

EWA PIECZYŃSKA

Zakład Hydrobiologii Instytutu Zoologicznego  
Uniwersytetu Warszawskiego

## Rola materii allochtonicznej w jeziorach\* The rôle of allochthonous matter in lakes\*

Każdy zbiornik stanowi wraz z otaczającym go terenem zlewni układ oddziaływający na siebie wzajemnie. Oddziaływania te, mające skomplikowany i wielostronny charakter, stają się coraz częściej obiektem zainteresowań ekologów. Wyrazem tego było, między innymi, zorganizowanie w ramach ostatniego, XVIII Kongresu Limnologicznego SIL, przy współpracy z Międzynarodowym Towarzystwem Ekologicznym (INTECOL), sympozjum na temat zależności wzajemnych między lądem i wodą (Symposium on interactions between land and water). Na sympozjum tym wiele uwagi poświęcono różnorodnym wpływom na jeziora terenów otaczających, wyrażającym się przede wszystkim w zasilaniu zbiornika w substancje mineralne i organiczne. Zagadnienia te nabierają coraz większego znaczenia w związku z intensyfikacją rolnictwa, przemysłownictwa i urbanizacji prowadzącymi do eutrofizacji jezior, a wielokrotnie — do degradacji ekosystemów jeziornych. Omawiane były te problemy, między innymi, na sympozjach: „Eutrophication: causes, consequences, correctives” (Madison, 1967 r.) i „Eutrophication in large lakes and impoundments” (Uppsala, 1968 r.).

Zależność zbiornika wodnego od otaczających go terenów jest tak wyraźna, że często wykazać ją możemy na podstawie prostych porównań żyzności jeziora z wielkością i charakterem bezpośredniej zlewni.

Od dawna wielu autorów wskazywało na ubóstwo w sole mineralne zbiorników śródlęśnych (usytuowanych w zlewni ubogiej) w porównaniu z jeziorami otoczonymi żyznymi polami uprawnymi. P a t a l a s (1960) potwierdzając te zależności na przykładzie kilkudziesięciu jezior okolic Węgorzewa, wprowadza prosty wskaźnikowy sposób oceny żyzności zlewni. Ocenia ją na podstawie procentowego udziału lasów, mało żyznych i żyznych gruntów ornych oraz zabudowy. Autor proponuje klasyfikację punktową. I tak np. najwyższą ocenę (5 punktów) uzyskują jeziora, w których ponad 75% linii brzegowej kontaktuje się z żyznymi polami uprawnymi, przy czym ponad 20% z zabudowaniami. Najniżej (1 punkt)

\* Zmieniony tekst oparty o referat „Losy różnych postaci allochtonicznej materii organicznej dostającej się do jezior” wygłoszony na sympozjum na temat „Ochrona zbiorników wodnych przed zanieczyszczeniem” (Poznań, 21—22 V 1971 r.).

\* Changed version based on the paper “The fate of various forms of allochthonous organic matter inflowing to the lakes” presented at the symposium dealing with “Protection of water bodies against pollution” (Poznań, May 21—22, 1971).

oceniano jeziora, których przyległe tereny pokryte były na przeważającej części (ponad 75% linii brzegowej) lasem. Podobnie autor analizuje intensywność wymiany wody, usytuowanie jeziora w dorzeczu i żyźność głównego dopływu. Zestawiając również inne dane (skład chemiczny wody, stopień statyczności zbiornika, powierzchnia czynnego dna) ocenia produktywność pierwotną badanych jezior.

Ohle (1965) wprowadza wskaźnik  $f_u$  (Umgebungsfaktor, w języku angielskim surrounding factor) wyrażający stosunek powierzchni zlewni do powierzchni jeziora i stwierdza w wielu przypadkach prostą zależność między tym wskaźnikiem a wielkością produkcji pierwotnej zbiornika. Wskaźnik ten waha się w przypadku różnych jezior od 1 lub mniej do ponad 30 (30-krotnie większa powierzchnia zlewni niż jeziora), często osiąga wartości 10—20. Zależność między wskaźnikiem Ohlego a zasobnością jezior w sole mineralne podkreślana była również przez innych autorów, między innymi przez Vollenweidera (1968), w zbiorczym opracowaniu na temat eutrofizacji jezior i wód płynących.

