

Anna Hillbricht-Ilkowska

Instytut Ekologii PAN
Dziekanów Leśny
05-092 Łomianki

**Współczesne kierunki badawcze
w ekologii wód słodkich**

**I. Zmienność antropogenna
oraz procesy wewnątrzekosystemowe**

**Contemporary research trends
in freshwater ecology**

**I. Human impact on ecosystems
and their internal processes**

1. Wyznanie zamiast wstępu

Niniejszy szkic, jak i dwa następne (Hillbricht-Ilkowska 1984 i w druku) powstał z inspiracji organizatorów XII Zjazdu Hydrobiologów Polskich (Lublin, wrzesień 1983), którzy zwrócili się do autorki z propozycją opracowania referatu plenarnego (Hillbricht-Ilkowska 1983) z dokonaniem próby wyboru i przeglądu ważniejszych, tzn. bądź szeroko uprawianych, bądź bardziej interesujących i płodnych poznawczo kierunków badań na świecie, jak też porównanie ich z publikowanym dorobkiem hydrobiologii krajowej ostatnich lat. Zadanie, choć ambitne, jest z oczywistych względów bardzo trudne i autorka decydując się na opublikowanie pełnego tekstu swoich przemyśleń i wyborów uważa za konieczne przyznać się do rozlicznych ograniczeń tego przedsięwzięcia zarówno natury obiektywnej, jak i subiektywnej. Przyczyną pierwszych jest fakt, że orientację o światowych postępach hydrobiologii uzyskuje się najczęściej z lektury określonej liczby czasopism naukowych lub innych wydawnictw zagranicznych dostępnych w kraju. Autorka oparła się zasadniczo na lekturze materiałów z XXI Kongresu Międzynarodowego Towarzystwa Limnologicznego (Sladeczek 1981) oraz kilkunastu¹ zagranicznych i polskich czasopism z lat 1980—1983. Pozycje te oczywiście nie wyczerpują publikowanego dorobku, ale stanowić mogą reprezentatywną próbę badań światowych i krajowych. Oparto się również i na innych materiałach okazyjnie publikowanych w ostatnich latach, szczególnie na materiałach z naukowych spotkań międzynarodowych, różnego rodzaju syntezach i monografiach problemowych.

¹ Zagraniczne: Ann. Limnol., Austr. J. Mar. Fresh. Res., Can. J. Fish. aquat. Sci., Ecol. Modelling., Hydrobiologia, Fresh. Biol., Arch. Hydrobiol., Int. Rev. ges. Hydrobiol., Limnologica, Limnol. Oceanogr., J. Plank. Res., Ecology, Ecol. Monogr., Memorie Ist. Ital. Idrobiol., Oikos, Hidrobiol. Ž., Ekologija, Holarctic Ecol., Oecologia, Acta Oecologica.

Krajowe: Pol. Arch. Hydrobiol., Acta Hydrobiol., Ecol. pol., Wiad. ekol., Pol. ecol. Stud., zeszyty naukowe uczelni wyższych.

Zakres niniejszego szkicu, jak też następnych projektowanych, ograniczony jest w zasadzie do zagadnień ekologii jezior z pominięciem wód płynących, poza koncepcjami wspólnymi dla tych obu ekosystemów wodnych. Nie jest też jego celem omówienie postępów w zakresie zastosowań hydrobiologii jako np. inżynierii środowiskowej, techniki ochrony i oczyszczania wód, metod rekultywacji² i kontroli czystości, jak też wykorzystania wód do produkcji żywności, choć wiele współczesnych osiągnięć poznawczych wskazanych w artykule jest rezultatem badań inspirowanych przez te właśnie wymogi praktyczne. Celem zasadniczym artykułów jest przedstawienie tych kierunków badań, które — zdaniem autorki — przyczyniają się do opisywania i wyjaśniania zjawisk i procesów składających się na naukowe poznanie zasad funkcjonowania ekosystemów wodnych i ich części strukturalnych, jak też strategii życia zasiedlających je osobników, gatunków i zespołów.

Podstawowym jednak ograniczeniem jest konieczność dokonywania wyboru i opisanie bardziej interesujących, płodnych czy też powszechnych kierunków badań i tutaj subiektywizm piszącego jest trudny do uniknięcia, jako że każdy badacz przyswaja i wartościuje wiedzę zawsze z punktu widzenia swoich zainteresowań i kompetencji. Ponadto wiele kierunków i rodzajów badań z konieczności musi być przedstawione bardzo skrótowo, raczej sygnalizacyjnie, bez materiału faktograficznego, zaś wybór literatury ograniczony do pozycji bądź typowych dla danego podejścia, bądź przeglądowo-syntetycznych, bądź jedynie wprowadzających. Większość z nich zaczerpnięto z badań dotyczących strefy pelagialu i ekologii planktonu. Starano się też zachować współczesny horyzont czasowy, tzn. nie sięgać po pozycje sprzed lat 1978/1979, jak też reprezentatywność geograficzną dorobku światowego.

Z tych wszystkich powodów niniejszy i dalsze artykuły mają charakter w pełni dyskusyjny i zgodnie z zamierzeniem autorki i Redakcji stanowią raczej wprowadzenie i wyzwanie do szerszej dyskusji na temat współczesnych kierunków badawczych w ekologii wód.

Ze względów technicznych ograniczono niniejszy szkic do zagadnień związanych z ochroną i funkcjonowaniem jezior w środowisku oraz do procesów wewnątrzekosystemowych. Jest to bowiem problematyka najszerszej, w sensie ilościowym, reprezentowana w badaniach światowych i krajowych, angażująca większość wysiłków badawczych, szczególnie zespołów i grup wielodyscyplinarnych. Powodem jest jej ewidentne powiązanie z ochroną i użytkowaniem środowiska, a też — co jest niebagatelne — z nakładami finansowymi na badania i ich politycznym sterowaniem.

Następne artykuły dotyczyć będą zagadnień już nie tak powszechnych w sensie ilościowym, ale równie, a nawet — przynajmniej dla autorki —

² Patrz przegląd: K a j a k (1981).

bardziej interesujących i odkrywczych w sensie poznawczym. Będzie to współczesna problematyka produktywności i trofoekologii organizmów i systemów wodnych, czyli inaczej próba przedstawienia ewolucji badań tak pięknie rozwijanych w złotych czasach Międzynarodowego Programu Biologicznego oraz szczególnie interesująca problematyka heterogenności środowiska wodnego i strategii przeżycia i rozrodu organizmów. Te ostatnie zagadnienia, często wyraźnie „tańsze” i rozwijane przez „samotników” są szczególnie płodne i odkrywcze — obserwuje się sięganie w interpretacji do ogólnych teorii ekologicznych — ekologii populacji i zależności międzygatunkowych, ekologii ewolucyjnej, genetyki populacji.

Cykl artykułów planuje się zakończyć analizą publikowanego w latach 1980—1983 dorobku krajowego z punktu widzenia stopnia wypełnienia badaniami poszczególnych kierunków badawczych obserwowanych w nauce światowej.

2. Antropopresja — problemy lokalne i globalne

Od co najmniej dwóch dziesięcioleci badania ekologicznych skutków różnorodnych antropopresji stanowią zasadniczą motywację i cel badań hydrobiologów na całym świecie. Tendencja ta nie słabnie również i w ostatnich latach. Jest to wynik zarówno wyraźnego nasilenia zmian antropogennych w siedliskach wodnych, jak też finansowego i politycznego sterowania nauką na całym świecie.

Problemem globalnym, tzn. o zasięgu w skali całej biosfery, stał się problem eutrofizacji wód (*Eutrophication...* 1981). Proces ten rozumie się jako kompleks skutków nadmiernej żywności wód na skutek zwiększenia lub zniekształcenia dostawy związków troficznych z zewnątrz systemu lub ich krążenia w systemie. Przyczyną są obszarowe i punktowe źródła ścieków komunalnych, w tym z hodowli wodnych, spływy ze zlewni, opady atmosferyczne, regulacja systemów wodnych.

Problemem również globalnym, choć o mniejszym zasięgu (głównie Europa Płn. i Ameryka i różne mniejsze regiony o szczególnym podłożu geologicznym) staje się problem zakwaszania wód rozumiany jako skutek dopływu jonów wodorowych w opadzie deszczu (tzw. kwaśny deszcz) lub na skutek zmian w zlewni (wycięcie lasów) do wód o słabej, ze względu na warunki geologiczne, zdolności buforowej (*Seip i Tollan 1978, Vangenechten 1983, Wright 1983*).

Mniejszy zasięg, często lokalny, i na ogół związany ze źródłami punktowymi wykazują skutki podgrzania oraz skażeń związkami toksycznymi (kontaminacja), choć np. w przypadku skażeń transport wodny, powietrzny czy biologiczny często powoduje zasięg ponadlokalny.

Podmiotem badań oddziaływania tych antropopresji jest każdy rodzaj układu ekologicznego od osobnika po ekosystem wodny lub układ przestrzenny (np. fragment krajobrazu), w którego skład wchodzi. Obserwuje się tutaj zarówno podejście czynnikowe i przyczynkowe rejestrujące skutki w małej skali przestrzennej i czasowej, jak też ujęcia integracyjne i przyczynowe uwzględniające zmiany długotrwałe oraz wszelkiego rodzaju powiązania i zależności ekologiczne (np. w formie modeli matematycznych) wiążące się przyczynowo z określonym czynnikiem antropogennym.

Powszechnie używa się techniki eksperymentowania *in situ*, tzn. w różnego rodzaju dużych (obejmujących całe ekosystemy czy ich fragmenty, np. Lund i Reynolds 1982, Grice i Reeve 1981) czy też małych odgradzeniach (naczynia różnej wielkości), w których symuluje się oddziaływanie czynnika antropogennego i obserwuje skutki w ściśle kontrolowanych warunkach. Metoda ta, szczególnie płodna w ekologii, nie jest nowa, ale w zakresie badań antropopresji szczególnie obecnie powszechna i wyraźnie wypierająca „bierną” rejestrację skutków *in situ*. Razem z techniką biotestów (bioassays) służy do diagnozy: czynnika lub układów najbardziej limitujących, koncentracji progowej, natychmiastowych i późniejszych skutków w postaci hamowania lub wzrostu organizmów, zmiany ich aktywności (Grice i Menzel 1978, Marvan i Pribil 1979). Jest szczególnie popularna w badaniach skutków eutrofizacji oraz skażeń.

Ogólnie jednak należy powiedzieć, że stopień rozpoznania skutków ekologicznych powyższych antropopresji, a przede wszystkim ich przyczynowe objaśnienie dające podstawę do efektywnej kontroli, prognozowania i przeciwdziałania jest bardzo różny. Ogólnie — słabszy, nie wychodzący zasadniczo poza rozeznanie i objaśnienie (choć często modelowe) dla każdorazowej sytuacji w przypadku efektów podgrzania i skażenia, natomiast bardziej zaawansowany, z próbami teoretycznego uogólnienia i prognozowania w przypadku np. eutrofizacji.

