

Z. Maciej GliwiczZakład Hydrobiologii
Instytutu Zoologii
Uniwersytetu Warszawskiego
Nowy Świat 67
00-046 Warszawa**„Biomanipulacja”. I. Czym teoria ekologii
służyć może praktyce ochrony środowiska
wodnego?****Biomanipulation. I. Can ecological theory
be applied in management of freshwater
habitat?****1. Rola ekologii w praktyce ochrony środowiska: działania konstruktywne
czy alarmistyczne?**

Ekolodzy pragną być użyteczni. Pogląd o użyteczności wiedzy ekologicznej upowszechnił się i utrwalił w świadomości ekologów w latach sześćdziesiątych, gdy Międzynarodowy Program Biologiczny stworzył organizacyjne podstawy szeroko zakrojonych badań produktywności ekosystemów. Wydaje się, że uczestnicy badań uprawianych w ramach MPB mieli świadomość uczestnictwa w rozwiązywaniu globalnego problemu kryzysu wyżywienia. Wnikając w strukturę troficzną układów ekologicznych, bioenergetyczne zasady funkcjonowania organizmów auto- i heterotroficznych, wydajność przepływów energii z poziomu na poziom troficzny, żywiliśmy nadzieję, że wiedza ekologiczna pozwoli na takie sterowanie przyrodą, by widmo głodu przestało zagrażać naszej cywilizacji. Gdy światowy kryzys żywnościowy odsunięty został na dalszy plan przez światowy kryzys środowiskowy, sytuacja uległa radykalnej zmianie. Ekologia utraciła swe znaczenie konstruktywne, zyskała zaś znaczenie alarmistyczne.

Postulaty „inżynierii ekologicznej ekosystemów”, „kształtowania przyrody” czy „kształtowania środowiska” są obecnie raczej tytułami rozdziałów w podręcznikach ekologii, nazwami instytutów naukowych lub nazwami problemów resortowych niż rzeczywistym programem badawczym ekologii. Treścią prac ekologicznych finansowanych najchętniej przez agencje rządowe staje się coraz częściej kontrolowanie stanu rosnącego zanieczyszczenia biosfery przez cywilizację przemysłową i przestrzeganie przed przyrodniczymi konsekwencjami zanieczyszczeń. Ekolodzy wiedzą, że nie należy dopuszczać ani do wzrostu zapylenia powietrza, ani do wzrostu stężenia CO₂ w atmosferze. Przestrzegają przed konsekwencjami dalszego wzrostu stężenia pestycydów w środowiskach lądowych i dalszego wzrostu stężenia fosforu w ekosystemach wodnych. Potrafią też wyjaśnić, dlaczego ten wzrost należy powstrzymać.

Na tym jednak rola ekologii się kończy. Jest to bez wątpienia rola bardzo ważna i doceniana przez społeczeństwo, które na taką ekologię skłonne jest łożyć niemałe środki finansowe. Jest to jednak rola dość niewdzięczna, ponieważ sprowadza się w gruncie rzeczy do postulatów ty-

pu „czego nie należy robić” w miejsce postulatów typu „co należy uczynić”, by poprawić jakość środowiska. Takie postulaty kierowane pod adresem gospodarki pozostają najczęściej pobożnymi życzeniami, cóż bowiem uczynić można z postulatem niezwiększenia stężenia CO₂ w atmosferze czy postulatem powstrzymania procesu zapylenia powietrza, gdy potrzebna jest energia? Co uczynić można z postulatem redukcji stężenia pestycydów w glebie czy zmniejszenia puli fosforu w jeziorach, gdy potrzebny jest wzrost produkcji żywności?

Oczywiście postulatom „czego nie robić” towarzyszą postulaty „co uczynić”, jednak nie są to na ogół postulaty ekologiczne, choć często ich autorstwo należy do ekologów. W rzeczywistości postulaty te wiążą się zazwyczaj z techniką lub z nieekologicznymi dyscyplinami naukowymi. Pomysł zastąpienia energii spalania energią jądrową czy słoneczną wiąże się bardziej z fizyką i energetyką niż z ekologią, a filtry chroniące przed emisją pyłów konstruuje mechanicy i elektrycy, a nie ekolodzy. Pomysły zastąpienia niewybiórczo działających pestycydów typu DDT pestycydami o działaniu selektywnym lub hormonami juwenilnymi są przecież pomysłami z dziedziny chemii i fizjologii, a nie ekologii. Również metody powstrzymywania dopływu fosforu do wód śródlądowych więcej mają wspólnego z hydrologią, chemią i technologią oczyszczania ścieków niż z ekologią, choć proponowane są przez limnologów na podstawie gromadzonej przez nich wiedzy ekologicznej.

Choć podstawą takich działań i asumptem do ich podejmowania staje się na ogół ekologiczna wiedza o przyrodzie, to jednak działania te niewiele mają wspólnego z wykorzystaniem teorii ekologii. Koncepcja powstrzymywania dopływu fosforu do wód śródlądowych wynika przecież z dość prostej, choć niewątpliwie ważnej obserwacji, że to właśnie fosfor, a nie inny pierwiastek stanowi główny czynnik odpowiedzialny za produkcję pierwotną w środowisku wodnym. Czy w dość bogatej, choć niekoniecznie spójnej teorii ekologicznej nie ma nic więcej, co nadawałoby się do wykorzystania w praktyce ochrony i kształtowania środowiska? Przecież pewne pomysły konstruktywne rodzą się na gruncie teorii ekologii, choć w praktyce gospodarki środowiskowej nie wytrzymują one konkurencji z pomysłami nieekologicznymi. Do takich należy m.in. idea walki biologicznej ze szkodnikami. Mimo intensywnych prac teoretycznych i licznych prób wdrożeniowych nie może się ona doczekać wprowadzenia do praktyki rolniczej, która zawsze preferuje mniej wyrafinowane i fatalne w swych środowiskowych konsekwencjach metody walki chemicznej. Podobnie niemrawo rozwijają się inne, nowsze pomysły ekologiczne, mimo że niektóre z nich wydają się znakomite w swej prostocie. Takim pomysłem jest niewątpliwie na polskim rynku ekologicznym koncepcja „kompleksowo-ogniskowej” ochrony lasu Koehlera (1968) czy idea redukcji szkód wyrządzanych przez dziki poprzez właściwe kształ-

towanie struktury wieku populacji dzika (Andrzejewski i Jezierski 1969).