Interesującą zależność między produktywnością jeziora a wielkością terenów zasilających przedstawia Schindler (1971). Autor zakłada, że ilość substancji pokarmowych dopływających do jeziora jest wprost proporcjonalna do powierzchni chwytnej ( $A_d + A_o$ ), gdzie  $A_d$  jest powierzchnią zlewni, a  $A_o$  powierzchnią jeziora. Autor stosuje termin catchment area używany często w języku angielskim i tłumaczony na język polski jako zlewnia w rozumieniu terenów otaczających jezioro. Schindler uwzględnia w tym pojęciu również powierzchnię zbiornika, podkreślając, że jest to bardzo istotne, gdyż jak wynika z danych wielu autorów, ilość substancji dostających się na jednostkę powierzchni jeziora z opadami atmosferycznymi w wielu przypadkach może być równa lub nawet większa od ilości wypłukiwanej z odpowiedniej powierzchni lądowej części tak rozumianej zlewni. Ilość dochodzących do jeziora substancji, wprost proporcjonalna do wielkości powierzchni chwytnej, jest odwrotnie proporcjonalna do objętości zbiornika. Wynika z tego założenie, że poziom produktywności biologicznej jeziora powinien być proporcjonalny do  $\frac{A_d + A_o}{V}$ . Schindler, dysponując różnymi informacjami

o szeregu jezior różnej trofii północno-zachodniego Ontario, stwierdza prostą zależność między wskaźnikiem  $\frac{A_d + A_o}{V}$  a produkcją pierwotną,

biomasą fitoplanktonu, ilością chlorofilu, azotu i fosforu, itp. Sugeruje to znaczny i modyfikujący wpływ terenów otaczających zbiornik na jego produktywność, nawet w przypadku, gdy ocenę tego wpływu opieramy na tak prostym wskaźniku.

Udział materii allochtonicznej w produktywności ekosystemów wodnych stał się podstawą wielu klasyfikacji, w tym również typologii jezior. Åberg i Rodhe (1942) definiując trofnię jeziora jako rodzaj i intensywność zaopatrzenia zbiornika w substancję organiczną wyróżniają autotrofię jeziora (wskazującą na intensywność własnej produkcji materii organicznej) oraz allotrofię (wskazującą na intensywność dopływu materii organicznej z terenów otaczających jezioro). Rodhe (1969) dyskutując to zagadnienie podaje bogaty przegląd literatury i wskazuje, że klasyfikacje jezior na autotroficzne i allotroficzne pojawiały się już dawno (np. Birge i Juday 1927). Elster (1963) podkreśla, że kryteria klasycznej typologii jezior Naumanna i Thienemanna są już obec-

nie niewystarczające z tego względu, że nie obejmują wszystkich zbiorników wodnych i nie uwzględniają wpływu na trofię wielu czynników, a przede wszystkim dopływu substancji allochtonicznej. Definiując trofię za Åbergiem i Rodhe (1942) Elster wyróżnia zbiorniki autotroficzne, allotroficzne i miksotroficzne, przy czym podział ten stosuje zarówno dla zbiorników o niskim poziomie produktywności — oligotroficznych (jeziora allooligotroficzne, autooligotroficzne), średnim, jak też najwyższym poziomie produktywności (jeziora allopolitroficzne i autopolitroficzne). Analizując jeziora z punktu widzenia ich nadmiernej eutrofizacji lub możliwości jej przeciwdziałania, jesteśmy zainteresowani ciągiem „allo”, a szczególnie jeziorami alloeutroficznymi i allopolitroficznymi.

Wiele zagadnień typologii jezior w powiązaniu z wpływem na zbiorniki materii allochtonicznej przedstawia Olszewski (1971), proponując wprowadzenie terminu saprotrofia jako nowego typu jeziora nieharmonijnego. W propozycji autora ciąg narastania zasobności w biogeny kończy się na politrofii. Układ, w którym żyźność i produkcja „dławiona” jest przez rozkładającą się materię organiczną, to saprotrofia. Tak więc proponowany przez Olszewskiego termin saprotrofia mógłby zastąpić niezbyt fortunne sformułowania „nadmierna eutrofizacja” lub „degradacja” i podkreślałby również, że jeziora o tym typie są innymi układami, a nie dalszym ciągiem rozwoju politrofii.

Wymienione zależności między charakterem zlewni a typem jeziora oraz klasyfikacje zbiorników wodnych dają jedynie ogólne wyobrażenie o roli materii allochtonicznej w życiu zbiorników wodnych. Właściwa rola tej materii w funkcjonowaniu jeziora zależy nie tylko od jej ilości, ale również od postaci, w jakiej dostaje się do zbiorników, strefy jeziora, do której dopływa, wreszcie dynamiki jej dopływu w cyklu rocznym.

W warunkach naturalnych głównym źródłem materii allochtonicznej są substancje humusowe. W obecnej dobie uprzemysłowienia i urbanizacji znaczna część zbiorników wodnych znajduje się pod wpływem działalności człowieka i staje się odbiornikiem różnych substancji użyźniających lub toksycznych będących produktami ubocznymi tej działalności. Często mówimy w takich przypadkach np. o antropogenicznej eutrofizacji — zagadnieniu coraz bardziej aktualnym a stosunkowo mało poznany (Rossolimo 1971).

