użycie naturalnych algistatyków (słoma jęczmienna, liście) ^{1,2}	45-65	Nietrwałość efektów. Konieczność okresowej wymiany. Niebezpieczeństwo zwiększenia stężenia rozpuszczonej materii organicznej w środowisku
Biomaniipulacja (modyfikacja łańcuchów i sieci troficznych) ^{1,2}	ok. 50-60*	Konieczność powtarzania i stałej modyfikacji zabiegów oraz starannej kontroli przez hydrobiologów – specjalistów, nieokreślony okres trwałości efektów
Stosowanie algicydów (związków miedzi) ^{1,2}	55	Nieprzewidywalność efektów ubocznych, toksyczność wobec innych organizmów wodnych
Użycie herbicydów ¹	50-55	Nieprzewidywalność efektów ubocznych, niekorzystny wpływ na zooplankton, ryby, ptaki i inne zwierzęta wodne
Przemywanie (wodami dopływu) ^{1,2}	40	Ograniczony zakres stosowalności, biogeny nie ulegają inaktywacji, a jedynie przemieszczeniu
Izolowanie osadów dennych (piasek, folia itp.) ¹	30-50	Wysokie koszty, problemy techniczne niekorzystny wpływ na faunę denną, zaburzenia równowagi woda-osady
Podwyższanie poziomu wody (rozcieńczenie) ¹	45	Zakres stosowalności ograniczony warunkami lokalnymi
Obniżanie poziomu wody (eliminacja części makrofitów) ¹	40-45	Ograniczony zakres stosowalności, możliwy wzrost stężenia biogenów w wodzie
Natlenianie wód przydennych (O_2 , powietrze) ²	40	Wysokie koszty instalacji i energii
Bagrowanie całego zbiornika ¹	35-40	Wysokie koszty, czasowa degradacja i zaburzenie homeostazy zbiornika, konieczność oczyszczania wód interstycjalnych

Efektywność [%] = $[\Sigma(\text{rychłość efektów, trwałość efektów, pracochłonność, koszty}) - \text{efekty negatywne}] \times 100/20$. Poszczególnym składowym z prawej strony równania przyporządkowano wartości z przedziału od 2 do 5, gdzie 2 = ocena negatywna, 5 = ocena pozytywna.

¹ Zbiorniki płytkie nie podlegające stratyfikacji

² Zbiorniki głębokie, stratyfikowane.

* Według szacunków autora.

pieczne, tak dla środowiska jak i dla bytujących w nim organizmów. Nie zaburzają znacząco struktury i funkcji biocenoz, a także nie stwarzają zagrożenia dla człowieka. Pomimo, że są one coraz powszechniej stosowane w różnych rejonach świata, w Polsce, gdzie wciąż dominują stosunkowo brutalne wobec środowiska metody fizyko-chemiczne i mechaniczne, ich znaczenie i potencjał rozwojowy są ciągle niedoceniane. Potwierdza to nawet brak jednoznacznej i precyzyjnej nazwy dla różnorodnych biotechnologii dedykowanych ekosystemom wodnym (wyróżnionych w tab. 1). Dlatego też, w dalszej części niniejszego opracowania, będą one określane mianem „hydrobiotechnologii” i definiowane jako technologie rekultywacyjne służące poprawie stanu ekologicznego i przywracaniu homeostazy ekosystemów wodnych poprzez oddziaływanie na biotyczne elementy łańcuchów i sieci troficznych (florę i faunę wodną).

4. Hydrobiotechnologie – czym dysponujemy?

Z teoretycznego punktu widzenia tempo starzenia się i degradacji ekosystemów wodnych zależy nie tylko od szybkości dopływu fosforu i azotu lecz jest również funkcją zgromadzonej w nich materii organicznej (OM). Tempo gromadzenia OM w „pułapce” zbiornika opisać można prostym równaniem:

$$V_A = (V_{PP} + V_{Imp}) - (V_{Resp} + V_{Eksp}),$$

gdzie:

V_A – tempo gromadzenia OM przez zbiornik;

V_{PP} – tempo produkcji OM w zbiorniku (produkcji pierwotnej);

V_{Imp} – tempo importu OM spoza zbiornika;

V_{Resp} – tempo respiracji (zamiany OM na CO_2);

V_{Eksp} – tempo wynoszenia OM poza zbiornik (przez połowy ryb, ptactwo i zwierzęta wodne).

O ile metody fizyko-chemiczne wpływają w sposób bezpośredni na V_A poprzez redukcję V_{PP} , to bezpo-

średnim celem zabiegów hydrobiotechnologicznych jest zmniejszenie ilości materii organicznej w wodach i osadach głównie poprzez intensyfikację V_{Resp} oraz V_{Eksp} .

Za respirację materii organicznej w zbiornikach wodnych odpowiada głównie bakterie heterotroficzne zamieniające na CO_2 i H_2O ponad 50% materii organicznej wytworzonej netto przez fitoplankton. Mniejszą rolę w tym procesie odgrywa sam fitoplankton, respirując ok. 30% swojej produkcji pierwotnej brutto w celu pozyskania dodatkowej energii [Koton Czarnecka 2001]. Procesy oddechowe zooplanktonu, ryb i roślin wodnych odgrywają znacząco mniejszą rolę w zmniejszaniu ilości OM w wodach i osadach zbiornika. Z powyższych ustaleń wynika, że najszybsze i najbardziej spektakularne efekty rekultywacyjne można teoretycznie osiągnąć poprzez stosowanie hydrobiotechnologii stymulujących respirację mikrobiocenoz wodnych (bakterii heterotroficznych i mikro-zooplanktonu), zaś równie korzystne, lecz wolniejsze i mniej trwałe przez ingerencję w wyższe piętra kaskady troficznej, np. w populacji ryb czy planktonu skorupiakowego.