Takim pomysłem jest również koncepcja sterowania strukturą biotyczną ekosystemów wodnych w celu poprawy jakości wody, znana od niedawna w literaturze światowej pod nazwą: biomanipulation („biomanipulacja”) (Shapiro i in. 1975, Shapiro 1980). Jej też pragniemy poświęcić cykl kilku artykułów w związku z podejmowanym przez nasz Zakład tematem badawczym zgłoszonym do realizacji w nadchodzącej pięciolatce pod tym właśnie tytułem. W pierwszym, wstępnym artykule tego cyklu pragnę wykorzystać koncepcję „biomanipulacji”, by na jej przykładzie pokusić się o próbę odpowiedzi na pytanie, czy teoria ekologii może w większym stopniu służyć praktyce ochrony środowiska, służyć nie tylko działaniom alarmistycznym, ale również kształtowaniu podejścia bardziej konstruktywnego.

2. Specyfika zagrożeń środowiska wodnego: intoksykacja czy nadmierne użyźnienie?

Kryzys środowiskowy jawi się przede wszystkim jako niebezpieczeństwo zanieczyszczeń biosfery substancjami hamującymi rozwój organizmów, szczególnie autotrofów, w sposób bezpośredni (pestycydy, metale ciężkie, fenole, związki siarki, substancje promieniotwórcze) lub pośredni (pyły, aerozole) oraz substancjami niebezpiecznymi dla zdrowia człowieka. Zagrożenia te dotyczą również środowisk wodnych, jednak to nie one spędzają sen z powiek ludzi odpowiedzialnych za czystość wody, szczególnie wody słodkiej, której zapasy są ograniczone, a bez której obejść się nie możemy.

Podstawowym zagrożeniem dla czystości wód słodkich jest nadmiar tego, czego brakuje nam najczęściej na lądzie: nadmiar soli mineralnych. Na lądzie pragniemy jak największej produkcji pierwotnej (agroekosystemy) i jak najobfitszej masy roślinnej (ekosystemy leśne, tereny rekreacyjne i pasy ochronne). W wodzie pragniemy jak najmniejszej masy roślinnej, bowiem woda z gęstą zawiesiną glonów nie nadaje się ani do picia, ani do kąpieli. Nie może być też wykorzystywana w licznych procesach technologicznych, które wymagają wody jako surowca lub do płukania czy chłodzenia urządzeń. Na lądzie więc użyźniamy środowisko, wodę natomiast staramy się chronić przed wzrostem żyzności. Nie jest to jednak łatwe, ponieważ ze względów geomorfologicznych wielka część nawozów dodawanych w postaci mineralnych lub organicznych związków fosforu i azotu do agroekosystemów wydostaje się ze środowisk lądowych, by znaleźć się ostatecznie w rzekach i jeziorach.

Użyźnienie (eutrofizacja) środowisk wodnych prowadzi nieuchronnie do wzrostu masy glonów planktonowych. Wysokie zagęszczenie glonów

jest tym objawem eutrofizacji, który z jednej strony sam w sobie stanowi o złej jakości wody, z drugiej zaś prowadzi do dalszego pogorszenia jakości wody wskutek zużywania tlenu w jej głębszych warstwach przez rozkładającą się masę glonów. Konsekwencją wyczerpania tlenu jest uruchomienie procesów gnilnych, ustąpienie wielu gatunków zwierzęcych, w tym również cennych gospodarczo gatunków ryb. Konsekwencją odtlenienia głębszych warstw wody jest również uruchomienie procesów powrotu soli mineralnych do warstw powierzchniowych z osadów dennych, gdzie w wyniku sedymentacji masy organicznej zostały unieruchomione. Po przekroczeniu pewnego progu stężenia soli mineralnych w wodzie uruchamia się więc proces samonapędzania się eutrofizacji działający na zasadzie dodatniego sprzężenia zwrotnego (im większa eutrofizacja od zewnątrz, tym większa eutrofizacja od wewnątrz).