Najważniejszymi źródłami materii dopływającej do jezior z terenów otaczających są: 1) dopływy rzeczne, 2) dopływy podziemne, 3) opady atmosferyczne, 4) spływ powierzchniowy ze zlewni (produkty erozji wodnej i eolitycznej), 5) produkty erozji brzegowej, 6) opadające części roślinności lądowej, 7) ścieki komunalne i 8) ścieki przemysłowe (fig. 1). Ta dopływająca do jeziora materia dostarcza zarówno substancji mineralnych, jak i organicznych. A postać, w jakiej dostaje się do zbiornika, jest krańcowo różna — od substancji rozpuszczonej, przez cząstki detrytusy czy gleby, do dużych fragmentów roślinnych. Najwyższą zawartością materii organicznej (do ponad 90% suchej masy) charakteryzują się opadające szczątki roślinności lądowej, przy czym występuje w nich ona w postaci trudno rozkładalnej. W ściekach komunalnych zawartość materii organicznej wynosi około 50% i znaczny udział ma frakcja materii rozpuszczonej. Najniższym udziałem materiału organicznego odznacza się zazwyczaj materia erodowana z gleb — traktuje się ją głównie jako źródło soli mineralnych. Oddzielny problem stanowią substancje

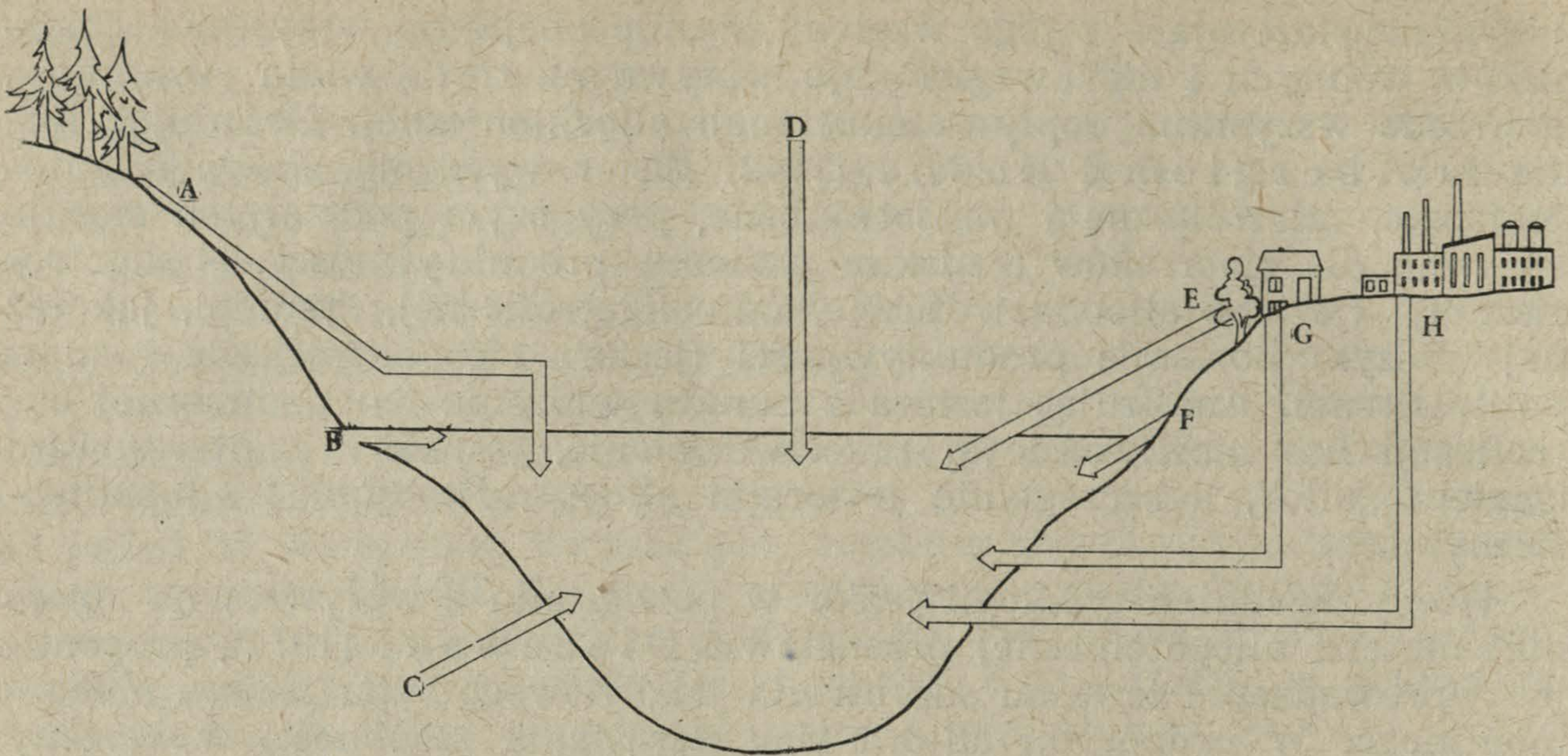


Fig. 1. Główne źródła materii allochtonicznej w jeziorach

A — produkty erozji powierzchniowej, B — dopływy rzeczne, C — dopływy podziemne, D — opady atmosferyczne, E — opadające fragmenty roślinności lądowej, F — produkty erozji brzegowej, G — ścieki komunalne, H — ścieki przemysłowe