3. Eutrofizacja — azot kontra fosfor, użyteczne modele i dalsze niespodzianki

Eutrofizacja jest efektem antropogennym najwcześniej rozpoznany ze względu na swoje wyraźne powiązania z naturalną sukcesją większości systemów jeziornych. Dysponuje już teorią, jaką jest koncepcja Volleweidera (1976b), przypisująca główną rolę fosforowi jako czynnikowi odpowiedzialnemu za eutrofizację, różnymi ujęciami syntetycznymi i przeglądowymi (Kajak 1979), ważnymi próbami profilak-

tyki, rekultywacji i prognozowania, jak też systemami ujednoczonej rejestracji³.

Szczególne miejsce w badaniach tego procesu zajmują zabiegi symulujące i pozwalające na jego obserwację w ściśle kontrolowanych warunkach. Do takich należy np. eksperymentalne nawożenie jezior (Zdanowski 1976, Reinertsen i Langeland 1982); ich izolowanych fragmentów (Reynolds i Butterwick 1979), dodawanie pierwiastków biofilnych do izolowanego w naczyniach fitoplanktonu (tzw. eksperymenty wzbogacające) czy wreszcie wykorzystywanie różnych biotestów (Marvan i Pribil 1979). Obiektem rozpoznania są skutki „bliskie” i „dalsze” w całym ekosystemie lub tylko w fitoplanktonie lub określenie pierwiastka (lub ich kombinacji) najsilniej limitującego.

Coraz powszechniej jednak zwraca się uwagę na proporcje pierwiastków (nie tylko na ich bezwzględne ilości) w źródłach dopływu i w samym jeziorze, a szczególnie na stosunek podstawowego pierwiastka eutrofizującego, jakim jest fosfor, do azotu (N:P), jak też ogólnie na rolę azotu w procesie eutrofizacji. Stwierdzono, że fosfor jest czynnikiem decydującym o eutrofizacji na jej wczesnych etapach, a więc w jeziorach oligo- i mezotroficznym, czyli w sytuacjach, kiedy w wodzie jeziornej i w źródłach dopływu stosunek N:P jest wysoki (np. > 50) i wskazuje na deficyt fosforu. W miarę dalszego wzbogacania wód w fosfor w warunkach jezior eutroficznym, a szczególnie hypertroficznym, azot pojawia się jako czynnik regulujący funkcjonowanie systemu. W tych systemach wartość wagowego stosunku N:P spada często poniżej 5. Sytuacja ta rzutuje m.in. na koncepcje rekultywacji jezior silnie eutroficznym i hypertroficznym (Uhlmann 1982).

Stwierdzono, że pomiędzy ładunkiem pierwiastków eutrofogennych w źródłach zewnętrznych a ich koncentracją w jeziorze i innymi parametrami, takimi jak przezroczystość wód (SD), koncentracja chlorofilu, biomasa glonów, hypolimnetyczny deficyt tlenowy — czyli mierniki eutrofizacji — istnieją określone zależności, które w postaci prostych modeli matematycznych mogą być wykorzystywane m.in. do krótkookresowego prognozowania. Popularność ich jest dużo większa niż skomplikowanych modeli ekosystemowych, do jakich np. należą modele szkoły duńskiej (Jorgensen 1980).

Niektóre modele wyrażają zależność pomiędzy ładunkami pierwiastków biofilnych w zewnętrznych źródłach dopływu a ich średnioroczną, czy też średniosezonową koncentracją w wodzie jeziora i uwzględniają głę-

³ Tzw. wskaźnik stanu troficznego Carlsona (1977) oparty na przekształconym logarytmicznie pomiarze widzialności krążka (SD), zawartości P ogólnego czy też koncentracji chlorofilu jest próbą jednolitego wskaźnika coraz powszechniej stosowanego (Gliwicz i in. 1980, Aizaki i in. 1981).

bokość, objętość, objętości warstwy mieszanej i przepływowość jeziora, retencję wody, obciążenie hydrauliczne oraz tempo sedymentacji. Są to tzw. modele typu input-output, inaczej zwane bilansowymi, biogeochemicznymi lub retencyjnymi i mają postać najczęściej regresji prostej. Jest już ich cała generacja (przeglądy: Chanuneau, Des Cless i Meyer 1980, Frisk, Niemi i Kinnunen 1980), począwszy od klasycznych Vollenweidera (1975), Dillona i Riglera (1974a), Dillona (1975). Ten typ modeli jest stale ulepszany i weryfikowany dla różnych systemów jezior różnej głębokości, trofii, przepływowości. Zasada jednak pozostaje podobna — jest nią założenie, że dopływ i retencja fosforu decydują o eutrofizacji (Oglesby i Shaffner 1978a, 1978b, Ostrofsky 1978, Bendorff 1979, Chapra i Recknow 1979, Schelskie 1979, Recknow i Simpson 1980, Scheider 1978, Canfield i Bachman 1981, Prepas i Rigler 1981, Canfield, Jones i Bachman 1982).

Tego typu zależności są również wykorzystywane do oceny tzw. ładunku krytycznego lub niebezpiecznego, tj. takiego, przy którym prawdopodobieństwo występowania zakwitów glonów jest bardzo duże, stanowiąc również wskazówkę dla zabiegów rekultywacyjnych (Vollenweider 1976b).

Bardziej użytecznymi modelami są te, które wiążą przyczynę, jaką jest koncentracja danego pierwiastka biofilnego w wodzie jeziora, najczęściej fosforu (np. w okresie wiosennym, letnim czy rocznym), ze skutkiem biologicznym najważniejszym dla objawów eutrofizacji, jakim jest np. koncentracja chlorofilu, biomasa glonów lub ich produkcja (np. P_{max}) czy też po prostu przezroczystość wód mierzona krążkiem Secchiego. W tym zakresie poszukuje się czynników i warunków mierzalnych i prostych, które by najlepiej określiły spodziewaną w okresie letnim lub w skali rocznej koncentrację glonów (Forsberg 1982).

Również i tutaj można mówić o całej generacji modeli (począwszy od klasycznych Dillona i Riglera 1974b) mających na ogół postać funkcji hiperboli lub paraboli — dla dużego zakresu danych, a regresji prostej — dla wąskiego zakresu. W modelach tych uwzględnia się koncentrację bądź tylko fosforu, bądź obu pierwiastków (N i P), bądź ich stosunek wagowy i określa korelację z wyżej wymienionymi „biologicznymi” wskaźnikami eutrofizacji (najczęściej koncentracją chlorofilu) (Forsberg i Ryding 1980, Hickman 1980, Forsberg 1982, Smith 1982, Canfield i Hodgson 1983, Prepas i Trew 1983 oraz pozycje cytowane przy omawianiu pierwszej grupy modeli).

Najbardziej przydatne dla celów prognozowania są te modele, które wykazują korelację pomiędzy stężeniem ogólnego fosforu na wiosnę a koncentracją chlorofilu w okresie letnim (np. Prepas i Trew 1983). Parametry funkcji są różnicowane dla różnych systemów geograficznych jezior, jezior głębokich (stratyfikowanych) i płytkich (nie stra-

tyfikowanych w lecie), jezior oligo-, mezo-, eu- i hypertroficznych. Na obfitym materiale jezior polskich zależności te analizowali Z d a n o w s k i (1982) i K a j a k (1983), ustosunkowując się również do prezentowanych w literaturze modeli i określając inne zależności funkcyjne.

Ogólnie stwierdza się zasadniczo odmienny typ zależności pomiędzy parametrami dla jezior płytkich i (lub) żyznych (np. mieszanych do dna w okresie letnim) i dla jezior głębokich, stratyfikowanych. Ponadto, choć ogólnie obserwuje się słabszą korelację pomiędzy biologicznym wskaźnikiem a stężeniem ogólnego azotu niż ogólnego fosforu, to jednak jest ona wyraźnie silniejsza w jeziorach o wyższej trofii (Z d a n o w s k i 1982). Potwierdza to wspomnianą na wstępie tezę o regulującym wpływie azotu w jeziorach wysoce eutroficznych, płytkich, samowzbogacających się w fosfor w okresie letnim (uwalnianie z osadów i stałe doprowadzanie do warstwy trofogennej na skutek ciągłego mieszania). Istnieją również próby uwzględniania w powyższych zależnościach np. koloru wody (G r a n b e r g i H a r j u l a 1982) z przeznaczeniem dla stosowania w jeziorach humusowych czy też koncentracji zawiesiny materii mineralnej (z przeznaczeniem dla jezior mętnych lub zbiorników zaporowych) (H o y e r i J o n e s 1983). Oba te czynniki „redukuja” niejako efekt prostej zależności pomiędzy koncentracją pierwiastków biofilnych a chlorofilem.

Powszechność zjawiska eutrofizacji i jego oczywisty związek z jakością wód jeziornych sprawia, że wiele z obecnie istniejących i tworzonych metod klasyfikacji wód oraz rejestracji i kontroli czystości i jakości wód jeziornych, czyli tzw. monitoring, jest właśnie opartych na naukowym rozpoznaniu tego zjawiska (przeglądy: K u d e l s k a 1979, K u d e l s k a, C y d z i k i S o s z k a 1983). Przykładem może być wprowadzony niedawno w kraju system klasyfikacji jezior opierający się na trzech kategoriach podatności jeziora na dopływ materii z zewnątrz i trzech klasach czystości wód (C y d z i k, K u d e l s k a i S o s z k a 1982). Koncentracja chlorofilu jest parametrem służącym do pomiaru eutrofizacji, a zatem czystości wód, który wydaje się szczególnie użyteczny w kontroli wielkoobszarowej ze względu na użycie teledetekcji (L i n d e l l 1981) lub też do pomiarów „ekspresowych” ze względu na zastosowanie fluorometrii przepływowej (S i r e n k o 1982).