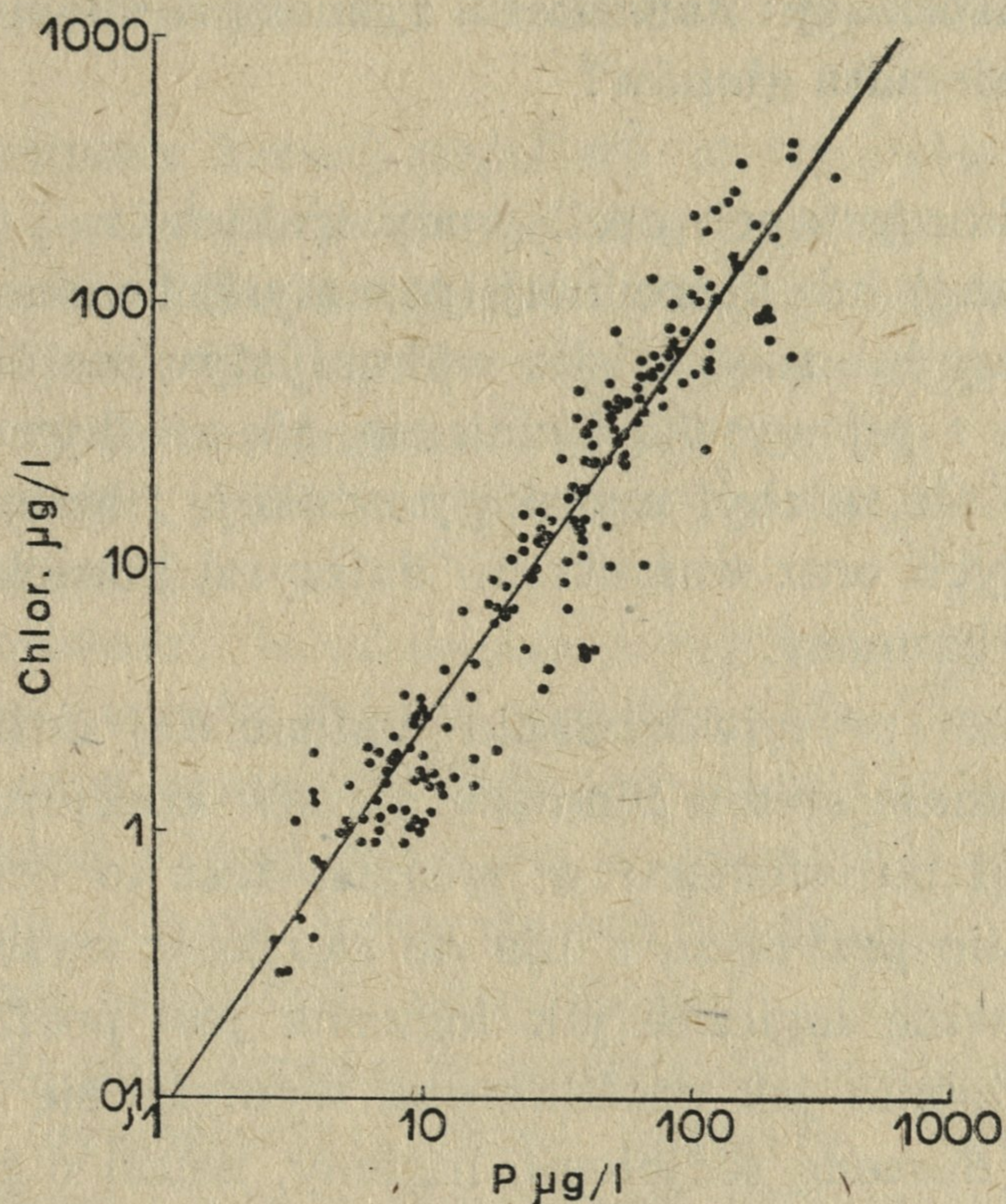
3. Fosfor jako czynnik minimum

W większości środowisk wodnych głównym czynnikiem ograniczającym produkcję pierwotną jest niedosyt fosforu. Jako pierwiastek o typowo niedoskonałym (sedymentacyjnym) cyklu biogeochemicznym, fosfor łatwo trafia do depozytu w osadach dennych, skąd w warunkach dobrego natlenienia wody niełatwo powraca do warstw powierzchniowych. W przeciwieństwie do azotu, jego deficyt w wodzie nie może być kompensowany dopływem z obfitej puli atmosferycznej. Dlatego też bez dostawy fosforu ze zlewni w postaci ortofosforanów, związków organicznych czy detergentów proces produkcji pierwotnej w wodach otwartych jest mało intensywny, biomasa glonów niewielka i woda przejrzysta.

O tym, że to właśnie niskie stężenie fosforu w wodzie działa najczęściej jako czynnik ograniczający wzrost biomasy glonów planktonowych, świadczy model Dillona i Riglera (1974). Wskazuje on na wysoce istotną korelację pomiędzy stężeniem fosforu w wodzie jeziornej przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego (w czasie wiosennego mieszania się jeziora) a wyrażoną w koncentracji chlorofilu wielkością biomasy glonów planktonowych w szczycie sezonu wegetacyjnego (rys. 1).

4. Przeciwdziałanie eutrofizacji

Zapobieganie wysokim stężeniom fosforu w wodzie stało się też podstawą najbardziej rozpowszechnionych metod praktyki ochrony i rekultywacji jezior. Metody te, których przegląd można znaleźć u Dunsta i in. (1974) lub u Uhlmanna (1982; patrz też polski tekst Kajak 1979), opierają się z jednej strony na powstrzymaniu dopływu fosforu



Rys. 1. Przykład empirycznego modelu Dillona i Riglera (1974) dla zbioru jezior amerykańskich (Jones i Bachmann 1976) ukazującego zależności pomiędzy stężeniem fosforu całkowitego w wodzie w okresie mieszania wiosennego (P) a maksymalną letnią biomasa glonów planktonowych wyrażoną w stężeniu chlorofilu *a* (*chlor.*). Wg Shapiro (1978)

An example of a Dillon-Rigler (1974) empirical model for a number of American lakes (Jones and Bachmann 1976) showing relationship between total phosphorus in lake water (P) and summer maximum phytoplankton standing crop expressed as chlorophyll *a* concentration (*chlor.*). After Shapiro (1978)

do jezior poprzez chemiczne oczyszczanie ścieków i odpowiednie kształtowanie gospodarki w zlewni jeziora, z drugiej zaś na pozbywaniu się fosforu z jeziora (przez wymuszony odpływ głębszych wód naddennych oraz usuwanie bogatych w fosfor osadów lub roślin wodnych) lub redukowaniu jego stężenia w powierzchniowych, eufotycznych warstwach wody poprzez najrozmaitsze zabiegi chemiczne (wytrącanie fosforu do osadów i zabezpieczanie przed jego powrotem do toni wodnej), mechaniczne (natlenianie warstw głębinowych i osadów oraz destratyfikacja wód jeziora) i biologiczne (kontrolowanie obfitości i składu gatunkowego zespołów roślin wodnych). Metody te mają więc bądź charakter „profilaktyki” (niedopuszczanie do wysokich stężeń fosforu), bądź też charakter „leczenia objawów” (usuwanie takich konsekwencji wzrostu żyzności, jaką jest odtlenienie wód głębinowych).

Obniżanie stężenia fosforu w powierzchniowych warstwach wody nie jest jednak jedynym sposobem przeciwdziałania objawom eutrofizacji.

5. Uciążliwość eutrofizacji: nadmierna żyzność środowiska czy zbyt wysoka biomasa glonów?

Większość niekorzystnych cech wody traktowanej jako dobro bezpośredniej (woda pitna) lub pośredniej (przemysł) konsumpcji, czy też jako walor krajobrazowy lub środowisko wykorzystywane do produkcji rybackiej, wiąże się nie z jej wysoką żyznością, nie ze zbyt wielkim stężeniem fosforu czy azotu, ale ze zbyt wysoką produkcją i biomasa glonów planktonowych i osiadłych oraz wszystkimi dalszymi konsekwencjami tej wysokiej produkcji i biomasy.

Niemniej jednak przeciwdziałania nadmiernej eutrofizacji podejmowane z myślą o zmniejszeniu biomasy glonów koncentrują się wokół zagadnienia redukcji puli fosforu w wodzie. Jest to oczywiście podejście słuszne, bo sięga do przyczyn, a nie do skutków wysokiej biomasy glonów. Jest ono równie logiczne jak logiczna jest profilaktyka w medycynie. Jednak podobnie jak profilaktyka wymyka się spod kurateli medycyny stając się domeną socjologii, higieny, nauki o żywieniu i psychologii, również walka z eutrofizacją wymyka się spod merytorycznej kurateli ekologii stając się domeną działań chemii (chemiczne wytrącanie fosforu do osadów), technologii oczyszczania ścieków (oczyszczalnie trzeciego stopnia), architektury zieleni i leśnictwa (pasy zadrzewień ochronnych) czy hydrologii (regulacje przepływów).

Rola ekologów w walce z eutrofizacją staje się więc albo mało „ekologiczna”, albo też ogranicza się w coraz większym stopniu do alarmowania opinii publicznej o pogarszającym się stanie wód i rysowaniu przerażających obrazów przyszłości naszych rzek, jezior i mórz. Mam wrażenie, że czujemy się w tej roli coraz lepiej, ułatwia ona bowiem zdobywanie środków na badania i znajduje żywy oddźwięk w społeczeństwie w postaci rosnącej „świadomości ekologicznej”.