#### Main sources of allochthonous matter in lakes

A — products of surface erosion, B — river inflows, C — underground inflows, D — atmospheric precipitation, E — litter fall, F — products of shore erosion, G — domestic wastes, H — industrial wastes

toksyczne, dostające się do jezior najczęściej wraz ze ściekami przemysłowymi, bądź jako pestycydy erodowane z pól uprawnych.

Wspólną cechą dopływającej do jezior materii allochtonicznej jest to, że większa jej część (zwłaszcza detrytus i rozpuszczona materia organiczna) jest niedostępna jako bezpośredni pokarm fauny. Wielu autorów wykazywało wprawdzie, że detrytus allochtoniczny stanowi pokarm fauny (G a e v s k a j a 1966, M i n s h a l l 1967, K a u s h i k i H y n e s 1968, 1971), to jednak wiele danych wskazuje, że w porównaniu z intensywnymi procesami rozkładu mikrobiologicznego, bezpośrednie wykorzystanie tej materii przez faunę jest bardzo małe, a wiele organizmów wykorzystuje detrytus allochtoniczny dopiero po częściowym rozkładzie mikrobiologicznym (S o r o k i n 1967, K a u s h i k i H y n e s 1968, 1971, M a t h e w s i K o w a l c z e w s k i 1969, P i e c z y ń s k a 1971a i inni). Również rozpuszczona materia organiczna jest wykorzystywana bezpośrednio jako baza pokarmowa przez nieliczne tylko organizmy, głównie bakterie i w niewielkim stopniu niektóre glony (Ł a w a c z 1971). Tak więc mówiąc o materii allochtonicznej jako źródle zasobów pokarmowych zwrócić musimy uwagę na ogromne znaczenie procesów mikrobiologicznych.

Istotnym, ale w nielicznych tylko przypadkach uwzględnianym elementem wpływu substancji allochtonicznej na jeziora, jest zmienność intensywności jej dopływu w czasie i przestrzeni. Zmienność ta ma szczególne znaczenie w przypadku zbiornika wody stagnującej, jakim jest jezioro, gdzie brak przepływu sprzyja kumulacji materii i różnicowaniu poszczególnych fragmentów zbiornika. Przykładowo, z tego punktu widzenia, omówiona zostanie sytuacja w Jeziorze Mikołajskim. Niektóre źródła materii allochtonicznej dochodzącej do tego jeziora przedstawia ta-

bela I. Ogólną ilość tej materii oceniono na 263 tony suchej masy rocznie, co stanowi 170 kcal/m<sup>2</sup> powierzchni jeziora (Pieczyńska 1971a). Wśród wyróżnionych źródeł materii największy udział mają ścieki miejskie — 83,6%, najmniejszy erozja brzegowa — 0,8%. Wymienione grupy materii dochodzą do rozmaitych części zbiornika z różną intensywnością. Ścieki miejskie wprowadzane są do północno-wschodniej części jeziora głównie na przestrzeni 2 km linii brzegowej. Erozja brzegowa zachodzi na dużą skalę jedynie w zachodniej części zbiornika, na brzegach wysokich. Zróżnicowane rozmieszczenie terenów zadrzewionych i pól uprawnych w zlewni powoduje, że wpływ opadających części roślinności jak też spływającej materii jest również różny w poszczególnych częściach jeziora.

Tabela I

Niektóre źródła materii allochtonicznej dopływającej do Jeziora Mikołajskiego  
Some sources of allochthonous matter inflowing to Mikołajskie Lake

Pochodzenie dopływającej materii Origin of inflowing matter	Ogólna ilość suchej masy w ciągu roku (ton) Total amount per year (tons of dry mass)
Ścieki miejskie Municipal sewage	220
Erozja gleb zlewni bezpośrednio Erosion of drainage basin soils	34
Opadające fragmenty roślinności lądowej Litter fall	7
Erozja brzegowa Shore erosion	2
Ogółem Total	263
w tym substancji organicznej including organic substance	123
mineralnej mineral substance	140

Jezioro Mikołajskie jest zbiornikiem przepływowym o znacznej intensywności wymiany wody (trzykrotnej w ciągu roku). Sprzyja to wyrównaniu warunków fizyczno-chemicznych, zwłaszcza w pozalitoralnej części jeziora. Zróżnicowanie jest natomiast wyraźne w strefie litoralu, który w części kontaktującej się z miastem jest całkowicie przekształcony przez ścieki.