Należy jednakże zdać sobie sprawę, nieobcą również wyżej wymienionym badaczom (np. V o l l e n w e i d e r 1976b), z dużego uproszczenia powyższych modeli, a tym samym koncepcji eutrofizacji, na której są zbudowane. Dość powszechnie stwierdza się bowiem większą przydatność powyższych modeli dla jezior oligomezotroficznych (szczególnie głębokich), zaś mniejszą dla wysokoeutroficznych czy też hypertroficznych (szczególnie płytkich, o częściej burzonej stratyfikacji w okresie wegetacyjnym) (Z d a n o w s k i 1982, K a j a k 1983). Powodem jest duża rola tych ostatnich czynników zaburzających korelację: ładunek ze-

wewnętrzny—chlorofil—biomasa glonów. Do podstawowych należy tzw. zasilanie wewnętrzne (internal loading), czyli uwalnianie pierwiastków biofilnych (szczególnie fosforu) w warunkach trwałego i rozległego deficytu tlenowego przy dnie. To źródło zasilania jest często równe lub większe niż ładunku pochodzącego ze źródeł zewnętrznych (Vollenweider 1976a, Andronikova 1980) i ma duży udział w puli fosforu idącej na produkcję glonów. Ma to miejsce szczególnie w jeziorach wysokoprodukcyjnych i względnie płytkich, w których zachodzi częste mieszanie do dna w okresie produkcyjnym. Według Ryding (1981) eutrofizacja jeziora, w którym jeszcze to źródło nie odgrywa dużej roli jest odwracalna, w znaczeniu że odcięcie dopływu ścieków jest skuteczne (przykładem sławne jezioro Washington — Edmondson i Lehman 1981). W momencie, gdy źródła wewnętrzne decydują o krążącej puli fosforu, sytuacja staje się niemożliwa do odwrócenia drogą jedynie eliminacji źródeł zanieczyszczenia.

Na powszechnie oceniane objawy eutrofizacji, jakimi są wartość koncentracji chlorofilu czy biomasy glonów w lecie mają istotny wpływ również inne czynniki wewnątrz systemu, np. ichtiofauna, która poprzez eliminowanie konsumentów glonów zwiększa ich zakwity. Jest to zjawisko opisane m.in. przez Opuszyńskiego (1979) jako tzw. ichtioeutrofizacja (choć znane wcześniej, p. Hrbáček, Desortova i Popovskiy 1977). Według Gliwicza (1979) długotrwałość i ostrość gradientu termicznego w lecie wpływa na hamowanie sedymentacji na tyle, że może zwiększać częstotliwości krążenia fosforu w warstwie eufotycznej, a tym samym zaostrzać objawy eutrofizacji niezależnie od zewnętrznych źródeł jego dopływu. Wielu autorów jest zdania, że oceny dopływu fosforu jako fosforu całkowitego są mylące, należy bowiem uwzględniać jedynie lub przede wszystkim fosfor biologicznie przyswajalny (czyli nieorganiczny, rozpuszczony lub fosforanowy) (Oglesby i Shaffner 1978a, Rigler 1978). Wreszcie powstające w toku eutrofizacji zmiany strukturalne w zooplanktonie mogą ten proces przyspieszać poprzez zmianę tempa krążenia fosforu (Ejmont-Karabin 1983).

Są to ogólnie czynniki czy sytuacje, które mogą regulować tempo i objawy eutrofizacji niezależnie niejako od dopływu zanieczyszczeń zewnętrznych i często dają o sobie znać np. przy próbach rekultywacji jezior silnie zanieczyszczonych.

Opracowano już wiele technik rekultywacji dostosowanych do typu jeziora, źródeł zanieczyszczenia, stopnia degradacji, opierających się głównie na odcięciu źródeł zanieczyszczenia, usunięciu lub inaktywacji górnej warstwy osadów dennych lub żyznych wód naddennych (Kajak 1979, 1981, Klapper 1980, Ryding 1981). Jednakże badacze szwedzcy zwracają uwagę, że efekt ostateczny, jakim winien być przede wszystkim wydatny spadek obfitości glonów i ich produkcji jest albo przejścio-

wy, albo słaby i niezadowolający, szczególnie w zestawieniu z ogromnymi kosztami takich przedsięwzięć (Ryding 1981, 1982, Björk 1982). Cronberg (1980) stwierdza, że w sławnym jeziorze Trummen, gdzie usunięto wierzchnią warstwę osadów dennych, biomasa i liczebność glonów nie spadła tak silnie, jak tego oczekiwano — jedne gatunki sinic ustąpiły, ale pojawiły się inne, zaś późniejsza introdukcja ryb spowodowała nawrót objawów eutrofizacji.

4. Hypereutrofia — nowy typ jezior?

Koncepcja azotu jako czynnika regulującego funkcjonowanie systemu jeziornego w stadium zaawansowanej eutrofizacji zwróciła uwagę hydrobiologów na występowanie i osobliwości funkcjonowania jezior tzw. hypertroficznych, a właściwie hypereutroficznych (w skrócie nazywanych dalej hypertroficznymi). Można śmiało powiedzieć, że jest to typ jeziora dostrzeżony przez badaczy jako nowy (Barica i Mur 1980), a jednocześnie genetycznie powiązany z klasycznym szeregiem troficznym od oligo- poprzez mezo- do eutrofii. Pojęcie i termin ten jest już powszechnie używany, a pierwszy podniósł to zagadnienie Barica (1981), badając drobne przeżyźnione jeziora typowo „sinicowe”, leżące w żyznych terenach uprawnych prerii kanadyjskich.

Podaje on następujące cechy tych jezior: systemy ekologiczne rozchwiane i niezrównoważone, o bardzo wysokiej koncentracji ogólnego fosforu i stosunku N:P rzędu 3—5, bardzo wysokiej produkcji i biomasy glonów, zdominowanej z reguły przez sinice, często przez gatunki nitryfikatorów, bardzo wysokiej koncentracji chlorofilu, o zakwitach narastających szybko i szybko zamierających, o bardzo silnych krótkookresowych i nieregularnych wahaniach koncentracji pierwiastków biofilnych i pH, a szczególnie tlenu (od supernasycenia do całkowitego wyczerpania), o krótkich łańcuchach pokarmowych, wyraźnie uproszczonych i nietypowych zespołach konsumentów zooplanktonu i zoobentosu (np. wysoka liczebność *Daphnia magna*), o często zupełnym braku ryb. Długotrwałe deficyty tlenowe przy dnie i stałe uwalnianie mineralnego fosforu z osadów dennych działa jako podstawowe źródło zasilania, stąd funkcjonowanie tych jezior jest silnie uzależnione od intensywności mieszania, a zatem od wpływu wiatru i opadów (De Groot 1981). Silnie wyrażone procesy beztlenowe w osadach prowadzą do uwalniania się wolnego amoniaku, siarkowodoru i metanu, zaś duży udział białek i tłuszczów w składzie rozpuszczonej materii organicznej świadczy o częściowym zahamowaniu procesu destrukcji (Mologoski i Klug 1980). Moore (1980) uważa te jeziora za typowo „katastroficzne” układy. Z reguły jezior takich należy szukać wśród płytkich lub bezodpływowych (brak intensywnej wymiany wody), które funkcjonowały lub funkcjonują jako

odbiorniki ścieków lub odstożniki spływów powierzchniowych z nawożonych gruntów ornych; one też stanowią najczęstszy obiekt rekultywacji. Nie będzie przesadą, jeśli się powie, że jest to już znaczący odsetek jezior i stale wzrastający.

5. „Beyond the shore-line”, czyli zlewnia i zwiewnia

Nowoczesne wymagania ochrony i racjonalnego urządzania systemów jeziornych, a szczególnie obecne potrzeby planowania przestrzennego spowodowały intensywny rozwój badań, w których system jeziorny traktuje się w ścisłej współzależności z jego lądowym i atmosferycznym otoczeniem. Można śmiało zaryzykować stwierdzenie, że jest to podstawowe novum w metodologii badawczej ostatnich lat. Punkt ciężkości przesuwa się z badań wewnętrznych struktur i procesów ekosystemu wodnego na jego powiązania z układami lądowymi i funkcjonowanie w wieloekosystemowych układach przestrzennych, jakimi są fizjocenozy czy fragmenty krajobrazu. Jak to zwykle bywa w rozwoju nauki, podejście to nie jest nowe, ale obecnie staje się powszechniejsze, a wiadomym dowodem wagi, jaką się mu przypisuje, jest referat plenarny G. Likensa pod znamienym tytułem „Beyond the shore-line” wygłoszony na XXII Zjeździe SIL w Lyonie w 1983 r.

Koncepcje traktujące układ ekosystem wodny—zlewnia jako scalony, elementarny składnik krajobrazu czy też fizjocenozy formułowane były w przeszłości wielokrotnie, ale wyjątkowo wyraziście przez np. B o r m a n n a i L i k e n s a (1979) w wyniku ich już sławnych i klasycznych badań nad zalesioną zlewnią Hubbard Brook. Pojęcie „watershed-ecosystem” (O’Sullivan 1979) wchodzi do badawczej terminologii ekologicznej i staje się podstawową jednostką badawczą w nowym dziale ekologii — ekologii krajobrazu (fizjocenozy).

W praktyce tego typu badania koncentrują się powszechnie dookoła problemu „zlewni” i „zwiewni”⁴ jako dostawcy różnych form materii, zarówno eutrofogennych, jak i toksycznych. Ocenia się ilości dostarczanej materii z różnych źródeł i bada się znaczenie różnych czynników i warunkowań, jak rzeźba, podłoże geologiczne, stosunki glebowe, stosunki wodne, pokrycie ziemi i jej użytkowanie rolniczo-leśne, zaludnienie, rekreacja, warunki meteorologiczne i atmosferyczne. Przeważają na ogół badania opisowe, przyczynkowe, opierające się na szczegółowym rozpoznaniu stosunków w konkretnej zlewni, choć np. D r a b k o v a i S o r o k i n (1979) dokonali próby wykazania odrębności funkcjonowania jezior różnych biomów: tajgi, lasostepu, lasotundry. Są próby oceny od-

⁴ Zwiewnia to odpowiednik angielskiego terminu: airshed.

działywania zlewni na jezioro w dawnych okresach historycznych (Birch, Barnes i Spyridakis 1980, Watson, Loucks i Wojner 1981) na podstawie zapisu paleolimnologicznego i regionalnych danych archiwalnych zaludnienia i typów gospodarki.

Szczególną uwagę jednak poświęca się obecnie tzw. niepunktowym źródłom dopływu materii (Overcash i Davidson 1980), a są to — spływ powierzchniowy i podpowierzchniowy, spływ gruntowy i opady. Tym problemem zajmuje się m.in. specjalny międzynarodowy zespół roboczy pracujący pod auspicjami SIL-u (Steenhoven i Rast 1981). Ocenami spływu na całym świecie zajmują się zarówno gleboznawcy, rolnicy i meteorologowie kalkulując tzw. straty nawozów w spływach jednostkowych z różnych upraw, jak też ekologowie, oceniając te same spływy jako dopływy pierwiastków biofilnych do jezior i cieków i wyrażając je w kilogramach ładunku na jednostkę powierzchni lub objętości jeziora (Overcash i Davidson 1980). Stąd ilość informacji jednostkowych jest ogromna, choć próby ich zestawienia oraz klasyfikacji i syntetycznego ujęcia są jeszcze skąpe (Kajak 1979, Prochazkova 1980, Popovsky 1981, Slaymaker 1982, Jolankai 1984). Oceny te z reguły dotyczą ilości fosforu, rzadziej azotu czy organicznego węgla. Ostatnio więcej uwagi poświęca się zarówno stosunkowi N:P w różnych źródłach (z powodów opisanych w rozdz. 2), jak też formie (rozpuszczony czy upostaciowany), w jakiej ładunek dostaje się do jeziora. Dotyczy to szczególnie fosforu, którego tylko część w spływach powierzchniowych i w opadach jest bezpośrednio dostępna dla producentów (fosfor mineralny rozpuszczony), a znaczną część stanowią stosunkowo trwałe połączenia z zawieszoną cząstką mineralnych lub organicznych.

