

Ewa Pieczyńska

Zakład Hydrobiologii
Instytutu Zoologii
Uniwersytetu Warszawskiego
ul. Nowy Świat 67
00-046 Warszawa

Strefa litoralu a eutrofizacja jezior, ich ochrona i rekultywacja

**Littoral zone
and eutrophication of lakes,
their protection and restoration**

1. Wstęp

Badania nad eutrofizacją zbiorników wodnych oraz teoretycznymi podstawami ich ochrony i rekultywacji prowadzone są od dawna. Wydaje się, że zgromadzono ogromną liczbę danych, a okres najbardziej dynamicznego rozwoju tych prac już minął. Okazuje się jednak, że dotychczasowa wiedza nie jest wystarczająca dla zrozumienia procesów zachodzących w zbiornikach, w stopniu umożliwiającym podejmowanie trafnych decyzji w celu ich ochrony przed skutkami dopływu substancji eutrofizujących i różnego rodzaju zanieczyszczeń. Badania intensywnie dotąd prowadzone były bowiem zazwyczaj jednostronne i pozostał duży zakres zagadnień, którym poświęcono bardzo mało uwagi. Należy do nich ocena roli strefy litoralu w jeziorach.

W ostatnim dziesięcioleciu notuje się wprawdzie wyraźny wzrost zainteresowań znaczeniem litoralu w eutrofizujących się zbiornikach i możliwościami ochrony jezior poprzez oddziaływanie na strefę litoralu, lecz badania te są jeszcze bardzo rozproszone i niewiele jest ujęć syntetycznych.

W 1988 roku został powołany specjalny program UNESCO/MAB poświęcony badaniom stref granicznych między zbiornikami wodnymi a otaczającymi je terenami lądowymi – ekotonów. Program ten umożliwił intensyfikację i skoncentrowanie badań nad procesami ekologicznymi zachodzącymi w strefie ekotonowej (w tym w litoralu jeziornym), jak też na ocenie znaczenia tej strefy w ochronie i rekultywacji zbiorników wodnych. W Polsce, w ostatnich latach, odbyły się dwa sympozja międzynarodowe tego programu (Zalewski i in. 1991, Hillbricht-Ilkowska i Pieczyńska 1993). Materiały z obu sympozjów, jak też nieliczne jeszcze inne publikacje syntetyczne (Naiman i Decamps 1990, Holland i in. 1991) wskazują, iż specyficzne procesy zachodzące w strefie brzegowej mają podstawowe znaczenie dla krążenia pierwiastków i kształtowania się struktury biotycznej w ekosystemach wodnych.

Obecnie można wyróżnić dwa przeciwstawne poglądy na temat roli litoralu w eutrofizacji zbiorników wodnych. Obydwa charakteryzują się zresztą nieusprawiedliwionymi uogólnieniami:

– zgodnie z pierwszym, strefie litoralu przypisuje się rolę uniwersalnej bariery ochronnej przed dopływającymi do zbiornika substancjami, lecz nie bierze się pod

uwagę faktu, że przy ogromnym zróżnicowaniu tej strefy nie jest możliwe, aby litoral funkcję tę mógł pełnić zawsze i wszędzie w sposób efektywny;

– drugie przeciwstawne podejście polega na całkowitym niedostrzeganiu znaczenia tej strefy i formułowaniu poglądów o mechanizmach procesu eutrofizacji oraz proponowaniu praktycznych programów rekultywacyjnych wyłącznie na podstawie badań stref pozalitoralnych, nawet w jeziorach, w których litoral stanowi bardzo znaczną część ich powierzchni.

2. Oddziaływania organizmów litoralnych na żyzność wód

2.1. Rola makrofitów

Od dawna łączono znaczenie makrofitów w eutrofizacji wód z ich bezpośrednim oddziaływaniem na żyzność, poprzez różną intensywność pobierania pierwiastków biofilnych (głównie azotu i fosforu), ich akumulacji, wydzielania przyżyciowego i uwalniania w czasie rozkładu roślin. Zagadnienie to było już częściowo omawiane na łamach „Wiadomości Ekologicznych” (Pieczyńska 1988, Ozimek 1992).