W wielu jeziorach o bardziej zróżnicowanej niż w Jeziorze Mikołajskim powierzchni i mniejszej intensywności wymiany wody obserwujemy znaczne zróżnicowanie i całkowitą odrębność poszczególnych części zbiornika poddanych różnym wpływom materii allochtonicznej.

Równie istotna jak zmienność przestrzenna jest zmienność w czasie intensywności dopływu materii allochtonicznej. W Jeziorze Mikołajskim, które wraz z okolicami intensywnie użytkowane jest jako miejsce rekreacji, dopływ ścieków w lecie jest wielokrotnie intensywniejszy niż w pozostałych okresach roku. W szczycie sezonu środowiska litoralne

są tak intensywnie przekształcane przez ścieki, że powstają strefy polisa-probowe o wyraźnie występujących saprobiontach. Również inne rodzaje materii allochtonicznej dostają się do jeziora cyklicznie w sposób skoncentrowany w niewielkich odcinkach czasu, np. opadające fragmenty roślinności lądowej, których ok. 80% masy dostaje się do jeziora w ciągu trzech miesięcy — od września do listopada (Pieczyńska 1971a).

Przeważająca część materii allochtonicznej dostaje się w pierwszym rzędzie do litoralu jeziornego, a dopiero później transportowana jest do dalszych partii zbiornika. Również wody litoralu i zamieszkująca je biocenoza są tym fragmentem ekosystemu jeziornego, który bezpośrednio oddziałuje na tereny otaczającego jezioro lądu. Miejscem najintensywniejszych wpływów jest strefa graniczna między lądem i wodą — strefa pobrzeżna.

Zróżnicowanie terenów otaczających jezioro jak też zróżnicowanie litoralu jeziornego w zakresie ukształtowania morfologicznego, typów gruntów, zależności hydrogeologicznych, fizyczno-chemicznych i biologicznych sprawiają, że wpływy wzajemne między zlewnią a litoralem jeziornym różnią się nie tylko w poszczególnych ekosystemach, lecz również w poszczególnych partiach każdego z nich i różnych porach roku. Każdy system jeziorny w swojej strefie brzegowej posiada szereg funkcjonujących podsystemów, w różny sposób powiązanych z otaczającymi terenami. Zagadnienia te dyskutowano w oddzielnym opracowaniu (Pieczyńska 1971b).

Duża różnorodność postaci, jak też sposobów dopływu materii allochtonicznej do jezior sugeruje, że losy tej materii będą różne. Bez względu na to, czy będziemy śledzić tę materię jako dopływ soli mineralnych a więc pokarm dla producentów, czy też jako materię organiczną, traktowaną na równi z produkcją miejscową — jako bazę pokarmową konsumentów, czy też wreszcie jako substancję zanieczyszczającą środowisko, przekształcającą warunki fizyczno-chemiczne w jeziorze, musimy uwzględnić, że przechodzi ona wiele przemian chemicznych i biologicznych, zanim skutki jej działania odbiją się na biocenozie jeziora. Śledzenie tych przemian materii allochtonicznej ma podstawowe znaczenie, nie tylko ze względów teoretyczno-poznawczych, ale również praktycznych — prognozowania losów jezior i zapobiegania niekorzystnym skutkom dopływu tej materii.

W warunkach naturalnych, przy kompleksowym działaniu czynników, w krańcowych tylko przypadkach, takich jak np. zatrucie nadmiernym dopływem ścieków, udaje się stwierdzić konkretną i wyraźnie określoną reakcję ekosystemu na dopływ materii allochtonicznej. Zazwyczaj można ocenić jedynie najogólniej zmiany żyzności jeziora pod wpływem dochodzącej materii, a dla określenia tych zmian stosuje się różne wskaźniki (Hooper 1969), wśród których najczęściej wymienia się budżet tlenowy, przezroczystość, koncentrację biogenów, zakwity wody, skład i liczebność planktonu i inne. Dla wielu jezior przeprowadzono takie analizy biorąc pod uwagę zmiany, w cyklu wieloletnim, z jednej strony zagospodarowania zlewni (intensyfikacja rolnictwa, wzrost zagęszczenia populacji ludzkiej, intensyfikacja żeglugi itp.), a z drugiej strony zmiany żyzności jezior określone za pomocą wyżej wymienionych wskaźników (np. Hasler 1947, Milway 1970).