Uwagę zwraca próba syntezy powyższych danych zaproponowana przez kanadyjsko-amerykańską grupę badawczą (tzw. PLUARG, Great Lake Pollution from Land Use Activities, International Reference Group; Rast 1981). Dokonała ona oceny dopływu fosforu do Wielkich Jezior Północnoamerykańskich na podstawie szczegółowych badań spływu powierzchniowego z kilkudziesięciu celowo dobranych małych zlewni cząstkowych. Wyniki te pozwoliły na podanie spływu ogólnego fosforu w $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{r}^{-1}$ dla kombinacji: trzech typów struktury gleby, dwóch typów geomorfologicznych i siedmiu rodzajów pokrycia i użytkowania ziemi. Tak sklasyfikowane wyniki posłużyły do modelu, na podstawie którego oceniono obecne i „planowane” ładunki pierwiastków biofilnych dopływające do jezior z ich zlewni oraz koszt redukcji tych ładunków.

W celu wstępnej oceny dopływu pierwiastków biofilnych ze spływem powierzchniowym często używane są dane przybliżone, oparte na przeciętnych stratach nawozów z różnych typów gleb (Giercuszkiewicz-Bajtlik i Głabski 1982). Brakuje tego typu uogólnień dla ocen dopływu z opadem atmosferycznym, którego rola jako czynnika

eutrofogennego nie ulega wątpliwości ze względu na znaczne niekiedy koncentracje pierwiastków biofilnych (G o s z c z y ń s k a 1984). Rola tego źródła jest tym większa w bilansie jeziora, im jest ono płytsze i o większej powierzchni.

6. Bilans i retencja materii a rola jeziora w transporcie materii w krajobrazie

Szczegółowe rozpoznanie zarówno punktowych (ścieki, dopływy rzeczne), jak i rozproszonych źródeł dopływu pierwiastków biofilnych jest podstawą oceny ich retencji w systemie jeziornym, oczywiście gdy znane są źródła wypływu czy wynoszenia. Dysponowanie szczegółowym bilansem danego pierwiastka dla określonego ekosystemu, np. w skali rocznej czy sezonowej jest nieodzowne i niezbędne dla wszelkich rozważań o roli systemu w transporcie materii w krajobrazie oraz dla wszelkich poczynań ochronnych i urzędzeniowych. Prób bilansowania fosforu jest obecnie dużo, mniej — azotu (gdzie konieczna jest ocena dynamiki form gazowych) czy węgla (gdzie konieczna jest ocena asymilacji i oddychania wszystkich żywych komponentów systemu).

Bilansowa metoda (input-output) uzyskania względnych i bezwzględnych ocen retencji pierwiastka w systemie jest tym zabiegiem, za pomocą którego można porównywać bardzo różne systemy wodne, jak jeziora i zbiorniki zaporowe (R o m a n e n k o 1979) czy też różne odcinki rzek. Oczywiście prób bilansowania pierwiastków dla rzek lub nawet ich określonych odcinków czy jednolitych fragmentów jest mniej niż dla jezior, ale i tu odnotowujemy próbę skonstruowania bilansu węgla dla tak ogromnej rzeki, jak Amazonka (R i c h e y 1981), zaś K o n d r a t i e f f i S i m m o n s (1982) ocenili retencję P i C org. dla kilkukilometrowego odcinka rzeki wyróżniając masę związków, która jest magazynowana w osadzie i żywych zespołach oraz pozostaje w wodzie oraz tę, która jest wynoszona z badanego odcinka rzeki.

Widomym produktem integracyjnego, nowoczesnego ujęcia ekosystemów wodnych są liczne publikacje o charakterze syntez i monografii stanowiące opis ekologiczno-geochemiczny określonego jeziora lub rzeki oraz zasad ich urządzania, ochrony czy rekultywacji, miejsca w regionalnym planowaniu przestrzennym i produkcji żywności. Nie od rzeczy będzie dodać, że ta liczna grupa monografii to też efekt finansowego priorytetu, jakimi się cieszą różne interdyscyplinarne problemy finansowane zarówno przez organizacje krajowe, jak i międzynarodowe (B a l l o n 1974, S e r r u y a 1978, A l l a s o n 1979, K a l k, H o w a r d - W i l l i a m s i M c L a c h i a n 1979, L ö f f l e r 1979, M o r d u k h a i - B o l t o v s k o i 1979, D o k u l i l, M e t z i J e w s o n 1980, M a i t - l a n d 1981, E d w a r d s i B r o o k e r 1982, F u r t a d o i M o r i

1982, Gulati i Parma 1982, Harper i Bullock 1982, Ilmavirta, Jones i Persson 1982, Thornton 1982, Schiemer 1983).

7. Wydzielanie przyżyciowe — podstawowy mechanizm remineralizacji materii w jeziorze

W wyniku badań produktywności biologicznej i krążenia materii organicznej w ekosystemach, tak powszechnych w latach 70-tych, rozpoznano ogólne zasady ich funkcjonowania, opisano podstawowe struktury troficzne, stworzono zasady ogólnego porównywania różnych ekosystemów, zespołów i populacji litoralu, pelagialu i profundalu. Obecnie obserwuje się intensywniejsze badania różnych szczegółowych fragmentów krążenia, jak uwalnianie, kumulacja, wytrącanie, transformacja materii w ekosystemach wodnych.

Stwierdza się, że obok konsumpcji i rozkładu przyżyciowe wydzielanie różnych form materii przez organizmy wodne stanowi jedną z zasadniczych dróg jej krążenia i transformacji w ekosystemie. Dochodzą bowiem coraz to dalsze badania świadczące, że przyżyciowe wydzielanie związków mineralnych azotu (głównie $N-NH_4$) i fosforu przez zwierzęta bezkręgowce stanowi podstawowy mechanizm mineralizacji tych związków w toni wodnej (zooplankton), a również znaczący (obok rozkładu bakteryjnego) w osadach dennych (bentos). Również utwierdza się pogląd, że proces przyżyciowego wydzielania fotoasymilatów — organicznych związków węgla przez fotosyntetyzujące rośliny (glony i makrofity) stanowi podstawowy substrat bakteryjny i decyduje o szybkim obrocie labilnych związków węgla w ekosystemie.

Oczywiście trudno te dwa zjawiska uznać za odkrycia ostatnich lat, ale badania ich stały się powszechniejsze, jak też powszechnie wchodzi one do ogólnej wiedzy o mechanizmach krążenia materii w systemach oraz szczegółowych interpretacji zjawisk sezonowych w różnych jeziorach.

Badania przyżyciowego wydzielania związków mineralnych przez zwierzęta bezkręgowce prowadzi się zarówno w skali osobnika lub populacji jak i ekosystemu. Pierwsze — z reguły eksperymentalne i laboratoryjne — dostarczają ocen intensywności ekskrecji P i N w zależności od ciężaru osobnika, rodzaju i ilości pokarmu (Blažka, Brandl i Prochazkova 1982), zawartości pierwiastka w ciele konsumenta (Gutelmacher 1982, 1983), w powiązaniu z intensywnością oddychania (Galkovskaja i Ejsmont-Karabin 1981), wzrostu i rozwoju (Scavia i McFarland 1982) i innych czynników. Konstruuje się bilanse osobnicze tych pierwiastków na wzór bilansów energetycznych. W drugim podejściu badawczym ocenia się intensywność procesu wy-

dzielania w środowisku (E j s m o n t - K a r a b i n 1983), porównuje się z obserwowaną dynamiką pierwiastków biofilnych, a szczególnie z zapotrzebowaniem i użytkowaniem ich przez fitoplankton i bakterioplankton. Już dawniej stwierdzono, że w konkretnych okolicznościach wydzielanie przyżyciowe pokrywa znaczną, a często i całą pulę wymaganą dla obserwowanej produkcji fitoplanktonu (L a r o w i M c N a u g h t 1978). Obecnie jest to potwierdzane (L e h m a n 1980, G u t e l m a c h e r 1982, P a a s c h e i K r i s t i a n s s e n 1982). Ocenia się udział w tym procesie różnych taksonomicznych i troficznych grup bezkręgowców (E j s m o n t - K a r a b i n 1983). Stwierdzono m.in., że ogólnie drobne gatunki, zwłaszcza bakteriożerne, odgrywają w tym procesie (szczególnie w remineralizacji fosforu) rolę stosunkowo większą ze względu na charakter pokarmu (wysoka koncentracja fosforu w komórkach bakterii) i własny ciężar osobniczy, zaś mniejszą drapieżniki (B l a Ź k a, B r a n d l i P r o c h a z k o v a 1982). Metodą podwójnego znakowania izotopem ^{13}N i ^{15}N spróbowano odróżnić in situ proces mineralizacji bakteryjnej od remineralizacji poprzez przyżyciowe wydzielanie (A x t e r, R e d f i e l d i G o l d m a n 1981). Stwierdzono, że oba te mechanizmy współdziałają, a częściej następują po sobie. Stwierdzono, że obrót fosforu poprzez przyżyciowe wydzielanie jest szybszy niż przez rozkład bakteryjny (L e h m a n 1980).

Przyżyciowym wydzielaniem związków organicznych węgla (tzw. zewnętrzna produkcja komórkowa) zajmowano się od dawna (np. F o g g 1966). W tej chwili utwierdza się przekonanie, że jest to dominujące źródło niskocząsteczkowego, labilnego i łatwo przyswajalnego substratu dla bakterioplanktonu (L a r s s o n i H a g s t r ö m 1979, C o l e, L i k e n s i S t r a y e r 1982) oraz zasadniczy kanał obiegu węgla organicznego w pelagialu jeziornym, ważniejszy niż konsumpcja glonów przez zooplankton czy rozkład bakteryjny (R i e m a n n i i n. 1982). C o v e n e y (1982) stwierdził, że do 80% węgla organicznego wydalanego z fotosyntetyzujących komórek glonów jest w ciągu czterech godzin wbudowane w komórki bakteryjne, co z kolei może stanowić 30—95% całej heterotroficznej produkcji bakteryjnej. Stwierdzono ścisłą współzależność czasową pomiędzy zmianami (np. dobowymi) fotosyntezy i wydzielania a wzrostem i aktywnością bakterii (S t r a Ź k r a b o v a i F u k s a 1982, C h r ó s t i F a u s t 1983). Rozpuszczone związki węgla gromadzone w komórce glonu są użytkowane przez bakterie również w momencie jej uszkodzenia lub rozdrobnienia przez żerującego konsumenta (S i e r s z e n i B r o o k s 1982).