Wydaje się, że dajemy się do tej roli spychać również dlatego, że długie lata praktyki badawczej w ramach Międzynarodowego Programu Biologicznego nauczyły nas patrzeć na układy ekologiczne jako na łańcuchy przepływów energii i materii i zaszczepiły przekonanie, że wszechwładnym czynnikiem odpowiedzialnym za wielkość produkcji i biomasy poziomu troficznego jest ilość dostępnej materii i energii na poziomie niższym. Przekonanie to jest szczególnie silnie utrwalone u algologów. Podobnie jak większość ekologów roślin, czynników ograniczających zagęszczenie populacji roślinnych algolodzy poszukują z reguły w wielkości puli zasobów, szczególnie puli fosforu, który zgodnie z korelacją z rys. 1 wydaje się jedynym znaczącym czynnikiem odpowiedzialnym za biomasa fitoplanktonu wynikającą z liczebności wszystkich gatunków glonów planktonowych.

6. Zagęszczenie populacji glonów: rozrodczość czy śmiertelność?

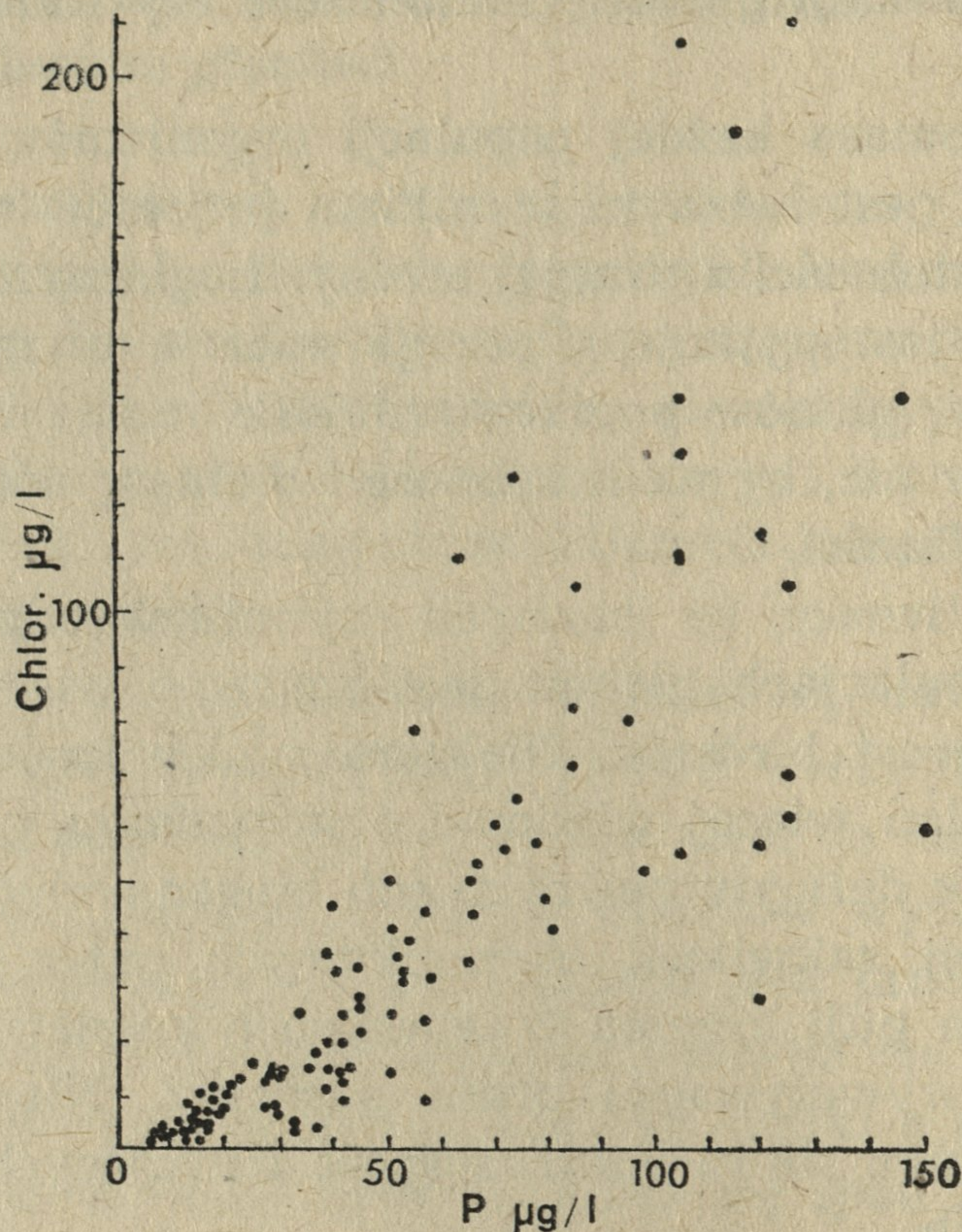
Liczebność i biomasa każdej populacji organizmów, w tym również populacji roślinnej, jest łącznym wynikiem procesów wzrostu i rozrodu z jednej oraz śmiertelności z drugiej strony. Logicznym następstwem tego „spostreżenia” jest pytanie, dlaczego uparcie pragniemy zmniejszać liczebność i biomasę glonów poprzez redukcję tempa ich wzrostu i rozrodu, a nie czynimy nic, by na liczebność i biomasę oddziaływać poprzez zwiększenie śmiertelności.

Nie ulega wątpliwości, że istotnych czynników odpowiedzialnych za śmiertelność w populacjach glonów jest znacznie więcej niż czynników ograniczających wzrost i rozród. Niektóre z nich są lepiej, inne gorzej poznane. Na przykład więcej wiadomo o wypadaniu glonów z warstwy eufotycznej wskutek deficytu pewnych soli biogennych (eliminacja okrzemek po wiosennych zakwitach okrzemkowych przez sedymentację na dno po wyczerpaniu puli krzemu w warstwach powierzchniowych) niż o ich śmiertelności wywoływanej przez pasożyty. Niemniej jednak na pierwszy plan wysuwa się tu roślinożerność filtrujących zwierząt planktonowych i osiadłych.

Wiele glonów planktonowych mieści się swymi rozmiarami w zakresie wielkości cząstek odfiltrowywanych przez wioślarki i widłonogi planktonowe. Glony o większych rozmiarach komórek lub kolonii, jeśli nie mieszczą się w tym zakresie wielkości, to mieszczą się na pewno w zakresie wielkości cząstek odfiltrowywanych przez osiadłe w litoralu jeziornym małże czy mszywioly. Zespoły zwierząt filtrujących bywają na tyle liczne, że cała objętość wody w jeziorze jest niekiedy raz na dobę przepuszczana przez ich komory filtracyjne (np. H a n e y 1973). Teoretycznie możliwe są więc takie sytuacje, w których mimo maksymalnego tempa wzrostu i rozrodu (tempa podziałów komórek) umożliwionego przez wysokie stężenie fosforu w wodzie, populacje glonów pozostają mało liczebne nie wywołując żadnych symptomów eutrofizacji pomimo wysokiej żyzności środowiska.