Opanowanie sterowanej intensyfikacji procesów respiracji mikrobiocenoz wodnych wymaga jednak rozwiązania dwu podstawowych problemów. Pierwszym z nich jest zapewnienie ciągłego dopływu tlenu, drugim zaś, efekt uboczny aktywności respiracyjnej mikrobiocenoz wodnych, polegający na towarzyszącej procesom respiracyjnym regeneracji łatwo przyswajalnych przez fitoplankton, mineralnych związków fosforu i azotu, prowadzącej do swoistego błędnego koła. Fotosynteza fitoplanktonu, rozwijającego się na PO_4^{3-} i NH_4^+ regenerowanych z rozkładanej materii organicznej, dostarcza wprawdzie niezbędnego dla efektywnej respiracji tlenu, lecz jednocześnie powoduje dodatkowy dopływ materii organicznej, której rozkład wyczerpuje tlen, a nierozłożony nadmiar pogarsza jakość wody w zbiorniku. Dla przerwania tego błędnego koła i wykorzystania pozy-

tywnego skutku sztucznie wzmożonej aktywności respiracyjnej bakterii i pierwotniaków, niezbędnym jest równoległe wytrącanie nadmiaru ortofosforanu za pomocą np. jednej z metod fizyko-chemicznych.

Inną, jednak nie mniej istotną, przyczyną degradacji ekosystemów wodnych są zaburzenia w transferze rozpuszczonej w wodach materii organicznej do wyższych poziomów troficznych. W tym przypadku celem działań hydrobiotechnologicznych jest zmiana struktury gatunkowej fitoplanktonu poprzez selektywną eliminację nitkowatych cyjanobakterii trudno konsumowanych przez organizmy zooplanktonowe, promowanie rozwoju zespołów planktonu skorupiakowego poprzez ograniczanie lub eliminację odżywiających się nim młodocianych stadiów ryb spokojnego żeru (biomanipulacja) lub zasiedlanie naturalnych lub sztucznych powierzchni przez organizmy zoobentosowe (mięczaki, skorupiaki, wieloszczety).

5. Mikrobiologiczna bioremediacja środowisk wodnych

Bakterie heterotroficzne są kluczowym składnikiem wszystkich biocenoz, decydującym o prawidłowym przepływie materii i energii przez każdy ekosystem wodny. Są one podstawowym elementem detritusowych łańcuchów pokarmowych, zapewniających respirację i dekompozycję martwej materii organicznej oraz regenerację mineralnych form biogenów. Dlatego też, mikrobiologiczna bioremediacja środowisk wodnych bazująca na wykorzystaniu szybko i efektywnie działających bakterii wodnych, ich różnorodnych właściwości fizjologicznych, zdolności do rozkładu szerokiego spektrum substratów, a także na możliwości stosunkowo łatwego sterowania ich biomasa i aktywnością w środowisku, jest jedną z najbardziej obiecujących hydrobiotechnologii intensywnie rozwijanych i testowanych przez wiele firm i ośrodków naukowych na świecie.

Probiotyki środowiskowe, to preparaty stymulujące procesy respiracji

i mineralizacji związków organicznych. Występują one zwykle w formie tabletek, proszków czy płynów zawierających w różnych kombinacjach i stosunkach ilościowych liofilizaty lub formy wegetatywne różnych szczepów niechorobotwórczych i niezmodyfikowanych genetycznie bakterii heterotroficznych oraz grzybów izolowanych ze środowisk naturalnych, bakteryjne lub grzybowe enzymy hydrolityczne (głównie celulazy, lipazy i proteazy) oraz niewielkie ilości substancji organicznych – starterów, niezbędnych do stymulacji wzrostu i namnażania się obecnych w nich mikroorganizmów [Chróst 2014].

Intensywna przemiana OM w CO₂, H₂O i sole mineralne jest najbardziej efektywna w warunkach tlenowych. Respiracja mikroorganizmów beztlenowych jest możliwa lecz znacznie mniej efektywna i sprowadza się do zamiany wysoko spolimeryzowanych składników OM w związki prostsze z ich, częściową jedynie, konwersją do CO₂. Dlatego też, bakterie z probiotyków stosowanych w zabiegach mikrobiologicznej bioremediacji wód, to głównie bakterie tlenowe lub fakultatywne beztlenowce (z rodz. *Bacillus*, *Lactobacillus*, *Pseudomonas* i in.). Ponadto, niektóre preparaty probiotyczne uzupełniane są dodatkowo w substancje chemiczne, które w kontakcie z wodą rozkładają się do produktów nieszkodliwych dla środowiska, uwalniając tlen. Rozpuszczając się w wodzie, wspomaga on nie tylko procesy respiracji lecz również tworząc unoszące się ku górze nano- i mikrobąbelki porywa cząsteczki zawiesiny, transportując je ku dobrze natlenionym powierzchniowym warstwom słupa wody, gdzie ich rozkład jest bardziej skuteczny [Chróst 2014]. Szczegółowy skład szczepów bakterii i substancji wspomagających w preparatach probiotycznych jest tajemnicą producenta.

Wiele firm w USA, Europie i Azji rozwija hydrobiotechnologie probiotyczne i stosuje je w praktyce na szeroką skalę. Szczegółowe informacje o nich i ich produktach znaleźć

można w zasobach internetu. Choć prospekty tych firm przytaczają w celach reklamowych i komercyjnych liczne dowody skuteczności probiotyków w rekultywacji ekosystemów wodnych, a zwłaszcza w poprawie jakości wód w akwakulturach, to dobrze udokumentowane opracowania naukowe potwierdzające korzystne efekty działania tego typu preparatów w środowiskach naturalnych są niezwykle rzadkie [Ching-Tsan Tsai 2008; Valsamma i wsp. 2014], a płynące z nich wnioski bywają sprzeczne i powinny być traktowane niekiedy z dużą dozą rezerwy [Fegan 2000].

W Polsce preparaty te były dotychczas rzadko stosowane, a nieliczne próby ich użycia miały niejednoznaczne skutki. Wynikało to zapewne z faktu, że często aplikowane były one na ślepo, bowiem zarówno ich skład jak i technologia aplikacji nie były dostosowane do warunków lokalnych i klimatycznych Europy Środkowej, a także do specyfiki konkretnych zbiorników. Poważnym utrudnieniem w ich pomyślnym stosowaniu jest także fakt, że krajowe preparaty nie zostały dotychczas szczegółowo i krytycznie przetestowane, a zagraniczni producenci probiotyków środowiskowych nie udostępniają zwykle chronionych patentami szczegółów umożliwiających ich adaptację do działań rekultywacyjnych na terenie naszego kraju [Chróst 2014].