Niejako przy okazji tych badań obserwuje się wyraźny postęp w metodach oceny produkcji i biomasy bakterii heterotroficznych i rozróżnienia ich funkcji in situ od funkcji drobnego fitoplanktonu np. poprzez podwójne znakowanie izotopem stabilnym i radioaktywnym (^{13}C , ^{14}C , ^{32}P , ^{33}P) i podawanie w związku mineralnym i (lub) organicznym wraz

z zastosowaniem systemu różnicującej filtracji. Powszechne stają się oceny DNA i ATP jako mierników żywej biomasy bakteryjnej, zaś przyswajanie $^{35}\text{SO}_4$ i tymidyny znakowanej ^3H stosowane jest do oceny produkcji, podobnie jak metody proste, np. liczenie dzielących się komórek. Szeroko wprowadza się skaningową mikroskopię (SEM) i fluorescencję do badań terenowych oraz metody izolacji in situ w naczyniach z błony półprzepuszczalnej (Berman i Stiller 1977, Jordan i Likens 1980, Toth 1980, Monheimer 1981, Fuhrman i Azam 1982, Newell i Fallon 1982).

8. Zawiesina mineralna a krążenie pierwiastków biofilnych

Poszukując mechanizmów decydujących nie tylko o mineralizacji i krążeniu pierwiastków, ale też o okresowym lub trwałym ich wytrącaniu, często bada się rolę zawiesiny mineralnej bądź produkowanej in situ w jeziorze (biologiczne wytrącanie wapnia), bądź dostarczanej do jeziora z zewnątrz z opadem pyłowym i erozją wodną. Zawiesina ta, kompleksując związki mineralne fosforu i sedymentując, przyspiesza jego usuwanie z warstw trofogennych.

Ohle (1980) stwierdził, że wysoka koncentracja tej zawiesiny dostająca się do niektórych holsztyńskich jezior w wyniku robót drogowych utrzymuje czystość ich wód. Duża koncentracja wapnia jest podstawą gospodarki pierwiastkami biofilnymi w jeziorach mezotroficznych, krasowych (Beeton 1983). W niektórych jeziorach produkcja cząstek węglanu wapnia może doprowadzić do całkowitego usunięcia fosforanów z warstwy trofogennej (Murphy, Hall i Jesaki 1983) i ich zdeponowania w osadach; potwierdzają to również badania eksperymentalne (Rossknecht 1980). Badacze ci jednocześnie zwracają uwagę, że ze względu na słabe połączenie Ca—P fosfor może zostać w warstwach głębszych szybko odłączony i wrócić do obiegu.

9. Interfaza woda-osad denny — układ krytyczny dla funkcjonowania jezior

Szczególnie ważne miejsce w badaniach mechanizmów magazynowania i uwalniania materii w systemie jeziornym zajmuje obecnie układ „woda—osad denny”. Jest to oczywiste nie tylko ze względu na już wcześniej poznaną jego zasadniczą rolę w gospodarce materią w jeziorze, ale też ze względu na problematykę rekultywacji jezior przeżyźnionych i zdegradowanych, gdzie decyduje on o efekcie zabiegów.

Postęp techniki i wiedzy w zakresie tego układu jest duży, a jego przykładem jest zbiór materiałów ostatnich sympozjów międzynaro-

wych (Sly 1982). Zainteresowania badawcze skupiają się na ocenie tempa, charakteru i warunków, w jakich system ten sorbuje, czyli okresowo magazynuje związki biofilne lub toksyczne oraz je uwalnia. Na przykład odnośnie do związków fosforu obiektem badań — głównie eksperymentalnych — są takie warunki, jak potencjał oksydacyjno-redukcyjny, charakter połączeń P z materią organiczną, Al, Ca czy Fe, trwałość tych połączeń i ich ruchliwość nad i w osadzie, wymiana pomiędzy wodą interstycjalną, naddenną i cząstkami osadu (Hosomi, Okada i Sudo 1981, Martynova 1981, Sly 1982). Liczne są próby modelowania tego układu jako podsystemu w ramach modelu krążenia pierwiastków w jeziorze (Martynova 1981, Jorgensen, Kamp-Nielsen i Meyer 1982). Również i wpływ organizmów dennych, jak np. glonów (w przypadku środowisk płytkich) czy też organizmów bentosowych mieszających górną warstwę osadów jest uwzględniany w tych badaniach. W obu przypadkach obserwuje się znaczny wzrost intensywności uwalniania (Kamp-Nielsen, Meyer i Jorgensen 1982, VanLiese, Peters i Montijn 1982).

Proces stałego lub okresowego uwalniania fosforu z osadów dennych w wyniku np. długotrwałego deficytu tlenowego (tzw. zasilanie wewnętrzne) stanowi często stały i znaczny składnik bilansu fosforu w jeziorze (Cooke i in. 1977, Kortmann 1980, Premazzi, Marengo i Rossi 1981). Tym się tłumaczy znaczny wzrost zasobów fosforu od wiosny do lata, obserwowany często w jeziorach płytkich a produktywnych (Otsuki i in. 1981, Kajak 1983).

10. Nowe podejścia w badaniach ekosystemów rzecznych

Szczególnie interesującym akcentem współczesnych badań nad mechanizmem obiegu materii w ekosystemach wodnych jest przeniesienie metodologii badawczej obiegu materii w jeziorach na ekosystemy rzeczne. Systemy wód płynących stają się porównywalne z ekosystemami jeziornymi nie tylko w kategoriach bilansu i retencji materii (o czym mówiono w poprzednim rozdziale), ale również wskaźników intensywności jej krążenia. Ekosystem jeziorny może być rozważany jako system, w którym podstawowe warunki fizyczne i układy biotyczne są zróżnicowane przestrzennie w pionie, a związany z tym ruch materii odbywa się „kołowo”, zaś ekosystem rzeczny może być traktowany jako system o przestrzennym zróżnicowaniu poziomym tychże czynników i zespołów („river continuum”) i „spiralnym” przemieszczaniu się materii („nutrient spiralling”) (Elwood i in. 1983).

Te dwa pojęcia, tj. „river continuum concept” i „nutrient spiralling” składają się ogólnie na pewne novum w metodologii badawczej systemów rzecznych i warte są bardziej szczegółowego omówienia.

W myśl pierwszej koncepcji — najpełniej sformułowanej przez V a n n o t t e ' a i in. (1980) — rzeka od źródeł do ujścia stanowi system gradientowo, w sposób ciągły zmieniających się podstawowych czynników fizycznych, jak szybkość i masa przesuwających się wód, głębokość, stosunek siedlisk lotycznych i lenitycznych, charakter substratu. Tenże gradient fizyczny powoduje, że gatunki i populacje tworzą zespoły przystosowane do poszczególnych zakresów kombinacji czynników fizycznych, czyli tworzą kontinuum biotyczne. Podstawową cechą funkcjonowania rzeki jest stałe przemieszczanie się, dyslokacja czasowa i przestrzenna mas materii na różnym stadium produkcji, utylizacji i rozkładu oraz stały eksport i wymiana osobników w populacji, które razem z materią nieprzyswojoną (fekalia, resztki pokarmu) i wnoszoną z zewnątrz tworzą dryft rzeczny (syrton). W systemie rzeczonym zmienia się kierunkowo stabilność i efektywność od małej stabilności (częste dyslokacje) i małej efektywności wykorzystania produkowanej lub dopływającej z zewnątrz materii, właściwych górnym odcinkom rzeki, do większej stabilności i efektywności w jej dolnych odcinkach.

Takie spojrzenie na rzekę pozwala na porównywanie różnych geograficznie i fizjograficznie rzek i cieków. Typowym przykładem jest praca M i n s h a l l i in. (1983), gdzie porównuje się cztery cieki (przeplływające przez różne biomy leśne) w następujących kategoriach: obfitości sedymentowanej i transportowanej materii organicznej, produkcji i oddychania, P/R oraz stosunku czterech podstawowych grup funkcjonalnych w bentosie: rozdrabniaczy (shredders), zbieraczy (collectors), roślinożerców „spasaczy” (grazers) i drapieżników. Analizuje się zmienność przestrzenną tych wielkości od źródeł do ujścia oraz odkształcenia od tego kontinuum związane z dopływem ścieków, geologicznym charakterem dna i innymi lokalnymi czynnikami. Swoiste odkształcenie od kontinuum rzeczego powstaje w wyniku spiętrzenia wód rzeki w zbiorniku zaporowym. Ciek, który tworzą przydenne wody takiego zbiornika spuszczone spod zapory charakteryzuje się wg C u m m i n g s a (1979) siedliskiem właściwym górnym źródłiskowym odcinkom rzeki stanowiąc swoiste „wstawki” na jej kontinuum.

Przykładem badań na dużych rzekach jest inna praca C u m m i n g s a i in. (1981), w której na przykładzie dużej rzeki Kalamazoo przepływającej przez jezioro Michigan, bada się zmiany P/R, stosunku masy różnych frakcji wielkościowych dryfowanej materii organicznej oraz zmiany struktury troficznej makrobentosu. Podobne badania prowadzili T a y l o r i R o f f (1982), w których obiektem analizy wraz z biegiem rzeki był również stosunek różnych frakcji materii; zmienia się on regularnie z bardziej homogenego i z przewagą cząstek dużych w górnym biegu na bardziej heterogenny z przewagą drobnych w dolnym biegu. W a l l a c e, W e b s t e r i C u f f n e y (1982) wykazali (drogą selektywnego wytruwania określonych zespołów) ogromną rolę konsumentów ben-

tosowych w regulowaniu obfitości i składu wielkościowego cząstek dryfującej materii; jest to rola większa niż rozkładu bakteryjnego.