W przeważającej liczbie przypadków rozpatrywany jest jakiś jeden wybrany rodzaj materii allochtonicznej dopływającej do jeziora. Najczęściej analizuje się:

1) Dopływ ścieków miejskich i przemysłowych, zwykle w sytuacjach, gdy analizowany ekosystem jeziorny poddawany jest sukcesywnie zwiększającej się lub okresowo dochodzącej zwiększonej dawce ścieków. Badania takie dotyczą zmian warunków środowiskowych i różnych zespołów organizmów, często z uwzględnieniem różnic w częściach jezior poddanych w różnym stopniu wpływowi ścieków. Badania takie prowadzono w odniesieniu do wielu zbiorników. Klasycznym przykładem jest tu jezioro Washington (Edmondson 1968, 1969, 1970, Shapiro, Edmondson i Allison 1971) oraz jeziora: Bodeńskie (Zahner 1964, Einsle 1967, Milway 1970), Zurychskie (Hasler 1947, Thomas 1969), Alster (Caspers 1964) i wiele innych.

2) Dopływ substancji mineralnych, głównie z pól uprawnych. W tym przypadku przeważająca część prac opiera się na wskaźnikowych zależnościach przedstawionych w pierwszej części referatu (Patalas 1960, Ohle 1965, Schindler 1971 i inni). Zestawienie szeregu danych liczbowych z tego zakresu, dotyczących głównie dopływu do jezior azotu i fosforu, przedstawia Vollenweider (1968). Zwykle, poza ogólnym stwierdzeniem wzrostu żyzności jeziora pod wpływem zwiększonego dopływu substancji mineralnych, nie udaje się prześledzić losów tej substancji i reakcji jakiegoś fragmentu biocenozy na jej dopływ.

Jednym z ciekawszych przypadków, gdy w warunkach naturalnych, bez stosowania eksperymentów czy obserwacji sytuacji modyfikowanej przemysłem lub urbanizacją, udało się prześledzić losy dopływającej do jeziora substancji mineralnej oraz reakcję zbiornika na ten dopływ, jest opisana przez Serruya i Pollingher (1971) sytuacja w jeziorze Kinneret w Izraelu. W ciągu suszy letniej, w zlewni rzeki Jordan dopływającej do jeziora Kinneret, gromadzi się zapas substancji, która później, w okresie intensywnych opadów, dostaje się do jeziora. Jako reakcję zbiornika na tę nagłą dostawę znacznej ilości substancji obserwuje się zakwit glonów. Na podstawie sześcioletnich badań autorka stwierdziła, że w zależności od pory dopływu substancji odżywczych (wcześniejszy lub późniejszy początek intensywnych opadów) pojawia się zakwit *Peridinium* (co zdarza się w przeważającej liczbie przypadków) lub *Microcystis*, przy czym zależność ta daje się obserwować nawet przy niewielkich przesunięciach terminu opadów. Tak więc, w warunkach badanego jeziora, znajomość warunków klimatycznych może stanowić podstawę szczegółowego prognozowania zakwitów wody.

3) Dopływ detrytusu allochtonicznego, głównie fragmentów roślinności nadbrzeżnej. Jest to rodzaj allochtonicznego materiału stosunkowo najłatwiejszy do oceny ilościowej oraz analizy składu chemicznego. Notuje się najwięcej konkretnych materiałowych prac z tego zakresu. Detrytus allochtoniczny największą rolę odgrywa w ciekach i większość badań koncentruje się wokół tych środowisk. W szeregu przypadków autorzy podają w bezwzględnych wartościach liczbowych udział tego rodzaju materiału allochtonicznego w przepływie energii przez ekosystem (Teal 1957, Nelson i Scott 1962, Mann i inni 1971). Obszerne dane dotyczące losów detrytusu allochtonicznego dostajęcego się do strumieni, wraz z bogatym przeglądem literatury z tego zakresu, podają Kaushik i Hynes (1971). Liczne są również badania dotyczące zbiorników wodnych. Ocenia się w tych badaniach ilość dopływających szczątków roślinnych, ich przemiany w jeziorze w procesach mikrobiologicznych oraz wykorzystanie jako źródło witamin, pokarm fauny bezkręgowej i pokarm ryb ((Levanidov 1949, Smirnov 1964, Szcze-

pański 1965, Norlin 1967, Sorokin 1967, McConnel 1968, Pieczyńska 1971a i inni). Prace te nie wyjaśniają oczywiście wszystkich zagadnień dopływu i wykorzystania detrytusu allochtonicznego, a z punktu widzenia eutrofizacji jezior mają stosunkowo niewielkie znaczenie, gdyż to źródło materii allochtonicznej nie odgrywa zazwyczaj dużej roli.