7. Możliwości pośredniego oddziaływania na biomasę glonów

O tym, że biomasa glonów zależy nie tylko od zasobności środowiska w fosfor, świadczy zamaskowany fakt wielkiego rozrzutu punktów z rys. 1. Rozrzut ten staje się łatwy do zaobserwowania, gdy obie skale logarytmiczne zastąpimy przez skale arytmetyczne (rys. 2). Oczywiście psuje to regresję ukazującą dotąd jednoznacznie zależność wielkości biomasy glonów od puli dostępnego fosforu. Stopień rozproszenia się punktów wcale nie maleje, gdy wyeliminujemy z puli jezior te zbiorniki, w których o wielkości biomasy fitoplanktonu decyduje niedobór innych soli



Rys. 2. Zbiór punktów z rys. 1. przedstawiony na skalach arytmetycznych. Różne wartości chlorofilu przy tych samych stężeniach fosforu sugerują, że przy wysokich stężeniach fosforu biomasa fitoplanktonu kontrolowana być może przez inne niż fosfor czynniki. Według Shapiro (1973)

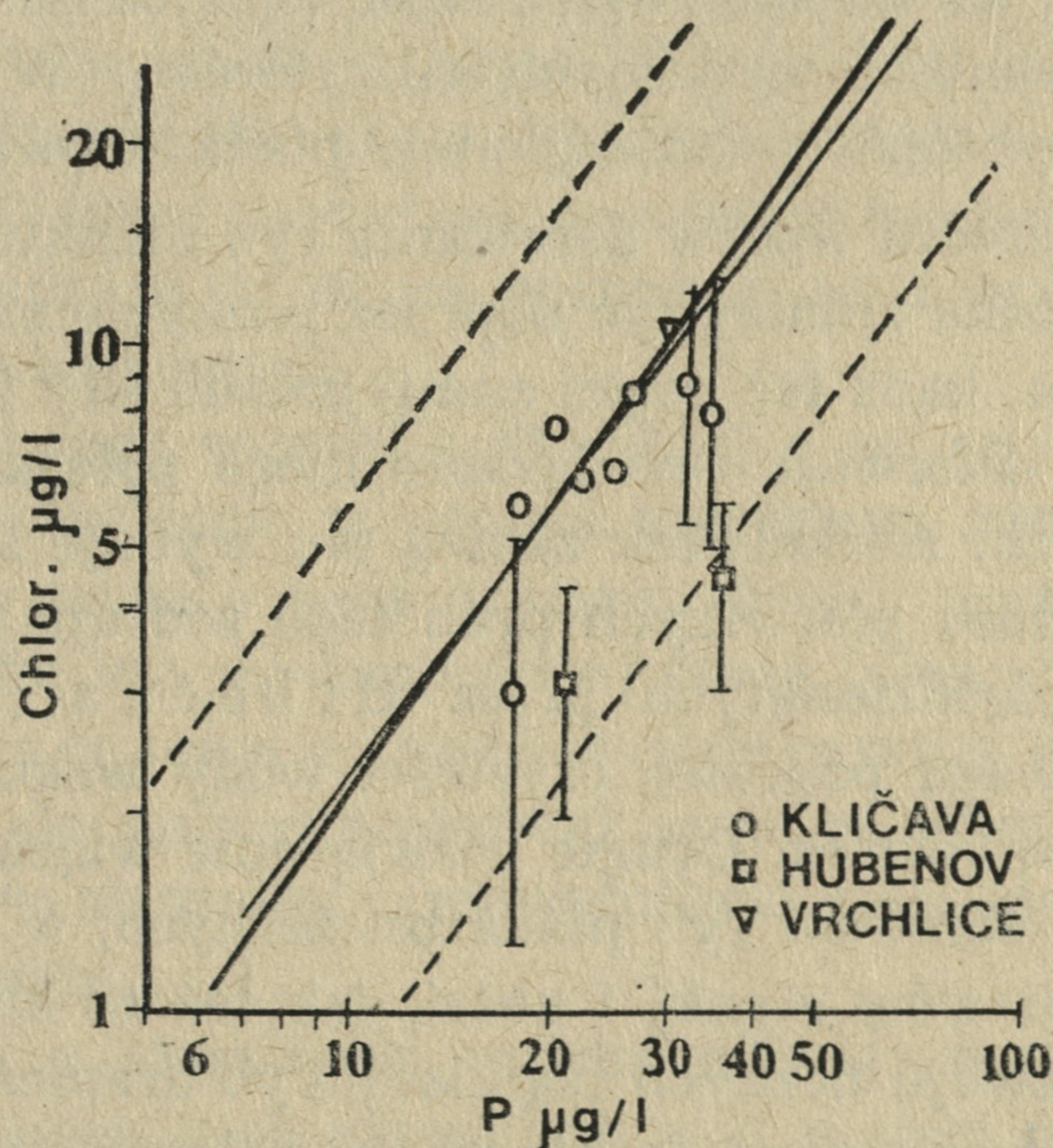
The set of data from the Figure 1 replotted on arithmetic axes. Different chlorophyll concentrations at the same phosphorus concentrations suggest that at high phosphorus the phytoplankton standing crop can be controlled by factors other than phosphorus. After Shapiro (1978)

mineralnych (np. azotu) lub specyficzne właściwości morfologiczne (np. wyższa od spodziewanej biomasa fitoplanktonu w jeziorach płytkich, nie-stratyfikowanych) czy hydrologiczne (np. niższa od spodziewanej biomasa fitoplanktonu w jeziorach silnie przepływowych wskutek wypłukiwania glonów). Rozproszenie nie zmniejsza się też po wyeliminowaniu tych jezior, w których wydłuża się czas rezydencji jednostki fosforu w warstwie powierzchniowej wskutek działania ostrego gradientu gęstości i lepkości w warstwie termokliny zatrzymującej opadającą zawieszynę materii organicznej, z której w procesach rozkładu uwalnia się fosfor, by powrócić do swych krótkich cykli krążenia w warstwie powierzchniowej wody.