Newbold i in. (1981, 1982a, 1982b, 1983) oraz Elwood i in. (1981, 1983) nawiązując do koncepcji „river continuum” opracowali pojęcie i metodologię badawczą zjawiska „spirali pierwiastków biofilnych”. W wyniku ciągłego, jednokierunkowego ruchu mas wody i dryfującej materii poszczególne etapy krążenia pierwiastków są względem siebie przesunięte w przestrzeni i czasie, tzn. przyswajanie przez producentów, przejście do konsumentów, rozkład i remineralizacja przez destruentów w wodzie lub osadzie odbywają się w kolejnych odcinkach biegu rzeki. Ten typ krążenia można sobie wyobrazić jako swoistą spiralę o zmniejszających się (wraz z biegiem rzeki) odległościach pomiędzy jej zwojami. Zatem krążenie pierwiastków biofilnych w takim systemie można charakteryzować opierając się na miarach odległości. I tak „długość” przyswajania (uptake length) (Newbold i in. 1982a, 1982b, Elwood i in. 1983) jest to odcinek drogi, jaki przebywa określona porcja pierwiastka od momentu znalezienia się w postaci rozpuszczonej w wodzie do momentu przyswojenia przez producenta, destruenta lub sorbowania na powierzchni osadu, zaś „długość” obrotu (turnover length) jest to odległość, na której porcja pierwiastka w postaci cząstkowej zostanie zmineralizowana i znajdzie się znów w roztworze wodnym. Badania z zastosowaniem ^{32}P wykazały, że obrót jest krótki, rzędu kilkunastu metrów, zaś odległość przemieszczania się mineralnych form materii kilkanaście razy dłuższa. Obie te wielkości składają się na pojęcie „długości spirali” — wielkości, którą można porównywać zarówno różne rzeki, jak i różne odcinki tej samej rzeki czy lokalny wpływ dopływów i punktowych źródeł zanieczyszczeń. Choć spływ mas wodnych jest siłą fizyczną kształtującą samo zjawisko spirali, to jednak, jak to zbadali Mulholland i in. (1983), długość spirali i poszczególnych jej cykli zależą od aktywności organizmów, które decydują o tempie regeneracji pierwiastków biofilnych w wodzie i osadzie (bezkręgowce i bakterie), o zdolności cząstek materii do unoszenia i dryfowania (wielkość i ciężar ich zależy od aktywności pokarmowej bezkręgowców) oraz o przyswajaniu (glony, bakterie).

Piśmiennictwo

- Aizaki M., Otsuki L., Fukushima T., Hosomi M. 1981 — Application of Carlson Trophic State Index to Japanese lakes — Verh. int. Verein. Limnol. 21: 675—681.
- Allason B. R. (Red.) 1979 — Lake Sibaya — Monogr. Biol. 36, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 361.

- Andronikova I. N. (Red.) 1980 — Eutrofirovanie mezotrofnogo ozera (po materialam mnogoletnykh nabljudenii na oz. Krasnom) — Nauka, Moskva, Leningrad, ss. 248.
- Axler R. P., Redfield G. W., Goldman C. R. 1981 — The importance of regenerated nitrogen to phytoplankton productivity in a subalpine lake — *Ecology*, 62: 345—354.
- Balon E. K. (Red.) 1974 — Lake Kariba — a man-made tropical ecosystem in central Africa — *Monogr. Biol.* 24, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 767.
- Barica J. 1981 — Hypereutrophy — the ultimate stage of eutrophication — *Wat. Qual. Bull.* 6: 95—100.
- Barica J., Mur L. (Red.) 1980 — Hypertrophic ecosystems — Development in Hydrobiology, 2, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 330.
- Beeton A. K. 1983 — Study of a large subtropical aquatic system — Lake Skadar. *Wat. Qual. Bull.* 8: 8—12.
- Bendorff J. 1979 — A contribution to the phosphorus loading concept — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 64: 177—188.
- Berman T., Stiller M. 1977 — Simultaneous measurement of P and C uptake in Lake Kinnereth by multiple isotopic labelling and differential filtration — *Microbiol. Ecol.* 3: 279—288.
- Birch P. B., Barnes R. S., Spyridakis D. E. 1980 — Recent sedimentation and its relationship with primary productivity in four western Washington lakes — *Limnol. Oceanogr.* 25: 240—257.
- Björk S. 1982 — Goals, methods and possibilities for directing development of limnic ecosystems — *Hydrobiologia*, 86: 177—183.
- Blažka P., Brandl Z., Prochazkova L. 1982 — Oxygen consumption and ammonia and phosphate excretion in pond zooplankton — *Limnol. Oceanogr.* 27: 294—303.
- Bormann F. H., Likens G. E. 1979 — Pattern and processes in a forested ecosystem — Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, ss. 240.
- Canfield D. E., Bachman R. W. 1981 — Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a and Secchi depth in natural and artificial lakes — *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 38: 414—423.
- Canfield D. E., Hodgson L. M. 1983 — Prediction of Secchi disc depths in Florida lakes: impact of algal biomass and organic color — *Hydrobiologia*, 99: 51—60.
- Canfield D. E., Jones J. R., Bachman R. W. 1982 — Sedimentary losses of phosphorus in some natural and artificial Iowa lakes — *Hydrobiologia*, 87: 65—76.
- Carlson R. E. 1977 — A trophic state index for lakes — *Limnol. Oceanogr.* 22: 361—369.
- Chanuneau F., Des Cless S., Meyer A. 1980 — Les modeles de simulation en ecologie lacustre, presentation des differents approches et analyse de models existants — *Acta Oecologia, Oecol. gen.* 1: 27—50.
- Chapra S., Recknow K. H. 1979 — Expressing the phosphorus loading concept in probabilistic terms — *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 36: 225—229.
- Chróst R. H., Faust M. A. 1983 — Organic carbon release by phytoplankton: its composition and utilisation by bacterioplankton — *J. Plankton Res.* 5: 477—493.
- Cole J. J., Likens G. E., Strayer D. L. 1982 — Photosynthetically produced dissolved organic carbon: an important carbon source for plankton bacteria — *Limnol. Oceanogr.* 27: 1080—1090.
- Cooke G. D., McComas M. R., Waller D. W., Kennedy R. H. 1977 — The occurrence of internal phosphorus loading in two small eutrophic, glacial lakes in northeastern Ohio — *Hydrobiologia*, 56: 129—135.

- Coveney M. 1982 — Bacterial uptake of photosynthetic carbon from freshwater phytoplankton — *Oikos*, 38: 8—20.
- Cronberg G. 1980 — Phytoplankton changes in Lake Trummen induced by restoration (long-term whole lake studies and experimental biomanipulation) — *Inst. Limnol., Lund*, ss. 102.
- Cummings K. W. 1979 — The natural stream ecosystem (W: Ecology of regulated streams. Red. J. W. Ward, J. E. Starford) — Plenum Press, New York, London, 7—24.
- Cummings K., Klug J., Ward G., Spengler G., Speaker W., Ovink R., Mahan D., Petersen C. 1981 — Trends in particulate organic matter flux, community processes and macroinvertebrates functional groups along a Great Lakes drainage basin river continuum — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 841—849.
- Cydzik D., Kudelska D., Soszka H. 1982 — Atlas stanu czystości jezior w Polsce badanych w latach 1974—1978 — Wydawnictwo Instytutu Kształtowania Środowiska, Warszawa, ss. 545.
- De Groot W. T. 1981 — Phosphate and wind in a shallow lake — *Arch. Hydrobiol.* 91: 475—489.
- Dillon P. J. 1975 — The phosphorus budget of Camerun Lake, Ontario: the importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes — *Limnol. Oceanogr.* 20: 28—39.
- Dillon P. J., Rigler F. H. 1974a — A test of simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration — *J. Fish. Res. Bd Can.* 31: 1771—1778.
- Dillon P. J., Rigler F. H. 1974b — The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes — *Limnol. Oceanogr.* 19: 767—773.
- Dokulil M., Metz H., Jewson D. (Red.) 1980 — Shallow lakes — *Develop. Hydrobiol.* 3, W. Junk Publishers, The Hague, ss. 218.
- Drabkova V. G., Sorokin I. N. 1979 — Ozero i ego vodosbor — edinaja prirodnaia sistema — Nauka, Leningrad, ss. 196.
- 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.
- Edwards R. W., Brooker M. P. (Red.) 1982 — The ecology of the River Wye — *Monogr. Biol.* 50, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 176.
- Ejsmont-Karabin J. 1983 — Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. VIII. Role of nutrient regeneration by planktonic rotifers and crustaceans in 42 lakes — *Ekol. pol.* 31: 411—427.
- Elwood J., Newbold D., O'Neill V., Stark R., Singley P. 1981 — The role of microbes associated with organic and inorganic substrates in phosphorus spiralling in a woodland stream — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 850—856.
- Elwood J. W., Newbold R. O., O'Neill R. V., Van Winkle W. 1983 — Resource spiralling: an operational paradigm for analysing lotic ecosystems (W: Dynamics of lotic ecosystems. Red. T. D. Fontaine, S. M. Barfell) — Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, USA, 3—27.
- Eutrophication — a global problem. 1981 — *Wat. Qual. Bull.* 6: 3—45.
- Fogg 1966 — The extracellular products of algae — *Oceanogr. Mar. Biol. a. Rev.* 4: 195—212.
- Forsberg C. 1982 — Limnological research can improve and reduce the cost of monitoring and control of water quality — *Hydrobiologia*, 86: 143—146.
- Forsberg C., Ryding S. O. 1980 — Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste receiving lakes — *Arch. Hydrobiol.* 89: 189—207.

- Frisk T., Niemi J. S., Kinnunen K. A. 1980 — Comparison of statistical phosphorus retention models — *Ecol. Modelling*, 12: 11—27.
- Fuhrman J. A., Azam F. 1982 — Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results — *Mar. Biol.* 66: 101—120.
- Furtado J. I., Mori S. (Red.) 1982 — Tasek Bera — the ecology of a freshwater swamp — *Monogr. Biol.* 47, Dr. W. Junk Publishers, The Hague, ss. 413.
- Galkovskaja G. A., Ejsmont-Karabin J. 1981 — O metaboličeskom otnošenii O/N u kolovratok — *Dokl. Akad. Nauk belorussk. SSR* 25: 472—475.
- Giercuskiewicz-Bajtlik M., Głąbski E. 1982 — Predicting the pollution of Great Masurian Lakes from point and non-point sources — *Ekol. pol.* 29: 361—374.
- Gliwicz Z. M. 1979 — Metalimnetic gradients and trophic state of lake epilimnion — *Memorie Ist. ital. Idrobiol.* 37: 121—143.
- Gliwicz Z. M., Kowalczewski A., Ozimek T., Pieczyńska E., Prejs A., Prejs K., Rybak J. I. 1980 — Ocena stopnia eutrofizacji Wielkich Jezior Mazurskich — *Wydawnictwa Akcydensowe Instytutu Kształtowania Środowiska, Warszawa*, ss. 103.
- Goszczyńska W. 1984 — Nutrient input to the lakes by air transport (W: Land use impact on aquatic systems. UNESCO-MAB 5 Workshop, 10—14 Oct. 1983, Budapest) (w druku).
- Granberg K., Harjula H. 1982 — Nutrient dependence of phytoplankton production in brownwater lakes with special reference to Lake Päijanne — *Hydrobiologia*, 86: 129—133.
- Grice G. D., Menzel D. W. 1978 — Controlled Ecosystem Pollution Experiment (CEPEX): summary of results — *Mar. Sci. Communications*, 4: 23—31.
- Gulati R. D., Parma S. (Red.) 1982 — Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer (the Netherlands) — *Develop. Hydrobiol.* 11, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 392.
- Gutelmacher B. L. 1982 — Količestvennaja ocenka roli zooplanktona v krugovorote fosfora v vodoeme — *Ž. obšč. Biol.* 38: 914—921.
- Gutelmacher B. L. 1983 — Skorost ekskrecii fosfora morskimi i presnovodnymi rakoobraznymi (obzor) — *Gidrobiol. Ž.* 19: 13—29.
- Harper D. M., Bullock J. A. (Red.) 1982 — Rutland Water — decade of change — *Develop. Hydrobiol.* 8, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 232.
- Hickman M. 1980 — Phosphorus, chlorophyll and eutrophic lakes — *Arch. Hydrobiol.* 82: 137—145.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1983 — Uwagi o współczesnych kierunkach badawczych w hydrobiologii światowej i ich odbiciu w literaturze krajowej ostatnich lat (W: Materiały XII Zjazdu Hydrobiologów Polskich, Lublin, 20—23 wrzesień 1983) — *Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne, Lublin*, 3—8.
- Hillbricht-Ilkowska A. 1984 — Współczesne kierunki badawcze w ekologii wód słodkich. II. Produktywność ekosystemów i trofoekologia organizmów — *Wiad. ekol.* 30: 359—384.
- Hillbricht-Ilkowska A. w druku — Współczesne kierunki badawcze w ekologii wód słodkich. III. Heterogenność środowiska, czynniki biotyczne a strategia życia organizmów — *Wiad. ekol.* 31.
- Hosomi M., Okada M., Sudo R. 1981 — Release of phosphorus from sediments — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 628—634.
- Hoyer M. V., Jones J. R. 1983 — Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in midwestern reservoirs — *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 40: 192—199.