Ważnym wskazaniem dla *stricte* naukowego testowania różnorodnych probiotyków, jak również dla prób praktycznego stosowania mikrobiologicznej bioremediacji wód w Polsce, jest ich duży potencjał rozwojowy oraz fakt, że nawet w przypadku niepowodzenia prowadzonych zabiegów nie pogarszają one w sposób znaczący stanu ekologicznego rekultywowanego zbiornika.

6. Sztuczne podłoża (biostruktury)

Ta grupa hydrobiotechnologii opiera się na założeniu, że tempo respiracji i degradacji OM jest funkcją aktywności organizmów osiadłych oraz stopnia rozwinięcia powierzchni

przez nie zasiedlonej [Crispim i wsp. 2009]. Silnie rozwinięta powierzchnia styku fazy ciekłej i stałej tworzy efektywny układ sorpcyjny dla rozpuszczonych w wodzie form OM, wykorzystywanych przez bakterie będące z kolei pokarmem swobodnie pływających i osiadłych pierwotniaków bytujących w błonie biologicznej porastającej fazę stałą. Potencjał respiracyjny takich układów jest szczególnie wysoki [Crispim i wsp. 2009]. W praktyce stosowane są dwa warianty tej metody. Jeden z nich wykorzystuje mechanizmy dekompozycji i respiracji mikroorganizmów opisane powyżej, drugi zaś, usuwanie z wody, poprzez jej filtrację, upostaciowanych form OM przez zwierzęta bezkręgowce, głównie *Dreissena polymorpha* [Reeders i Bij de Vaate 1990; Jędryka i Maciejewski 2007; Bańkowska i Wasilewicz 2008]. Choć obydwa warianty tej technologii stosowane są głównie do ochrony ekosystemów wodnych przed zewnętrznym dopływem OM i substancji biogenych (osad czynny, złoża biologiczne oczyszczalnie hydrofitowe itp.), to połączone ze sobą mogą być również stosowane dla rekultywacji zbiorników wodnych. Przykładem są tu pływające złoża biologiczne, gdzie element filtrujący stanowią małże, a rozwinięcie powierzchni czynnej, zwiększającej aktywność respiracyjną mikroorganizmów, uzyskuje się dzięki rozrostowi korzeni roślin naczyniowych [Jędryka i Maciejewski 2007; Bańkowska i Wasilewicz 2008; Xian-Ning i wsp. 2010]. Wydaje się, że tego typu dobrze zaprojektowane biostruktury, przyjazne dla środowiska i nie szpecące krajobrazu, polecieć można jako uzupełnienie zabiegów z zastosowaniem probiotyków.

7. Biomanipulacja

Koncepcja rekultywacji ekosystemów wodnych poprzez celową ingerencję w strukturę i funkcję łańcuchów i sieci troficznych (biomanipulacja) została stworzona w latach 70. XX wieku w USA przez Josepha Shapiro [Shapiro i wsp. 1975]. Ze względu na ogromną złożoność ukła-

dów biologicznych, niedostateczną wiedzę o fizjologii ekosystemów wodnych oraz drastyczną ingerencję w środowisko (całkowita eliminacja populacji ryb), opracowana na jej podstawie hydrobiotechnologia nie znalazła początkowo szerszego zastosowania. Stanowiła ona jednak znaczący przełom w postrzeganiu roli zooplanktonu ryb i roślin w funkcjonowaniu ekosystemów wodnych, a także mechanizmów przyczyniających się do zaburzeń homeostazy oraz eutrofizacji i degradacji tych środowisk. Zainspirowała ona także burzliwy i wielokierunkowy rozwój badań zmierzających do opracowania różnorodnych technik rekultywacyjnych. Podstawowymi podmiotami działań biomanipulacyjnych są populacje ryb oraz rośliny naczyniowe porastające dno i brzegi ekosystemów wodnych.

Zarówno duża biomasa ryb spokojnego żeru bytujących w zbiorniku, jak i ich struktura gatunkowa należą do bardziej istotnych czynników przyspieszających procesy eutrofizacji, pogarszających walory gospodarcze i estetyczne zbiornika [Prejs 1978; Opuszyński 1997]. Z kolei wysoki udział w rybostraniu ryb drapieżnych (szczupak, sandacz) zmniejsza prawdopodobieństwo pojawienia się symptomów tego procesu [Wysujack i Mehner 2002]. Choć niekorzystne oddziaływanie ryb na jakość wody zbiornika jest wielokierunkowe, polega ono głównie na: (i) wyżeraniu zooplanktonu skorupiakowego przez narybek okonia i ryb karpiowatych; (ii) zwiększaniu, poprzez mechaniczne mieszanie wierzchniej warstwy osadów, przyspieszaniu *r*-suspensji zawiesiny organicznej i transferu biogenów stymulujących zakwity fitoplanktonu w słupie wody (karp, lin, karaś, leszcz, krąp); (iii) niszczeniu naczyniowej roślinności wodno-lądowej litoralu stanowiącej efektywny filtr dla dopływających ze zlewni substancji biogenych (amur); czy wreszcie (iv) na powiększaniu, poprzez wydalanie resztek strawionych glonów, deficytów tlenowych w wodzie przez przyspieszanie wewnętrznego dopływu OM do zbiornika (tołpyga).

Szkodliwe jest przede wszystkim oddziaływanie ryb na skorupiakowy zooplankton, bowiem zaburza ono funkcjonowanie łańcuchów i sieci troficznych [Gliwicz 1985; Opuszyński 1987], a przez to w znaczący sposób zmniejsza efektywność respiracji i transferu rozpuszczonej OM do wyższych poziomów troficznych.