Biorąc pod uwagę wszystkie aspekty znaczenia materii allochtonicznej w jeziorach możemy powiedzieć, że jeziora allotroficzne, zarówno na poziomie niskiej jak i wysokiej produktywności, są układami bardziej skomplikowanymi niż jeziora autotroficzne. Jeżeli weźmiemy pod uwagę jakikolwiek sposób opisu struktury lub funkcji ekosystemu — sieć troficzną, rodzaje pokarmu dla konsumentów, procesy mineralizacji, źródła biogenów, zmienność w czasie i przestrzeni procesów produkcyjnych lub inne, to we wszystkich tych przypadkach jezioro allotroficzne, korzystające z większej ilości źródeł pokarmu mineralnego i organicznego, jest układem bardziej złożonym. Jest też układem mniej poznany, a równocześnie coraz częściej spotykanym w obecnej dobie intensyfikacji rolnictwa, przemysłu i urbanizacji. W związku z tym, jeżeli chcemy chronić jeziora, zapobiegać ich nadmiernej eutrofizacji poprzez ingerencję w ekosystem jeziorny, musimy, nie rezygnując z prostych wskaźnikowych zależności, podjąć trud poznania procesów dopływu i przekształcenia materii allochtonicznej w jeziorach.

### Piśmiennictwo

- Åberg B., Rodhe W. 1942 — Über die Milieufaktoren in einigen Südschwedischen Seen — *Symb. bot. upsaliens.* 3: 3—256.
- Birge E. A., Juday C. 1927 — The organic content of the water of small lakes — *Proc. Amer. Phil. Soc.* 66: 357—372.
- Caspers H. 1964 — Characteristics of hypertrophic lakes and canals in cities — *Verh. int. Vereinig. Limnol.* 15: 631—638.
- Edmondson W. T. 1968 — Water-quality management and lake eutrophication: the Lake Washington case — *Water Resources Management and Public Policy*, 11: 139—178.
- Edmondson W. T. 1969 — Eutrophication in North America — *Proc. Symp. „Eutrophication: causes, consequences, correctives”*, Washington, 124—149.
- Edmondson W. T. 1970 — Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage — *Science*, 169: 690—691.
- Einsle U. 1967 — Über einige Auswirkungen der Eutrophierung des Bodensee-Obersees auf seine planktisch lebenden Copepodenpopulationen — *Schweiz. Z. Hydrol.* 29: 305—310.
- Elster H. J. 1963 — Die Stoffwechselfynamik der Binnengewässer — *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* 57: 335—387.
- Gaevskaja N. S. 1966 — Rol' vyssich vodnych rastenij v pitanii životnych presnych vodoemov — Moskva, 327 pp.
- Hasler A. D. 1947 — Eutrophication of lakes by domestic drainage — *Ecology*, 28: 383—395.
- Hooper F. F. 1969 — Eutrophication indices and their relation to other indices of ecosystem change — *Proc. Symp. „Eutrophication: causes, consequences, correctives”*, Washington, 225—235.
- Kaushik N. K., Hynes H. B. N. 1968 — Experimental study on the role of autumn-shed leaves in aquatic environments — *J. Ecol.* 56: 229—243.