- Hrbaček J., Desortova B., Popovsky J. 1977 — Management of an ecosystem to lower the development of algae in a reservoir — *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 105—111.
- Ilmavirta V. K. E., Jones R. I., Persson E. P. E. (Red.) 1982 — Lakes and water management — *Develop. Hydrobiol.* 7, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 258.
- Jolankai G. 1984 — Quantification of land use impact on aquatic system (W: Land use impacts on the aquatic systems. UNESCO-MAB 5 Workshop, 10—14 Oct. 1983, Budapest) (w druku).
- Jordan D., Likens G. E. 1980 — Measurement of plankton bacterial production — *Limnol. Oceanogr.* 25: 721—734.
- Jorgensen S. E. 1980 — Lake management — Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, ss. 167.
- Jorgensen S. E., Kamp-Nielsen L., Meyer H. E. 1982 — Comparison of a simple and complex sediment-phosphorus model — *Ecol. Modelling*, 16: 99—124.
- Kajak Z. 1979 — Eutrofizacja jezior — PWN, Warszawa, ss. 233.
- Kajak Z. 1981 — Skuteczność różnych metod rekultywacji jezior w celu poprawy czystości ich wód — *Wiad. ekol.* 27: 331—357.
- Kajak Z. 1983 — Ecological characteristics of lakes in north-eastern Poland versus their trophic gradient. XII. Dependence of chosen indices of structure and functioning of ecosystem on trophic status and mictic type of 42 lakes — *Ekol. pol.* 31: 495—530.
- Kalk M., Howard-Williams C., McLachlan A. J. (Red.) 1979 — Lake Chilwa — *Monogr. Biol.* 35, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 480.
- Kamp-Nielsen L., Meyer H., Jorgensen S. 1982 — Modelling the influence of bioturbation on the vertical distribution of sedimentary phosphorus in L. Esrom — *Hydrobiologia*, 91: 197—206.
- Klapper H. 1980 — Experience with lake and reservoir restoration techniques in the GDR — *Hydrobiologia*, 72: 31—45.
- Kondratieff P. F., Simmons G. M. 1982 — Nutrient retention and macro-invertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent — *Arch. Hydrobiol.* 94: 83—98.
- Kortmann R. W. 1980 — Benthic and atmospheric contributions to the nutrient budgets of a soft-water lake — *Limnol. Oceanogr.* 25: 229—239.
- Kudelska D. 1979 — Klasyfikacja jezior dla potrzeb ich użytkowania i ochrony — *Wiad. ekol.* 25: 41—51.
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H. 1983 — System oceny jakości jezior — Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa ss. 44.
- Larow E. J., McNaught D. C. 1978 — Systems and organismal aspects of phosphorus remineralization — *Hydrobiologia*, 59: 151—154.
- Larsson U., Hagstrom A. 1979 — Phytoplankton extracellular release as an energy source for bacterial growth in a pelagic ecosystems — *Mar. Biol.* 52: 199—206.
- Lehman J. T. 1980 — Release and cycling of nutrients between planktonic algae and herbivores — *Limnol. Oceanogr.* 25: 630—632.
- Lindell L. T. 1981 — Experiences from correlation of Landsat data and versus transmission of light and chlorophyll *a* — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 438—441.
- Löffler H. (Red.) 1979 — Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe — *Monogr. Biol.* 37, W. Junk Publishers, the Hague, ss. 569.
- Lund J. W. G., Reynolds C. S. 1982 — The development and operation of large limnetic enclosures in Blelham Tarn, English Lake District, and their con-

- tribution to phytoplankton ecology (W: Progress in Phycology. Res. 1. Red. C. Round, R. Chapman) — Elsevier Biomedical Press, B. V., ss. 1+65.
- Maitland P. S. (Red.) 1981 — The ecology of Scotland's largest lochs: Lomond, Awe, Ness, Morar and Shiel — Monogr. Biol. 44, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 304.
- Martynova M. W. 1981 — Donnye otloženija kak iztočnik postuplenija azota i fosfora v vodnuju massu — Vod. Res. 1: 164—183.
- Marvan P., Pribil S. 1979 — Algal assays and monitoring eutrophication — Nagele u. Obermüller, Stuttgart, ss. 253.
- Minshall G. W., Petersen R. C., Cummings K. W., Bolt T. L., Sedell J. R., Cushing C. E., Vannotte R. L. 1983 — Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics — Ecol. Monogr. 53: 1—25.
- Mologoski J., Klug J. 1980 — Quantification and characterization of sedimenting POM in a shallow hypereutrophic lake — Fresh. Biol. 10: 497—506.
- Monheimer R. 1981 — Problems in using sulfate uptake for measuring microbial heterotrophy in natural aquatic ecosystems — Verh. int. Verein. Limnol. 21: 1393—1395.
- Moore J. 1980 — Zooplankton and related phytoplankton cycles in a eutrophic lake — Hydrobiologia, 74: 99—102.
- Mordukhai-Boltovskoi P. D. 1979 — The River Volga and its life — Monogr. Biol. 33, Dr. Junk Publishers, the Hague, ss. 489.
- Mulholland P. J., Newbold J. D., Elwood J. W., Hom C. L. 1983 — The effect of grazing intensity on phosphorus spiralling in autotrophic streams — Oecologia (Berlin), 58: 358—366.
- Murphy T. P., Hall K. J., Jesaki J. 1983 — Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake — Limnol. Oceanogr. 28: 58—69.
- Newbold J. D., Elwood J. W., O'Neill R. V., Sheldon A. L. 1983 — Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiralling — Ecology, 64: 1249—1265.
- Newbold J. D., Elwood W. J., O'Neill R. V., Van Winckle W. 1981 — Measuring nutrient spiralling in a streams — Can. J. aquat. Fish. Sci. 38: 860—863.
- Newbold J. D., Mulholland P. J., Elwood J. W., O'Neill R. V. 1982a — Organic carbon spiralling in stream ecosystems — Oikos, 38: 266—272.
- Newbold J. D., O'Neill R. V., Elwood J. W., Van Winckle W. 1982b — Nutrient spiralling: implications for nutrient limitation and invertebrate activity — Am. Nat. 120: 628—652.
- Newell S. Y., Fallon R. D. 1982 — Bacterial productivity in the water column and sedimentation of the Georgia (USA) coastal zone: estimates via direct counting and parallel measurement of thymidine incorporation — Microbiol. Ecol. 8: 33—46.
- Oglesby R. T., Shaffner W. R. 1978a — A new calculation of P loading and its application to 13 New York lakes — Limnol. Oceanogr. 23: 120—133.
- Oglesby R. T., Shaffner W. R. 1978b — P loading to lakes and some of their response — regression models of summer phytoplankton standing crop with total P and transparency — Limnol. Oceanogr. 23: 135—145.
- Ohle W. 1980 — Mineral impact of lakes as background for their biogenic dynamics — Hydrobiologia, 72: 51—59.
- Opuszyński K. 1979 — Silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val) in carp ponds. III. Influence on ecosystem — Ekol. pol. 27: 117—139.
- Ostrowsky M. L. 1978 — Modification of phosphorus retention models for use with lakes with low areal water loading — J. Fish. Res. Bd Can. 35: 1532—1536.
- O'Sullivan P. E. 1979 — The ecosystem—watershed concept in the environmental sciences — a review — Int. J. environ. Stud. 13: 273—281.

- Otsuki A., Kasuga S., Kawai T. 1981 — Seasonal change of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake: the importance of internal loading — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 502—507.
- Overcash M. R., Davidson J. M. (Red.) 1980 — Environmental impact of non-point source of pollution — *Ann Arbor Sci. Publ.*, Ann Arbor, Michigan, USA, ss. 302.
- Paasche E., Kristiansen S. 1982 — Ammonium regeneration by microzooplankton in the Oslofjord — *Mar. Biol.* 69: 55—63.
- Popovsky J. 1981 — Losses of total phosphorus from watersheds influenced by various human activity — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 811—820.
- Premazzi G., Marengo G., Rossi G. 1981 — Phosphorus mass balance in a eutrophic subalpine lakes — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 484—491.
- Prepas E. E., Rigler F. H. 1981 — A test of a simple model to predict short-term changes in the phosphorus concentration in lake water — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 187—196.
- Prepas E. E., Trew D. O. 1983 — Evaluation of the phosphorus-chlorophyll relationship for lakes of the Precambrian Shield in western Canada — *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 40: 27—35.
- Prochazkova L. 1980 — Agricultural impact on the nitrogen and phosphorus concentration in water (W: Land use impact on lake and reservoir ecosystems. *Proc. int. Symp. UNESCO-MAB 5*, May 26—June 2, 1978, Warsaw. Red. N. Duncan, J. Rzóška) — *Facultas-Verlag*, Wien, 78—101.
- Rast W. 1981 — Quantification of the input of pollutants from land use activities in the Great Lake Basin (W: Impact of non-point sources on water quality in watersheds and lakes. Red. J. M. Steenvoorden, W. Rast) — *MAB*, Amsterdam, 98—141.
- Recknow K. H., Simpson J. T. 1980 — A procedure using modeling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land use information — *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 37: 1439—1448.
- Reinertsen H., Langeland A. 1982 — The effect of a lake fertilization on the stability and material utilization of a limnetic ecosystem — *Holoartic Ecol.* 5: 311—324.
- Reynolds C. S., Butterwick C. 1979 — Algal bioassays of unfertilized and artificially fertilized lake water maintained in Lund Tubes — *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 56: 166—183.
- Richey J. E. 1981 — Particulate and dissolved carbon in the Amazonian River — a preliminary annual budget — *Verh. int. Verein. Limnol.* 21: 914—917.
- Riemann B., Sondergaard M., Schierup H. H., Bosselmann S., Christensen G., Hansen J., Nielsen B. 1982 — Carbon metabolism during a spring diatom bloom in the eutrophic lake Mosso — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 67: 145—185.
- Rigler F. H. 1978 — Passage of P through the catchment (W: Environmental biogeochemistry and geomicrobiology. Red. W. Krunben) — *Ann Arbor Sci. Publ.*, Ann Arbor, Michigan, USA, 65—81.
- Romanenko W. S. 1979 — Balans organsičeskogo veščestva v ekosisteme Rybinskogo vodochranilišča (W: Vlijanie zagraznionych veščestv na ekosistemy vo doemov) — *Nauka*, Leningrad, 120—127.
- Rossknecht H. 1980 — Phosphate removal with calcium carbonate precipitation in the Lake of Constanz — *Arch. Hydrobiol.* 88: 328—344.
- Ryding S.-O. 1981 — Reversibility of man-induced eutrophication. Experiment of a lake recovery study in Sweden — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 449—503.
- Ryding S.-O. 1982 — Lake Trehorningen restoration project. Change in water quality after sediment dredging — *Hydrobiologia*, 92: 549—558.