W warunkach zbiorników wód powierzchniowych Polski stosowanie na szeroką skalę całkowitej eliminacji zespołu ryb, a następnie ukierunkowana, gruntowna przebudowa jego struktury gatunkowej, byłaby z wielu względów działaniem kontrowersyjnym i przez część opinii publicznej trudno akceptowalnym. Próby stosowania tej technologii prowadzono w latach 1988-1994 w jeziorze [Prejs i wsp. 1994, Prejs i wsp. 1997]. Początkowo testowano złagodzony wariant tej metody, polegający na zachowaniu istniejących populacji ryb spokojnego żeru i, jedynie, na intensyfikacji zarybienia młodocianym narybkiem szczupaka oraz eliminowaniu wolno przyrastających, dużych osobników tego gatunku. Nie przyniosły jednak spodziewanych efektów. Dopiero radykalne usunięcie wszystkich ryb za pomocą rotenonu (naturalnej toksyny ekstrahowanej z różnych tropikalnych roślin z rodzajów *Lonchocarpus* oraz *Derris*) spowodowało znaczącą poprawę stanu ekologicznego tego jeziora. Nastąpiło w nim ponad dwukrotne zmniejszenie ilości zawiesiny w wodzie, 30% wzrost przezroczystości wody, prawie trzykrotna redukcja biomasy fitoplanktonu, a także widoczny wzrost liczebności i biomasy filtratorów (zooplanktonu skorupiakowego). Wydaje się, że pomimo istniejących zastrzeżeń i ograniczeń, złagodzona lub pełna wersja tej metody stosowana w połączeniu z innymi hydrobiotechnologiami może okazać się przydatna w rekultywacji przynajmniej niektórych typów zbiorników wodnych.

Liczne badania dowiodły, że na jakość wód zbiornika pozytywnie wpływa obecność w nim roślin, a według Moss i wsp. [1996] odtworzenie zbiorowisk roślinności wodnej jest kluczowym etapem rekultywacji

zbiorników strefy umiarkowanej. Zarówno makrofitry zanurzone, jak i wynurzone, wiążą bowiem, zwłaszcza w okresie wiosenno-letnim, istotne ilości biogenów, stanowią refugia dla zooplanktonu, a także kryjówkę dla narybku ryb drapieżnych chroniącą go przed kanibalizmem rodziców. Ponadto, uwalniając do wody substancje allelopatyczne hamują produkcję pierwotną fitoplanktonu oraz zmniejszają resuspensję osadów dennych będącą następstwem żerowania ryb karpiowatych oraz falowania.

Dlatego też również roślinność wodna jest podmiotem szeregu działań hydrobiotechnologicznych, polegających najczęściej na stymulowaniu wzrostu i rozwoju makrofitów [Bakker i wsp. 2013], rzadziej zaś, jak w przypadku gatunków inwazyjnych lub uciążliwych gospodarczo, na eliminowaniu części biomasy roślinnej ze zbiornika [Cooke 1982]. Zanikanie łąk podwodnych, charakterystycznych dla ekosystemów mezotroficznych, jest jednym z bardziej spektakularnych efektów szybko postępującej eutrofizacji. Jest ono zarówno efektem niedostatku światła w wodzie, jak i tworzenia się silnie uwodnionych, niestabilnych osadów dennych uniemożliwiających ukorzenienie się roślin. Wzrost biomasy fitoplanktonu, będący następstwem akumulacji związków biogenych w wodzie, ogranicza dostęp światła do głębszych partii zbiornika, a jej sedimentacja i niekompletny rozkład mikrobiologiczny pogarszają fizyczną strukturę osadów.

Procesy fotosyntezy i wzrostu wodnej roślinności zanurzonej ogranicza ponadto rozwój, na powierzchni jej łodyg i liści, glonów nitkowatych i peryfitonu towarzyszący wzrostowi trofii zbiornika [Phillips 2005; Hoesper i wsp. 2005].

Holenderskie, duńskie i brytyjskie doświadczenia dowiodły, że naturalne lub inicjowane przez człowieka procesy odtwarzania roślinności zanurzonej są niezbędnym elementem kompleksowych działań hydrobiotechnologicznych. Pozytywne efekty w postaci spadku stężenia chlorofilu *a*, redukcji biomasy fitoplanktonu

oraz wzrostu przezroczystości wody, osiągnąć można doprowadzając do pokrycia roślinnością podwodną co najmniej 25% powierzchni dna [Norlin i wsp. 2005]. W tym celu koniecznym jest uprzednie odcięcie dopływu związków fosforu ze zlewni, a przede wszystkim redukcja (np. metodami fizyko-chemicznymi) ładunku tego pierwiastka krążącego w słupie wody. O ile ograniczanie biomasy roślinności zanurzonej jest w większości przypadków działaniem szkodliwym, to częściowa eliminacja makrofitów porastających strefę brzegową, zwłaszcza zbiorników płytkich i zarastających, może być wskazana. Ponieważ, jak się szacuje, zawartość fosforu w biomase roślinnej sięga kilku procent całkowitej ilości tego pierwiastka krążącej w zbiorniku, to systematyczne wykaszanie roślinności wodnej i brzegowej w okresie wegetacyjnym, połączone z usuwaniem pozyskanej w ten sposób biomasy (fosforu i azotu) poza zbiornik, może być ważnym elementem kompleksowych działań rekultywacyjnych [Kajak 1995; Klein 1997; Wiśniewski 2000]. Nie bez znaczenia dla hydrologii tego typu ekosystemów wodnych jest też fakt, że roślinność wynurzona w procesie transpiracji zwiększa w sposób znaczący szybkość ich wypłymania. W Polsce biomanipulację z ingerencją w zbiorowiska roślinne stosowano z różnym powodzeniem w rekultywacji jeziora Zdrowskiego [Jędryka i Wasilewski 2007].

8. Dlaczego hydrobiotechnologie?

Krytyczna analiza różnorodnych metod rekultywacji wód wymienionych w tab. 1, choć oparta o nie zawsze precyzyjne i w dużym stopniu arbitralne przesłanki wykazuje, że efektywność zabiegów hydrobiotechnologicznych określana jako stosunek korzyści do kosztów jest, w porównaniu z większością pozostałych technik rekultywacji, generalnie większa i w przypadku aplikacji do wód sprawdzonych preparatów probiotycznych może osiągać ok. 75-80%. Efektywność ta może być jeszcze

prawdopodobnie zwiększona przez jednoczesne zastosowanie kilku metod hydrobiotechnologicznych, które w odróżnieniu od metod mechanicznych i fizyko-chemicznych mogą być ze sobą kojarzone bez uszczerbku dla ich skuteczności.