- Kaushik N. K., Hynes H. B. N. 1971 — The fate of the dead leaves that fall into streams — Arch. Hydrobiol. 68: 465—515.
- Levanidov V. Ja. 1949 — Značenie allochtonnogo materiala kak piščevogo resursa v vodoeme na primere pitanija vodljanogo oslika (*Asellus aquaticus* L.) — Trudy vsesojuzn. gidrobiol. Obšč. 1: 100—117.
- Ławacz W. 1971 — Substancje organiczne rozpuszczone w wodzie, ich pochodzenie i udział w krążeniu materii — Wiad. ekol. 17: 147—156.
- Mann K. H., Britton R. H., Kowalczewski A., Lack T. J., Mathews C. P., McDonald I. 1971 — Productivity and energy flow at all trophic levels in the River Thames, England — IBP-UNESCO Symp. on Productivity Problems of Freshwaters.
- Mathews C. P., Kowalczewski A. 1969 — The disappearance of leaf litter and its contribution to production in the River Thames — J. Ecol. 57: 543—552.
- McConnell W. J. 1968 — Limnological effects of organic extracts of litter in a southwestern impoundment — Limnol. Oceanogr. 13: 343—349.
- Milway C. P. (ed.) 1970 — Uppsala Symposium: Eutrophication in large lakes and impoundments — Paris, 560 pp.
- Minshall G. W. 1967 — Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community — Ecology, 48: 139—149.
- Nelson D. J., Scott D. C. 1962 — Role of detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a Piedmont Stream — Limnol. Oceanogr. 7: 396—413.
- Norlin A. 1967 — Terrestrial insects in lake surfaces. Their availability and importance as fish food — Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 47: 39—55.
- Ohle W. 1965 — Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Meliorationen — „Münchener Beiträge“, 12: 54—83.
- Olszewski P. 1971 — Trofia i saprobia — Zesz. nauk. WSR Olsztyn C, 3: 3—10.
- Patalas K. 1960 — Punktowa ocena pierwotnej produktywności jezior okolic Węgorzewa — Roczn. Nauk roln. B, 77: 299—326.
- Pieczyńska E. 1971a — Ekologia pobraża jeziornego — Warszawa, 161 pp.
- Pieczyńska E. 1971b (w druku) — Some ecological interactions between land and the littoral zones of lakes — Proc. Symp. Interactions between land and water.
- Rodhe W. 1969 — Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe — Proc. Symp. „Eutrophication: causes, consequences, correctives”, Washington, 50—64.
- Rossolimo L. L. 1971 — Autropogennoe evtrofirovanie vodoemov, ego sušnost i zadači issledovanija — Gidrobiol. Ž. 7: 98—108.
- Schindler D. W. 1971 — A hypothesis to explain differences and similarities among lakes in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario — J. Fish. Res. Bd Can. 28: 295—301.
- Serruya C. i Pollingher U. 1971 — An attempt at forecasting the *Peridinium* bloom in Lake Kinneret (Lake Tiberias) — Mitt. int. Vereinig. Limnol. 19: 277—291.
- Shapiro J., Edmondson W. T., Allison D. E. 1971 — Changes in the chemical composition of sediments of Lake Washington, 1958—1970 — Limnol. Oceanogr. 16: 437—452.
- Smirnov N. N. 1964 — On the quantity of allochthonous pollen and spores received by the Rybinsk Reservoir — Hydrobiol. 24: 421—429.
- Sorokin J. I. 1967 — Nekotorye itogi izučenija trofičeskoj roli bakterij v vodoemach — Gidrobiol. Ž. 3: 32—42.

- Szczepański A. 1965 — Deciduous leaves as a source of organic matter in lakes — *Bull. Acad. Pol. Sci. Cl. II*, 13: 215—217.
- Teal J. M. 1957 — Community metabolism in a temperate cold spring — *Ecol. Monogr.* 27: 283—302.
- Thomas E. A. 1969 — The process of eutrophication in central European lakes — *Proc. Symp. „Eutrophication: causes, consequences, correctives”*, Washington, 29—49.
- Vollenweider R. A. 1968 — Water management research. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication — Paris, 155 pp.
- Zahner R. 1964 — Beziehungen zwischen dem Auftreten von Tubificiden und der Zufuhr organischer Stoffe im Bodensee — *Int. Rev. Hydrobiol.* 49: 417—454.

## Summary

The paper discussed the sources of allochthonous matter inflowing to the lakes: 1) river inflows, 2) underground inflows, 3) atmospheric precipitation, 4) products of surface erosion, 5) products of shore erosion, 6) litter fall, 7) domestic wastes and 8) industrial wastes. This matter provides both mineral and organic substances and reaches the lakes in different form — from a dissolved substance, through particles of detritus, to large parts of plants. The common feature of these kinds of matter is small accessibility as direct food for fauna, and therefore the microbiological processes are of great significance in their utilization.

Essential, but very rarely taken into account complexion of the influence of allochthonous substance on lakes, is the variation of its inflow intensity in time and space. The situation in Mikołajskie Lake was discussed in the paper from this view point.

Great variety of sources of allochthonous matter is the reason why in natural conditions, only in extreme cases (such as e.g. poisoning by excessive sewage inflow), a definite reaction of ecosystem to the inflow of allochthonous matter can be observed. Usually this problem can be estimated only in the most general way. Indiciary assessment of the influence of surroundings areas on the lakes basing on the dependences between the fertility of water body and the size and character of drainage basin are applied (Patalas 1960, Ohle 1965, Schindler 1971) or some indices of ecosystem change are used (Hooper 1969). In the majority of papers one chosen kind of allochthonous material is examined. In the case of lakes most frequently analysed are: the inflow of municipal and industrial sewage, mineral substances from the fields and the remains of near-shore plants.

The concepts of ecological classification of lakes which takes into account the rôle of allochthonous matter (Åberg and Rodhe 1942, Elster 1963, Rodhe 1969, Olszewski 1971) were also discussed in the paper.

Considering all aspects of the role of allochthonous matter in lakes, we may say, that lakes under the dominant influence of allochthonous matter (allotrophic lakes) both on the level of low and high productivity (allooligotrophic and allo-polytrophic) are much more complicated systems than autotrophic ones. Simultaneously much less is known about them, but they are becoming more frequent at the age of intensive agriculture, industry and urbanization.

Therefore, we should intensify our research on the rôle of allochthonous matter in lakes.