Układ punktów na rysunku 2. świadczy dalej o tym, że bez wysokich stężeń fosforu w wodzie nie może być wysokiej biomasy glonów planktonowych, i o tym, że przy wysokich stężeniach możemy mieć wysoką biomasa glonów planktonowych. Możemy, ale nie musimy. Przy stężeniu fosforu nieco powyżej 100 µg na litr możemy mieć ponad 200 µg chlorofilu na litr i przezroczystość wody mierzona w centymetrach. Ale przy tym samym stężeniu fosforu wcale nie musimy mieć tak gęstego

zakwit fitoplanktonu. W jego miejsce możemy mieć zaledwie niewiele powyżej 20 μg chlorofilu na litr i wodę o przezroczystości wyrażonej w metrach. Co można uczynić, by zamiast 200 mieć tylko 20 μg chlorofilu w litrze wody?

Na pytanie to odpowiedzieli przed kilku laty H r b á č e k i in. (1978) sprawdzając, w jakim stopniu trzy badane przez nich zbiorniki wodne mieściły się w modelu Dillona i Riglera (1974). Okazało się, że dwa z tych zbiorników, Kličava i Vrchlice, dobrze pasowały do modelu, jeden natomiast, Hubenov, charakteryzował się znacznie niższymi wartościami chlorofilu niż te, które na podstawie modelu przewidzieć by można z wiosennego stężenia fosforu (rys. 3). O ile Kličava i Vrchlice zasiedlone były przez liczne populacje płoci, okonia i drobnych ryb karpio-watych, o tyle Hubenov posiadał tylko niewielkie obsady troci i pstrąga.



Rys. 3. Prosta regresji pomiędzy całkowitym fosforem i chlorofilem *a* dla zbiornika Kličava (cienka linia) i punkty dla zbiornika Vrchlice, obydwu z licznymi populacjami ryb planktonożernych, dobrze pasują do modelu Dillona i Riglera (1974); prosta regresji oznaczona grubą linia. Natomiast punkty dla Hubenova, zbiornika z niewielkim zagęszczeniem ryb planktonożernych wskazują, że stężenie chlorofilu jest o ponad połowę mniejsze niż wynikałoby to z modelu. Wg H r b á č e k a i in. (1978)

Total phosphorus-chlorophyll *a* regression line for Kličava reservoir (thin line) and data for Vrchlice reservoir, both with abundant planktivorous fishes, fit well with the Dillon and Rigler (1974) regression line (solid thick line), whereas data for Hubenov reservoir with low fish populations indicate that chlorophyll is less than half the value expected from the model. After H r b á č e k et al. (1978)

Nie należy sądzić, by zagęszczenie ryb w zbiorniku wodnym miało bezpośrednio decydujące znaczenie dla wielkości biomasy glonów planktonowych. Niewątpliwie jednak mają tu miejsce oddziaływania pośred-

nie, z których najważniejsze wydaje się (1) uwalnianie fosforu z osadów dennych i z materii organicznej stającej się pokarmem ryb, oraz (2) redukcja liczebności i przebudowa składu gatunkowego zespołu filtrujących zwierząt bezkręgowych odżywiających się glonami planktonowymi.

Wzrost obfitości ryb bentosożernych jest jednoznaczny ze wzrostem intensywności uruchamiania wewnętrznego ładunku fosforu zdeponowanego w osadach dennych. Wzrost obfitości ryb planktonożernych jest natomiast jednoznaczny z redukcją zagęszczenia populacji gatunków zooplanktonowych, szczególnie dużych wioślarek, które najwydajniej odfiltrują zawiesinę z wody, ale które jednocześnie najłatwiej padają ofiarami selektywnie odżywiających się ryb.

Obfitość ryb oddziaływać więc może pośrednio zarówno na wzrost i rozród glonów planktonowych (wzrost rozrodu poprzez uruchomienie zasobów fosforu), jak też na ich śmiertelność (spadek śmiertelności poprzez 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 poprzez pozbycie się ryb albo obniżenie ich zagęszczenia, bądź też przez zmniejszenie siły ich presji na zwierzęta planktonowe. Pierwsze rozwiązanie może polegać na zastosowaniu środków toksycznych. Aczkolwiek zabieg ten wydaje się mało ekologiczny, to jednak od czasu pierwszych prób tego rodzaju przeprowadzonych jeszcze w latach pięćdziesiątych przez H r b á ě k a (1962) przynosi on zazwyczaj zdecydowaną poprawę czystości wody wskutek licznego pojawienia się dużych wioślarek. Drugie rozwiązanie wiązać się może zarówno z intensyfikacją odłowów ryb planktonożernych, w tym zaniechaných u nas od dawna odłowów stynki i uklei, jak też ze stworzeniem dogodnych warunków rozwoju licznych populacji ryb drapieżnych, m.in. szczupaka i sandacza. Trzecie rozwiązanie może polegać na stwarzaniu refugiów dla dużych wioślarek, by ułatwić im skuteczniejszą ochronę przed presją ryb planktonożernych.

W analogiczny sposób można zmniejszyć niepożądany wpływ pośredni aktywności ryb bentosożernych na glony planktonowe. Należy tu jednak mieć również na uwadze oddziaływania tych ryb na liczebność i skład gatunkowy bezkręgowej fauny dennej, która spełnia istotną rolę w wymianie fosforu pomiędzy osadami dennymi i wodą.

Kształtowanie odpowiedniej obsady ryb w zbiornikach wodnych 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 (przeżyciowe wydzielanie fosforu) i pozytywnych (usuwanie

zawiesiny z wody) jest korzystny. Obiecujące są również możliwości chemicznego sterowania składem gatunkowym glonów planktonowych w taki sposób, by faworyzowane były gatunki łatwiej dostępne dla zwierząt filtrujących: pojedyncze komórki o małych rozmiarach bez błon i otoczek uniemożliwiających trawienie przez zwierzęta.

8. Przeciwdziałanie objawom eutrofizacji w strefie litoralu

W strefie litoralu jeziornego zachodzi szereg istotnych procesów, które mogą decydować zarówno o tym, jaka jest ostatecznie pula soli mineralnych, szczególnie fosforu, dostępnych dla glonów planktonowych, jak też i o tym, jak kształtuje się skład gatunkowy i liczebność ryb drapieżnych i planktonożernych w zbiorniku wodnym, co w ostatecznym rachunku wpływać musi na skład i liczebność populacji planktonowych i osiadłych zwierząt filtrujących, kontrolujących zagęszczenie populacji glonów planktonowych. Oddziaływanie na pewne biotyczne komponenty systemu litoralnego może więc drogą pośrednią istotnie zmienić skład i biomasę glonów planktonowych.