Spośród wielu metod mechanicznych i fizyko-chemicznych, podobnie wysoką jak metody biologiczne efektywnością charakteryzują się jedynie zabiegi flokulacji i inaktywacji fosforu (70-75%), bagrowania rejonu dopływu (70%) oraz usuwania wód przydennych (65-70%). Dwie ostatnie metody, stosowane w przypadku głębokich zbiorników stratyfikowanych, aczkolwiek skuteczne i stosunkowo mało inwazyjne są jednak bardzo kosztowne i trudne technicznie, a możliwość ich użycia wykluczają często warunki lokalne. Dużej ostrożności wymaga także użycie koagulantów PAX/PIX. Nieplanned efektem ubocznym może być w tym przypadku toksyczność Al^{3+} , a przy braku tlenu w środowisku, także toksyczność powstającego Fe^{2+} . Nie bez znaczenia jest również fakt, że muszą być one wprowadzane do wód jeziornych w stosunkowo dużych ilościach (np. w przypadku $NaAlO_2$ optymalny stosunek ilości flokulanta do PO_4^{3-} winien wynosić 7:1). Może to prowadzić do powstawania na powierzchni osadów dennych swoistej bariery (warstwy koloidalnych wodorotlenków glinu i żelaza, szkodliwie działającej na organizmy bentosowe izolując je od kontaktu z wodą [Pilgrim i Brezonik 2005; Huser i Köhler 2012]. Choć w zakresie pH 5-9 zarówno dodawane do wody preparaty Al^{+3} jak i ich kompleksy są praktycznie nierozpuszczalne, to wg Maehla [2000], cytującego źródła holenderskie, bezpośrednio po zabiegu szkodliwe działanie Al^{+3} na pstrągi obserwowano nawet przy pH neutralnym.

Wydaje się, że wytrącanie fosforanów za pomocą flokulantów zawierających Al^{+3} lub Fe^{+3} można, uwzględniając efekty uboczne, rozważać jedynie w przypadku zbiorników głębszych. Choć latem w ich odtlenionym hypolimnionie stężenie fosforanu jest znacznie wyższe niż

w strefie powierzchniowej, co może zachęcać do zastosowania flokulanta w tym właśnie okresie, to zdaniem autorów optymalnym terminem do przeprowadzenia zabiegów wytrącania PO_4^{3-} wina być homotermia wiosenna. Usunięcie ortofosforanu (a poprzez współstrącenie także krzemianów) na początku sezonu wegetacyjnego zapobiega bowiem wczesnym zakwitom fitoplanktonu, którego rozkładające się, obumarłe szczątki inicjują deficyt tlenowy w hypolimnionie, umożliwiając powrót fosforu związanego w osadach do biologicznego obiegu w słupie wody. Efektywność i trwałość zabiegu przeprowadzonego w okresach pełnej stratyfikacji wód może także poważnie obniżyć wzrost rozpuszczalności kompleksów fosforu z glinem i żelazem, jaki ma miejsce w warunkach beztlenowych. W zbiornikach płytkich, natlenionych w całym słupie wody, stosowanie flokulantów poza okresem wczesnowiosennym także nie ma uzasadnienia, bowiem powrót fosforu odłożonego w osadach do biologicznego obiegu jest utrudniony i może mieć miejsce jedynie incydentalnie, np. w okresach przyduchy zimowej.

Obiecujące efekty immobilizacji fosforu w toni wodnej i w osadach osiągnięto ostatnio za pomocą koagulantów zawierających związki lantanu [Ross i wsp. 2008]. Pierwiastek ten trwale wiąże PO_4^{3-} w stosunku ilościowym 1:1, eliminując go na długo z biologicznego obiegu w zbiorniku. Kompleksy fosforu z koagulantami zawierającymi związki lantanu są, w przeciwieństwie do preparatów z żelazem lub glinem, stosunkowo trwałe w warunkach beztlenowych oraz bezpieczne dla organizmów bytujących w słupie wody. Ze względu na mniejszą, w porównaniu np. z PIX/PAX, ich ilość wprowadzaną do wód jeziornych oraz na strukturę fizyczną powstających kompleksów, są one także znacznie mniej szkodliwe dla fauny bentosowej. Czynnikiem ograniczającym zakres ich stosowalności jest obecność kwasów humusowych w wodzie i zakres pH wykraczający znacznie poza 5-7. Nie-

korzystny wpływ wzrostu pH wody na efektywność immobilizacji PO_4^{3-} można znacznie ograniczyć wprowadzając flokulant do wód przydatnych lub bezpośrednio do osadów. Ponieważ ortofosforan wiązany jest na zewnętrznych powierzchniach cząstek flokulantów lantanowych, należy przy tym zadbać o ich jak największe rozproszenie w środowisku wodnym, np. poprzez intensywne mieszanie, przeciwdziałające ich agregacji.

9. Warunki i zakres stosowalności metod hydrobiotechnologicznych

Przy obecnym, wciąż niedostatecznym, stanie wiedzy na temat skuteczności metod hydrobiotechnologicznych w warunkach Polski, podstawowym celem prowadzonych z ich użyciem działań rekultywacyjnych winny być, zdaniem autorów, obiekty małe (o powierzchni poniżej 50 ha), stanowiące znaczną większość zbiorników wodnych naszego kraju. Aczkolwiek nie są one przedmiotem Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (RDW UE), pełnią istotną rolę w retencji wód powierzchniowych, kształtowaniu krajobrazu, tworzeniu lokalnego mikroklimatu, a także w podtrzymywaniu i zwiększaniu różnorodności biologicznej otaczających je terenów. Są one także źródłem wody niezbędnej dla rolnictwa i hodowli, a ostatnio coraz częściej, ze względu na ich walory estetyczne, również miejscami rekreacji i wypoczynku. Znaczenie ochrony i utrzymania w krajobrazie tego typu zbiorników wodnych podkreślają dwa akty prawne UE: Konwencja Ramsarska z 2 lutego 1971 r. o obszarach wodno-błotnych (Dz.U. 1978 nr 7 poz. 24) oraz Dyrektywa Siedliskowa (Dz.U. 2010 nr 77 poz. 510). Ograniczona wielkość tych obiektów pozwoli na uzyskanie szybszych i bardziej spektakularnych efektów przeprowadzonych działań, a w przypadku ich niepowodzenia zminimalizuje poniesione straty, zarówno ekonomiczne jak i przyrodnicze. Starannie udokumentowane efekty przeprowadzonych zabiegów hydrobiotechnologicz-

nych, zarówno tych nieudanych, jak i tych zakończonych powodzeniem, umożliwią zebranie doświadczeń niezbędnych do planowania i realizacji rekultywacji obiektów większych, takich jak duże jeziora czy zbiorniki zaporowe. Spektakularna poprawa jakości wód przyczyni się zaś najlepiej, tak do stworzenia korzystnego klimatu wokół idei rekultywacji środowisk zdegradowanych, jak i do eliminowania z rynku niekompetentnych specjalistów i nieuczciwych firm oferujących niesprawdzone i nieskuteczne technologie rekultywacyjne.