- Scavia D., McFarland J. 1982 — Phosphorus release pattern and the effects of reproductive stage and ecdysis in *Daphnia magna* — Can. J. Fish. aquat. Sci. 39: 1310—1314.
- Scheider W. A. 1978 — Applicability of phosphorus budget models to small precambrian lakes, Algonquin Park, Ontario — J. Fish. Res. Bd Can. 35: 300—304.
- Schelskie C. L. 1979 — Role of phosphorus in Great Lakes eutrophication: Is there a controversy? — J. Fish. Res. Bd Can. 36: 268—288.
- Schiemer F. (Red.) 1983 — Limnology of Parakrama Samudra, Sri-Lanka — Develop. Hydrobiol. 12, Dr. W. Junk Publishers, The Hague, ss. 238.
- Seip H. M., Tollan A. 1978 — Acid precipitation and other possible sources for acidification of river and lakes — Sci. tot. Environ. 10: 253—270.
- Serruya C. 1978 — Lake Kinneret (lake of Tiberias, Sea of Galilee) — Monogr. Biol. 32, Dr. Junk Publishers, the Hague, ss. 474.
- Sierszén M. E., Brooks A. S. 1982 — The release of dissolved organic carbon as a result of diatom fragmentation during feeding by *Mysis relicta* — Hydrobiologia, 93: 155—161.
- Sirenko A. A. 1982 — Vertikalnoe raspredelenie chlorofila v eutrofnom vodoeme kak integralnyj pokazatel sootnošenija produkcijno-destrukcionnyh processov — Gidrobiol. Ž. 18: 73—83.
- Sladeček J. (Red.) 1981 — Verhandlungen. Proceedings. Travaux. Vol. 21 — Congres in Japan 1980. Part 1, 2, 3 — Nägele u. Obermiller, Stuttgart, ss. 1864.
- Slaymaker O. 1982 — Land use effects on sediment yield and water quality — Hydrobiologia, 91/92: 93—109.
- Sly P. G. (Red.) 1982 — Sediment-freshwater interaction (W: Proc. Second Int. Sediment-Freshwater Symp., Kingston, Ontario, June 15—18, 1981) — Develop. Hydrobiol., Dr. W. Junk Publishers, The Hague, ss. 704.
- Smith H. V. 1982 — The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis — Limnol. Oceanogr. 27: 1101—1112.
- Steenvoorden J. H., Rast W. (Red.) 1981 — Impact of non-point sources on water quality in watersheds and lakes — Proc. int. Symp. MAB-5, Amsterdam, 11—14 May, 1981, ss. 220.
- Straškrabová V., Fuksa J. 1982 — Diel changes in numbers and activities of bacterioplankton in a reservoir in relation to algal production — Limnol. Oceanogr. 27: 660—672.
- Taylor B. R., Roff J. C. 1982 — Transport and particle size distribution of suspended and benthic organic matter in three headwater streams — Hydrobiologia, 93: 281—288.
- Thornton J. A. (Red.) 1982 — Lake McIlwaine — Monogr. Biol. 49, Dr. Junk Publishers, The Hague, ss. 264.
- Toth L. G. 1980 — The use of dialyzing sacks in estimation of production of bacterioplankton and phytoplankton — Arch. Hydrobiol. 89: 474—482.
- Uhlmann D. 1982 — Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs — Int. Revue ges. Hydrobiol. 67: 821—835.
- Vangenechten I. H. D. 1983 — Acidification in West European lakes and physiological adaptability to acid stress — Wat. Qual. Bull. 8: 150—155.
- VanLiese L., Peters J., Montijn A. 1982 — Release of sediment phosphorus and the influence of algal growth on this process — Hydrobiol. Bull. 16: 191—200.
- Vannotte R. L., Minshall G. W., Cummings K. W., Sedell J. R., Cushing C. E. 1980 — The river continuum concept — Can. J. Fish. aquat. 37: 130—137.

- Vollenweider R. A. 1975 — Input-output models with special references to the P loading concept in limnology — *Schweiz. Z. Hydrol.* 37: 53—84.
- Vollenweider R. A. 1976a — Rotsee, a source not a sink for phosphorus, a comment and a plea for nutrient balance studies — *Schweiz. Z. Hydrol.* 38: 29—34.
- Vollenweider R. A. 1976b — Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lakes eutrophication — *Memorie Ist. ital. Idrobiol.* 33: 53—83.
- Wallace J. B., Webster J. E., Cuffney T. F. 1982 — Stream detritus dynamic regulation by invertebrate consumers — *Oecologia (Berl.)*, 53: 197—200.
- Watson V. J., Loucks O. L., Wojner W. 1981 — The impact of urbanisation on seasonal hydrobiological and nutrients budget of a small watershed — *Hydrobiologia*, 77: 87—96.
- Wright R. F. 1983 — Acidification of freshwaters in Europe — *Wat. Qual. Bull.* 8: 137—140.
- Zdanowski B. 1976 — The influence of mineral fertilization on phytoplankton productivity in lakes — *Ekol. pol.* 24: 167—195.
- Zdanowski B. 1982 — Variability of nitrogen and phosphorus contents and lake eutrophication — *Pol. Arch. Hydrobiol.* 29: 541—599.

Summary

The constantly increasing scientific information concerning the ecology of freshwater ecosystems requires a periodical presentation of current research trends in world science. This explains the present attempt to indicate main research trends as regards the functioning of freshwater ecosystems (mainly lakes) in the environment and internal processes connected with matter cycling. And together with other papers in preparation on current problems of productivity of ecosystems, trophoecology of aquatic organisms, their survival and development in the heterogenous aquatic habitat, the present paper is an introduction to more important, interesting and more common research trends. This of course is not free of some objective limitations (access to foreign literature and proper choice of works) as well as subjective ones (specific interests and limited knowledge of the author) and should be treated as an initiation for further exchange of views and opinions on world investigations.

Increasing anthropogenous changes in aquatic habitats stimulate permanently the research also because being connected with management and spatial planning, the financial means and technical equipment are rather easily obtained for this purpose. Therefore it is not surprising that these problems are dominant all over the world. Apart from recording the effect of various anthropogenous influences and response of aquatic systems (studies of monitoring type) experiments in situ are being used more frequently as well as bioassays which simulate the influence of factors under controlled conditions and are used for prediction.

Eutrophication of waters is now a global problem. Apart from studies inspired by the notion "phosphorus as a factor responsible for anthropogenous eutrophication" more attention is being paid to proportions of both nutrients (nitrogen and phosphorus) and generally to the role of nitrogen in eutrophication, especially under conditions of strongly eutrophic and hypertrophic lakes. There is an increasing number of various simple mathematical models based on the functional relation between the load (or loads) of elements in sources of input, in lake waters and the most common measures of eutrophication rate such as chlorophyll

concentration and/or biomass of algae, visibility of Secchi disc, oxygen deficit and others. Amongst other things, they are used for short-term prediction and are helpful in recultivation treatments. But these conceptions have a limited value for shallow strongly eutrophic lakes, where nutrients released from bottom sediments decide under conditions of permanent and vast oxygen deficit about the productivity of a lake. Also the physical aspects (thermocline) and the biotic ones (ichthyofauna, trophic and size structure of zooplankton) are more frequently taken into consideration which may decide and control the eutrophication rate somewhat independently of the sources of pollution.

The notion of a hypereutrophic lake (shortly: hypertrophic) has appeared to describe a new type of lake ecosystem having specific processes and extremely unstable structure usually due to the dynamics of blue-green algae blooms.

There is a great development of studies on watershed and air-shed connected with estimations of the input of nutrients and toxic compounds from the so-called non-point sources. Studied are geological, geomorphological, soil conditions and land use responsible for the input rate and forms of this matter reaching the aquatic systems. Estimations of matter budgets and its retention in aquatic ecosystem are indispensable in the management of the environment and in estimating the role of these ecosystems in transport and transformation of matter in the landscape (physiocenosis).

It is becoming more commonly accepted that excretion of mineral nitrogen and phosphorus compounds by animals and of low-molecular compounds of organic carbon by plants is a basis channel of remineralization of these matter forms in the lake pelagial and makes them available for producers and heterotrophic bacteria. There is a considerable progress in estimations of biomass production and activity of bacteria due to the introduction of new and different methods. Also more attention is paid to the role of inorganic suspension, both allochthonous and autochthonous (biological precipitation) in cycling of nutrients (especially phosphorus) and their depositing in bottom sediments.

The greatest development is observed in studies on the role of interphase "water-bottom sediments" as a system controlling matter cycling in lakes and sometimes (shallow lakes) deciding about it. The community of benthic organisms due to its mobility and excretion significantly participates in this process.

In river studies new notions and methods of investigations can be observed. One should mention here the notion where running water ecosystem is regarded as a continuum — a system of directionally changing physical and biotic factors from the source to the mouth, and the notion of "nutrient spiralling" showing the constant displacement — together with water run-off — of particular sections of matter cycling.

In all above mentioned research trends the contribution of Polish hydrobiologists is considerable — either in a form of independent work or in all kinds of reviews and synthetic papers, this is especially so concerning eutrophication and internal processes of matter cycling. But the new methods of studying running waters have not been undertaken yet by Polish scientists.