Niezależnie od tego w strefie litoralnej obserwujemy często dodatkowe symptomy eutrofizacji w postaci masowego rozwoju glonów nitkowatych lub też w postaci masy gnijącej materii organicznej wyprodukowanej w tej strefie lub też naniesionej przez falowanie ze strefy wód otwartych. Zjawiska te mają oczywiście niekorzystny wpływ na jakość wody w zbiorniku, ale stanowią również same w sobie poważne zagrożenie dla użytkowników zbiornika i niewątpliwie stają się niepożądanym elementem estetycznym.

Populacje roślin litoralnych, w tym również populacje glonów peryfitonowych i dennych oraz pływających w postaci mat glonów nitkowatych są jednak odmienne od populacji glonów planktonowych. O ile glony planktonowe znajdują się stale pod silną presją zwierząt filtrujących, które działają na zasadzie drapieżców uśmiercając eksploatowane przez siebie organizmy roślinne, o tyle rośliny litoralne tego rodzaju presji są w zasadzie pozbawione. Działanie odżywiających się nimi roślinożerców przypomina w gruncie rzeczy sytuację w ekosystemach lądowych. Mimo to jednak, zarówno wprowadzenie owiec na hale, jak też wprowadzenie ssaków i ptaków czy ryb roślinożernych (amur) do wód jeziornych może prowadzić do zmniejszenia biomasy roślinności. Co prawda towarzyszy temu zazwyczaj intensyfikacja produkcji pierwotnej i nie zawsze korzystna przebudowa gatunkowa zespołu roślinnego. Miejmy jednak nadzieję, że właśnie wśród takich możliwości przebudowy zespołu odnajdziemy w przyszłości skuteczne metody kształtowania zespołów roślinnych litoralu jeziornego w taki sposób, by maksymalnie zwiększyć rolę roślinności litoralnej w zatrzymywaniu i deponowaniu fosforu w pu-

li niedostępnej tego pierwiastka, stworzyć optymalne warunki rozwoju najbardziej korzystnych gatunków ryb drapieżnych i filtrujących zwierząt osiadłych oraz uzyskać najlepsze efekty estetyczne. Obok oddziaływań na środowisko fizyczne i chemiczne odnaleźć się tu może szereg metod działania pośredniego poprzez zwierzęta roślinożerne i pasożyty roślin.

9. Koszty „profilaktyki” i „biomanipulacji”

Powstrzymywanie dopływu fosforu do zbiorników wodnych pozostanie niewątpliwie najskuteczniejszą metodą zapobiegania objawom eutrofizacji, tak jak profilaktyka pozostanie najskuteczniejszą metodą zapobiegania epidemiom chorób. Nie znaczy to jednak, że ekologowie powinni pozostawić problem przeciwdziałania eutrofizacji technologom oczyszczania ścieków i specjalistom od uzdatniania wody.

Zabiegi „biomanipulacyjne” wydają się zbyt wyrafinowane i jednocześnie zbyt zawodne, by na nich oprzeć działania w zakresie ochrony wód. Nie można przecież wykluczyć takiej możliwości, że nawet przy udanych posunięciach gospodarki rybackiej gwarantujących całoroczne występowanie w zbiorniku licznych populacji dużych wioślarek, znajdują się wśród glonów planktonowych takie gatunki, które oprą się skutecznie największym i najbardziej efektywnym zwierzętom filtrującym. Skupiając się w wielkie kolonie staną się niejadalne albo otaczając się impregnowanymi błonami staną się niestrawialne, bądź też produkując substancje toksyczne spowodują zanik filtratorów w środowisku. Przy wysokich stężeniach fosforu nastąpi wtedy ich zakwit i wszystkie dalsze jego konsekwencje.

Z tego właśnie względu „profilaktyka” musi pozostać naszą główną metodą ochrony jakości wody. „Profilaktyka” jest jednak metodą szalenie kosztowną. Powstrzymywanie dopływu fosforu do słynnego już dziś z tego właśnie zabiegu jeziora Washington (Edmondson i Lehmann 1981) kosztowało 130 milionów dolarów USA, chociaż zabieg polegał głównie na przeniesieniu kolektora ścieków aglomeracji miasta Seattle z jeziora do zatoki Oceanu Spokojnego. Z tego też względu oczyszczalnie III stopnia posiadające technologie chemicznego wytrącania fosforu stosuje się bardzo rzadko, a stosowanie metody chemicznego wytrącania fosforu do osadów jest ograniczone w gruncie rzeczy do zbiorników służących jako zapas wody pitnej.

Stosowanie „profilaktyki” staje się szczególnie kosztowne wtedy, gdy dopływy fosforu do zbiorników wodnych są rozproszone, co w związku z niewłaściwie przeprowadzonym nawożeniem ma z reguły miejsce w sytuacji dopływu fosforu ze zlewni użytkowanej rolniczo. Wydaje się, że ze względu na olbrzymie koszty „profilaktyka” nie będzie mogła być sto-

sowana nigdy na szeroką skalę, szczególnie w krajach mało zamożnych. Skazani więc jesteśmy na to, że dopływu fosforu do naszych jezior nie powstrzymamy na tyle, by nie warto było równolegle działać również innymi, choć mniej skutecznymi metodami. Muszą być wśród nich obecne metody chemicznego i mechanicznego pozbywania się nadmiaru fosforu z jeziora lub z powierzchniowych warstw wody jeziornej znane powszechnie jako metody rekultywacji jezior. I one wymagają jednak dość wysokich nakładów finansowych na urządzenia techniczne lub dostawę energii z naszych skromnych zasobów.

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, choć świadomie, uproszczonym rachunku, ale dobrze oddaje istotę sprawy: sterowanie zawsze angażuje niewielką ilość energii w stosunku do tej ilości, która zużywana jest lub uwalniana w procesach sterowanych.

10. Konsekwencje metodologiczne podejścia „biomanipulacyjnego”

Drogi finansowania nauki we współczesnym świecie, szczególnie nauki o ważnych powiązaniach z globalnym problemem ochrony środowiska, narzucają w coraz większym stopniu konieczność skierowania programów badawczych ku ewentualnym zastosowaniom wyników w praktyce.

Zaangażowanie się w prace badawcze o implikacjach praktycznych prowadzi zazwyczaj do zawężenia teoretycznej podstawy badań wpływającego z konieczności koncentracji wokół pewnych określonych aspektów funkcjonowania przyrody, np. bioenergetyki czy biogeochemii. Wydaje się, że takie bywały konsekwencje wielkich programów międzynarodowych i problemów centralnie kierowanych w ekologii. Stawiały one sobie za cel poznanie pewnych całości, początkowo ekosystemów,

następnie układów bardziej kompleksowych — fizjocenoz (krajobrazów). Naturalną konsekwencją było stopniowe przechodzenie z pozycji redukcjonistycznych na pozycje holistyczne, inaczej bowiem nie można scharakteryzować ani struktury, ani funkcjonowania układów złożonych. Konsekwencją była również rosnąca fascynacja liczbami, które stawały się niezbędne do budowania obrazu całości, np. energetycznego obrazu ekosystemu jeziora czy cyklu krążenia fosforu w krajobrazie. Programy te wreszcie sprzyjały kształtowaniu się jednostronności podejścia. Niewątpliwie dobrym przykładem jest tu sposób patrzenia na strukturę troficzną biocenoz ukształtowany przez Międzynarodowy Program Biologiczny.