Decyzja o ewentualnej rekultywacji określonego zbiornika za pomocą metod hydrobiotechnologicznych winna być poprzedzona każdorazowo oceną zarówno jego biocenozy (występujących w nim roślin i zwierząt), jak również staranną analizą aktualnego stanu jakości jego wód. Obecność gatunków chronionych oraz dobry stan ekologiczny wód zbiornika winny wykluczać wykonywanie w nim jakichkolwiek zabiegów rekultywacyjnych jako działań szkodliwych przyrodniczo oraz nieuzasadnionych ekonomicznie. Kompleksowa ocena stanu jakości zbiorników wodnych i ich zlewni bezpośredniej w kontekście planowanych zabiegów rekultywacyjnych winna obejmować: (i) parametry biologiczne wód, takie jak skład, liczebność, strukturę organizmów wodnych (ryb), bezkręgowej fauny dennej, naczyniowych roślin wodnych oraz fitoplanktonu; (ii) parametry fizyko-chemiczne wód, takie jak temperatura, natlenienie, zasolenie, odczyn (pH), obecność substancji biogennych (azotany, fosforany) oraz wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń specyficznych wymienionych w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/UE z 16.12.2008; (iii) parametry fizyko-chemiczne osadów dennych, a zwłaszcza miąższość, strukturę i stopień uwodnienia ich warstw powierzchniowych oddziałujących na wody zbiornika, ich stopień natlenienia, procentowy udział materii organicznej, zawartość metali ciężkich oraz substancji szkodliwych, a także całkowitą zawartość związków azotu i fosforu (w tym rów-

niez fosforu mobilnego) oraz (iv) parametry hydromorfologiczne, takie jak powierzchnia, głębokość, długość i kształt linii brzegowej, struktura i skład podłoż, a w przypadku zbiorników przepływowych, również wielkość i dynamika przepływu, źródła dopływu zawiesin, a także substancji biogennych (związków azotu fosforu i materii organicznej) oraz zanieczyszczeń specyficznych.

W zależności od warunków lokalnych i specyfiki zbiornika, proponowany zestaw analiz wody i osadów można dowolnie modyfikować, rezygnując np. z niektórych analiz i pomiarów, bez szkody dla kompletności oceny. Zdaniem autorów, zaniedbanie tego swoistego bilansu otwarcia przygotowanego indywidualnie dla każdego zbiornika oraz pospieszna, nieprzemyślana i niepoprzedzona działaniami pilotażowymi decyzja o poddaniu go rekultywacji jest jedną z głównych przyczyn decydujących o niepowodzeniu prowadzonych w nim działań oraz niecelowym wydawaniu przeznaczonych na ten cel środków finansowych.

Wstępna, kompleksowa ocena stanu jakości konkretnego zbiornika i jego zlewni bezpośredniej, umożliwi odpowiedź na pierwsze z dwu pytań podstawowych – czy określony zbiornik należy rekultywować, a jeżeli tak, to jak najefektywniej zmodyfikować jego zlewnię aby maksymalnie ograniczyć zewnętrzny dopływ do niego substancji biogennych i zawiesin, co winno być podstawowym działaniem poprzedzającym wszelkie planowane zabiegi rekultywacyjne. W niektórych przypadkach, przed rozpoczęciem działań rekultywacyjnych celowym może być również ostrożne usunięcie martwej roślinności naczyniowej (materii organicznej) często spotykanej w zbiornikach silnie zdegradowanych.

Drugim z pytań podstawowych poprzedzających decyzję o rekultywacji jest: jaki efekt końcowy chcemy uzyskać? Czy interesuje nas pozbycie się nadmiaru roślinności zarastającej dno zbiornika i utrudniającej korzystanie z niego w celach przeciwpożarowych czy rekreacyjnych (wędkar-

stwo, kąpielisko, sporty wodne), czy też przeszkadza nam mętna zielona i cuchnąca woda z silnymi zakwitami fitoplanktonu często z dominacją potencjalnie toksycznych cyanobakterii? Obydwa te cele są ze sobą sprzeczne. Wynika to z faktu, że silnie zneutralizowane zbiorniki wodne, zwłaszcza te płytsze i nie podlegające stratyfikacji, mogą ewoluować w kierunku dwóch alternatywnych stanów stabilnych [Scheffer i van Nes 2007; Janssen i wsp. 2014]. Pojęcie stanów stabilnych związane jest z fitoplanktonem – głównym producentem pierwotnej materii organicznej w wodach, oraz z odpowiedzią zbiornika na poziom biogenów w wodzie. Jednym z takich stanów jest stan czystej wody z dominacją makrofitów, gdzie stosunek całkowitego stężenia fosforu (TP) do chlorofilu a (Chl a) w wodzie jest równy lub mniejszy niż 3 : 1, drugim zaś stan wody mętnej z dominacją fitoplanktonu charakteryzowany stosunkiem TP : Chl a zawierającym się pomiędzy 3 : 1 a 1 : 1. Upraszczając sprawę, w pierwszym przypadku mamy do czynienia ze zbiornikiem silnie zarośniętym roślinnością zanurzoną lecz o wodzie czystej, pozbawionej zawiesiny organicznej i fitoplanktonu, w drugim zaś ze zbiornikiem pozbawionym wprawdzie roślinności zarastającej jego dno i lustro wody, ale o wodzie mętnej, często cuchnącej i pełnej fitoplanktonu, w składzie którego zwykle dominują często toksyczne cyanobakterie.

Bez względu na wskazanie do rekultywacji, zwłaszcza z użyciem probiotyków środowiskowych, jest, niezależnie od głębokości zbiornika, „stan wody mętnej”, zaś próby rekultywacji zbiornika znajdującego się w „stanie czystej wody” są, oprócz wyjątkowych i szczególnie uzasadnionych przypadków, działaniem nieuzasadnionym, a czasem wręcz szkodliwym. Decyzja o rozpoczęciu rekultywacji tego typu zbiorników, wymuszana często przez wędkarzy i amatorów sportów wodnych, winna być każdorazowo rozważona szczególnie starannie, bowiem zwykle metodą z wyboru jest ich kosztowne bagrowanie. Choć prawidłowo wykonane

zabieg bagrowania eliminuje nadmiar roślinności oraz usuwa radykalnie znaczącą ilość zgromadzonej materii organicznej i biogenów, to jednocześnie zaburza istniejącą równowagę biologiczną, niszczy bioróżnorodność i na długi czas pomniejsza walory estetyczne i krajobrazowe bagrowanego jeziora czy stawu. Ponadto, niezadbanie o staranne odcięcie zewnętrznego dopływu substancji odżywczych i wyniesienie zgromadzonych w osadach biogenów poza obszar bezpośredniej zlewni bagrowanego zbiornika skutkuje ich powrotem do słupa wody. Stwarza to możliwość rozwinięcia się w nim i ustabilizowania niekorzystnego dla biocenozy i użytkownikom stanu mętnej wody, a w konsekwencji pojawienia się masywnych zakwitów cyanobakterii, nadprodukcji materii organicznej, odtlenienia wody i osadów dennych skutkującego zmniejszeniem się różnorodności biologicznej zbiornika.

10. Literatura

- [1] Bakker E. S., Judith M., Sarneel J. M., Gulati R. D., Liu Z., Donk E. 2013: *Restoring macrophyte diversity in shallow temperate lakes: biotic versus abiotic constraints*. *Hydrobiologia* 710, 23–37.
- [2] Bańkowska A., Wasilewicz M. 2008: *Przegląd działań realizowanych w celu poprawy stanu Jeziora Zdzowskiego*. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska 17, 80–90.
- [3] Björk S. 1972: *Swedish lake restoration program gets results*. *Amibio* 1, 153–165.
- [4] Klapper H. 2003: *Technologies for lake restoration*. Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education. *J. Limnol.* 62 (Suppl. 1), 73–90.
- [5] Ching-Tsan Tsai, Sih-Rong Chen, Chi-Hung Hsieh 2008: *The Micro Ecosystem Restoration Mechanism Applied for Feasible Research of Lakes Eutrophication Enhancement*. World Academy of Science, Engineering and Technology 2, 172–176.
- [6] Chróst R. J. 2014: *Mikrobiologiczna bioremediacja zanieczyszczonych i zeutrofizowanych płytkich zbiorników wodnych*. *Wiadomości Hydrobiologiczne*, 205, 3–5.
- [7] Cooke G. D. 1982: *Review of lake restoration techniques and an evaluation of harvesting and herbicides*. W: Taggart J., Moore L. (red.): *Lake Restoration, Protection, and Management*. Proceedings of the Second Annual Conference North American Lake Management Society, October 26–29, 1982 Vancouver, British Columbia. US Environmental Protection Agency Washington, DC, 257–266.
- [8] Crispim M. C., Vieira A. C. B., Coelho S. F. M., Medeiros A. M. A. 2009: *Nu-*

trient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. *Acta Limnol. Bras.* vol. 21, nr 4, 387–391.

- [9] Fegan D. 2000: *Beware of Panaceas. Effectiveness of Many Products Hard to Assess*. *Global Aquacult. Advocate* 3, 11–11.
- [10] Gliwicz M. 1985: *Eutrofizacja jezior tarzańskich – użyźnianie czy zarybianie?* *Wiadomości Ekologiczne* 31, 351–390.
- [11] Gulati R. D., Van Donk E. 2002: *Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review*. *Hydrobiologia* 478, 73–106.
- [12] Houser S. H., Meijer M. L., Gulati R. D., Van Donk E. 2005: *Biomaniipulation in shallow lakes: concepts, case studies and perspectives*. W: O’Sullivan P. E., Reynolds C. S. (red.): *The Lakes Handbook*, vol. 2.: *Lake Restoration and Rehabilitation*. Blackwell, Malden, MA, 462–482.
- [13] Huser B., Köhler S. 2012: *Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden*. *Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2012:02*, http://pub.epsilon.slu.se/10678/7/huser_b_kohler_s_140212.pdf.
- [14] Janssen A. B. G., Teurlincx S., An S., Hense J. H., Paerl H. W., Mooij W. M. 2014: *Alternative stable states in large shallow lakes?* *Journal of Great Lakes Research*. <http://www.science-direct.com/science/article/pii/S038013-3014001981>.
- [15] Scheffer M., van Nes E. H. 2007: *Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size*. *Hydrobiologia* 584, 455–466.
- [16] Jędryka E., Maciejewski S. 2007: *Rekultywacja Jeziora Zdzowskiego. Część 2. Możliwości rekultywacji*. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 50, 2.
- [17] Kajak Z. 1995: *Eutrofizacja nizinnych zbiorników zaporowych*. W: Zalewski M. (red.): *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*. PİOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, 33–41.
- [18] Kauppinen E. S. 2014: *Trophic state of the Great Masurian Lakes system in the past, present and future – causes, mechanisms and effects of changes*. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Warszawski. <https://depotuw.ceon.pl/bitstream/handle/item/467/Elsi%20Kauppinen%20thesis.pdf?sequence=1>.
- [19] Klapper H. 2003: *Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming*. Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education, *J. Limnol.*, 62 (Suppl. 1), 73–90.
- [20] Koton-Czarnecka M. 2001: *Pętla mikrobiologiczna w ekosystemach jeziornych*. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Warszawski.
- [21] Maehl P. 2000: *Poradnik rekultywacji jezior dla województwa Sonderjylland*. Ramboll Danmark, Tonder.
- [22] Moss B., Madgwick J., Phillips G. 1996: *A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes Broads*. Authority and Environment Agency, NRA, Norwich.
- [23] Norlin J. I., Bayley S. E., Ross L. C. M. 2005: *Submerged macrophytes, zooplankton and the predominance of low-over high-chlorophyll states in western*