Sądzę, że prace nad biologicznymi metodami przeciwdziałania objawom eutrofizacji prowadzone zgodnie z koncepcją „biomanipulacji”, choć ze zrozumiałych względów podporządkowane ostatecznym celom użytkowym, niebezpieczeństw tych są w znacznym stopniu pozbawione. Podejmowanie takich prac zapewnia bowiem, a nawet wręcz narzuca, różnorodność podejścia. Możliwe jest tu zarówno podejście bioenergetyczne jak też podejście biogeochemiczne. Możliwa jest koncentracja na populacji i na zespole konkurujących gatunków, na organizmach i ich limitacjach przez zasoby z jednej oraz drapieżnictwo i pasożytnictwo z drugiej strony. Konieczne jest wreszcie spojrzenie ewolucyjne, bez którego nie będziemy w stanie zrozumieć, jakie są mechanizmy powstawania zarówno tych zachowań, fizjologii i cech morfologicznych organizmów, które utrudniają drapieżcy (roślinożercy) skuteczną kontrolę liczebności populacji, jak i tych, które optymalizują sposoby wykorzystania zasobów. Możliwe jest tu również, a w przypadku cyklu fosforu wręcz niezbędne, podejście mniej redukcjonistyczne. Konieczne staje się też posługiwanie się eksperymentem, który będzie odpowiadał nie tylko na pytanie „ile?”, ale również na pytania „czy?” lub „dlaczego?”.

Największą wszakże zaletą podejścia „biomanipulacyjnego”, obok konstruktywności w miejsce działań alarmistycznych, wydaje mi się powrót do biologii, dziedziny, w której ekolog może poczuć się bardziej kompetentny niż w chemii, geografii, geologii, planowaniu przestrzennym czy technologii. To właśnie na gruncie biologii organizmów, a nie na gruncie ekologii systemowej następuje w ostatnich latach żywiłowy rozwój teorii ekologicznej wyjaśniającej tajemnice przyrody w idealnej zgodności z podstawową teorią biologii, jaką jest teoria doboru naturalnego. Sądzę, iż koncepcja badań „biomanipulacyjnych” sprzyjać może połączeniu wysiłków w celu uzyskania pewnych rozwiązań praktycznych w dziedzinie ochrony i kształtowania środowiska z pracami nad poszerzaniem naszego rozumienia przyrody. Nakłady finansowe łożone na badania skierowane ku praktyce gospodarki środowiskiem, ale wykorzystywane również do rozwijania teorii ekologicznej, zwrócić się mogą w

przyszłości tej praktyce w postaci nowych, udanych pomysłów kształtowania środowiska.

Moim współpracownikom i przyjaciołom z Zakładu Hydrobiologii IZ UW wdzięczny jestem za dyskusję nad przedstawionymi powyżej poglądami, z których oczywiście nie wszystkie podzielają oni z autorem.

Piśmiennictwo

- Andrzejewski R., Jezierski W. 1969 — Zasady przeciwdziałania szkodom wyrządzanym przez dziki — *Łow. pol.* 1: 4—6; 2: 2—3.
- Dillon P. J., Rigler F. H. 1974 — The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes — *Limnol. Oceanogr.* 19: 767—773.
- Dunst R. C., Born S. M., Uttormark P. D., Smith S. A., Nichols S. A., Peterson J. A., Knauer D. R., Serns S. L., Winter D. R., Wirth T. L. 1974 — Survey of lake rehabilitation techniques and experiences — Technical Bulletin No. 75, Department of Natural Resources, Madison, ss. 179.
- Edmondson W. T., Lehman J. T. 1981 — The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington — *Limnol. Oceanogr.* 26: 1—29.
- Haney J. F. 1973 — An in situ examination of the grazing activities of natural zooplankton communities — *Arch. Hydrobiol.* 72: 87—132.
- Hrbáček J. 1962 — Species composition and the amount of the zooplankton in relation to the fish stock — *Rozpr. čsl. Akad. Věd*; 72 (10): 1—116.
- Hrbáček J., Desortova B., Popovsky J. 1978 — Influence of the fish stock on the phosphorus-chlorophyll ratio — *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 1624—1628.
- Jones J. R., Bachmann R. W. 1976 — Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes — *J. Water Pollut. Control. Fed.* 48: 2176—2182.
- Kajak Z. 1979 — Eutrofizacja jezior — PWN, Warszawa, ss. 233.
- Koehler W. 1968 — Biologiczne metody ochrony lasu — PWRiL, Warszawa, ss. 199.
- Shapiro J. 1978 — The need for more biology in lake restoration — Contribution No. 183 from the Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis, ss. 20.
- Shapiro J. 1980 — The importance of trophic-level interactions to the abundance and species composition of algae in lakes — *Devs Hydrobiol.* 2: 105—116.
- Shapiro J., Lamarra V., Lynch M. 1975 — Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration (W: Proceed. Symposium on water quality management through biological control. Red. P. L. Brezonik, J. L. Fox) — University of Florida, USEPA, Gainesville, 85—96.
- Uhlmann D. 1982 — Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs — *Int. Rev. gesamt. Hydrobiol.* 67: 821—835.

Summary

The biomanipulation approach to lake eutrophication control (Shapiro et al. 1975, Shapiro 1978, 1980) is discussed as an example of possible applications of ecological theories in environmental management. The approach is presented as a possibility of controlling phytoplankton standing crop at high phosphorus levels in lake water (Figs. 1, 2 and 3) from the top of the trophic structure of lake commu-

nity, but also other biological means of controlling symptoms of eutrophication are considered.

It is suggested that biomanipulation approach would allow ecologists (1) to concentrate less on alarm calls and more on devising constructive solutions of environmental problems, (2) to utilise more ecological theories in practical management, (3) to complement a holistic ecosystem view of nature by an organism oriented, evolutionary view, and (4) to use funds provided for applied science for further efforts to extend our understanding of nature which, in turn may bring new ideas for environmental management.

The essay is an introduction to a serie of state-of-art reviews on various aspects of biomanipulation intended for the same journal.