- boreal, shallow-water wetlands. *Freshw. Biol.* 50, 868-881.
- [24] Olem H., Flock G. 1990: *Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*. Washington DC: North American Lake Management Society, 2nd Edition.
- [25] Opuszyński K. 1997: *Wpływ gospodarki rybackiej, szczególnie ryb roślinożernych, na jakość wody w jeziorach*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Zielona Góra.
- [26] Phyllips G. L. 1987: *Sprzężenie zwrotne między procesem eutrofizacji a zmianami zespołu ryb. Teoria ichtioeutrofizacji*. *Wiadomości Ekologiczne* 33, 21-30.
- [27] Phillips G. L. 2005: *Eutropication of shallow temperate lakes*. W: *The Lakes Handbook*, vol 2: *Lake restoration and rehabilitation*. O'Sullivan P. E., Reynolds C. S. (ed.), Blackwell Publishing, Oxford, UK, 261-278.
- [28] Pilgrim K. M., Brezonik P. B. 2005: *Evaluation of the potential adverse effects of lake inflow treatment with alum*. *Lake and Reservoir Management* 21, 78-88.
- [29] Prejs A. 1978: *Eutrofizacja jezior a ichtiofauna*. *Wiadomości Ekologiczne* XXIV, 201-208.
- [30] Prejs A., Martyniak A., Boron S., Hliwa P., Koperski P. 1994: *Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: effects of stocking with juvenile pike on planktivorous fish*. *Hydrobiologia* 275/276, 65-70.
- [31] Prejs A., Pijanowska J., Koperski P., Martyniak A., Boron S., Hliwa P. 1997: *Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: long-term changes in fish biomass and basic measures of water quality. A case study*. *Hydrobiologia* 342/343, 383-386.
- [32] Reeders H. H., Bij de Vaate A. 1990: *Zebra mussels (Dreissena polymorpha): a new perspective for water quality management*. *Hydrobiologia* 200/201, 437-445.
- [33] Ross G., Haghseresht F., Cloete T. E. 2008: *The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay*. *Harmful Algae* 7, 545-550.
- [34] Reeders H. H., Bij de Vaate 1990: *Zebra Mussels (Dreissena polymorpha): A new perspective for Water Quality Management*. *Hydrobiologia* 200/201, 437-450.
- [35] Shapiro J., Lamarra V., Lynch M. 1975: *Biomannipulation: an ecosystem approach to lake restoration*. W: Brezonik P. L., Fox J. L. (eds.): *Proceedings of a symposium on water quality management through biological control*. University of Florida, Gainesville, Florida, USA, 85-96.
- [36] Song H.-L., Wei L., Lu X.-W., Nishimura O. 2010: *An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water*. *Ecological Engineering* 36, 382-390.
- [37] Søndergaard M., Jeppesen E., Laursen T. R., Skov C., Van Nes E. H., Roijackers R., Lammens E. H. R. R., Portielje R. 2007: *Lake Restoration: successes, failures, and long term effects*. *J. Appl. Ecol.* 44, 1095-1105.
- [38] Wiśniewski R. 2000: *Metody rekultywacji zbiorników wodnych – stan obecny i perspektywy*. W: *Ochrona i rekultywacja jezior. Materiały konferencyjne*. Giziński A., Burak Sz. (red.): IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Przysiek. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Toruń, 21-39.
- [39] Wiśniewski R. 2013: *Metody rekultywacji jezior wg koncepcji zespołu Uniwersytetu Mikołaja Kopernika*. Wolsztyn 12.09.13. (prezentacja) <http://www.wolsztyn.pl/zdjecia/strona/wiadomosci/konferencja/13092013/prezentacje/4.pdf>.
- [40] Wysujack K., Mehner T. 2002: *Comparison of losses of planktivorous fish by predation and seine-fishing in a lake undergoing long-term biomanipulation*. *Freshw. Biol.* 47, 2425-2434.
- [41] Valsamma J., Haseeb M., Ranjit S., Anas A., Bright Singh I. S. 2014: *Shrimp Production under Zero Water Exchange Mode Coupled with Bioremediation and Application of Probiotics*. *J. Fish Internat.* 9, 5-14.

dr hab. Waldemar Siuda,

prof. dr hab. Ryszard Jan Chróst

Uniwersytet Warszawski,

Instytut Botaniki,

Zakład Ekologii Mikroorganizmów

i Biotechnologii Środowiskowej



UNIwersytet PRZYRODNICZY
W LUBLINIE
KATEDRA INŻYNIERII KSZTAŁTOWANIA
ŚRODOWISKA I GEODEZJI



POLSKIE TOWARZYSTWO
HYDROBIOLOGICZNE



ROZTOCZAŃSKI PARK
NARODOWY



WOJEWÓDZKI ZARZĄD
MELIORACJI I URZĄDZEŃ
WODNYCH W LUBLINIE



STOWARZYSZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW WODNYCH
I MELIORACYJNYCH
ZARZĄD ODDZIAŁU W LUBLINIE



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ
W LUBLINIE

zapraszają na

**Konferencję Naukowo-Techniczną
INNOWACYJNE TECHNOLOGIE
W GOSPODARCE WODNEJ I WODNO-ŚCIEKOWEJ**

połączoną z jubileuszem 80-lecia urodzin
prof. dr hab. Tadeusza Orlika

która odbędzie się w Lublinie i w Zwierzyńcu
w dniach 15-16 października 2015 r.

pod honorowym patronatem

JM Rektora Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie - prof. dr hab. Mariana Wesołowskiego
Marszałka Województwa Lubelskiego - Pana Sławomira Sosnowskiego

Tematyka konferencji:

- innowacyjne technologie oczyszczania wód i ścieków,
- gospodarowanie wodą na terenach wiejskich,
- ochrona zasobów wodnych,
- rekultywacja zbiorników wodnych,
- odnawialne źródła energii,
- ochrona i kształtowanie środowiska wodnego.

Adres do korespondencji:

Dr inż. Magdalena Gizińska-Górna
Katedra Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin
tel. 81 52 48 123, kom. 509 503 994, fax. 81 53 206 44
e-mail: madziagizinska@tlen.pl

Aktualne informacje na temat konferencji są dostępne na stronie:
<http://www.up.lublin.pl/wydarzenia/?form=default&rid=6280>