Podstawowe znaczenie ma miejsce, z którego pobierane są pierwiastki przez rośliny – woda czy osady dennie? Osady dennie są powszechnie uznawane jako podstawowe źródło pierwiastków dla roślin wynurzonych. Natomiast jest wiele sprzecznych opinii na temat sposobu pobierania soli mineralnych przez rośliny zanurzone (Carignan i Kalf 1980, Carignan 1982, Rattray i in. 1991). Rozstrzygnięcie tej kwestii ma podstawowe znaczenie, bowiem w zależności od miejsca pobierania, a następnie wydzielania pierwiastków, makrofity mogą zmniejszać koncentrację azotu i fosforu w wodzie, lub przeciwnie, działać jako „pompa” soli mineralnych z osadów dennych do wody i w konsekwencji powodować wzrost żyzności wód. Mimo utrzymujących się kontrowersji, ostatnio dość powszechnie akceptowany jest pogląd Carignana (1982), że rośliny zanurzone pobierają fosfor z tego miejsca, w którym występuje on w większych koncentracjach. W praktyce oznacza to, iż najczęściej makrofity wykorzystują osady dennie jako źródło fosforu, gdyż jego koncentracje w wodzie interstycjalnej osadów dennych są zwykle znacznie większe niż w toni wodnej litoralu. Nie dotyczy to niektórych roślin zanurzonych, takich jak moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), której znaczna część pędów unosi się swobodnie w toni wodnej, a zakorzenianie się ma charakter fakultatywny. Woda jest też źródłem pierwiastków dla roślin pleustonowych – pływających na powierzchni wody. Rośliny takie, jeżeli występują licznie, mogą powodować znaczne obniżenie koncentracji soli mineralnych w wodzie.

Makrofity oddziałują na żyzność wód również drogą pośrednią, przez zmianę struktury osadów dennych i składu chemicznego wody interstycjalnej. Ostatnio zwraca się dużą uwagę na wydzielanie tlenu przez korzenie roślin naczyniowych. Zdaniem coraz liczniejszych autorów proces ten może bowiem zmniejszyć uwalnia-

nie fosforu z osadów do wody (które jest ograniczone w warunkach dobrego natlenienia).

Jaynes i Carpenter (1986) na podstawie eksperymentu terenowego (przesadzanie makrofitów w oligotroficznym jeziorze Roach, Wisconsin, USA) stwierdzili, że obecność roślin naczyniowych (*Isoëtes braunii* i *Myriophyllum tenellum*) hamuje wydzielanie fosforu z wody interstycjalnej. Nie obserwowano takiego zjawiska w przypadku mchów (*Drepanocladus exannulatus*) wprowadzonych do takiego samego typu osadów.

Makrofity poza bezpośrednim przekształcaniem chemizmu wody mogą kształtować proces eutrofizacji również pośrednio, poprzez oddziaływanie na inne organizmy.

2.2. Zależności makrofity–glony i ich konsekwencje dla krążenia pierwiastków

Litoral zbiorników wodnych zasiedlony jest przez różne grupy glonów – planktonowe, peryfitonowe, bentosowe i luźno unoszące się w wodzie maty glonów nitkowatych. Ich powiązania wzajemne i związki z makrofitami zmieniają się wraz ze wzrostem trofii jezior i mają różne konsekwencje dla aktualnej żyzności wód (Wetzel 1990, Sand-Jensen i Borum 1991, Ozimek 1992).

W literaturze prezentowane są liczne wyniki badań terenowych i eksperymentalnych wskazujących, że złożone oddziaływania wzajemne między tymi organizmami mogą być regulowane zarówno poprzez zacienianie, konkurencję o sole mineralne, oddziaływania allelopatyczne jak i wpływy zwierząt.

Zacienianie przez fitoplankton jest sugerowane przez Wetzela i Hougha (1973) jako główna przyczyna ustępowania makrofitów zanurzonych z żyznych jezior. Phillips i in. (1978) wskazują natomiast, że przyczyną tego ustępowania może być zacienianie przez glony peryfitonowe i pływające maty glonowe.

Sand-Jensen (1990) stwierdził, że peryfiton porastający brzeżycę *Littorella uniflora* w czterech duńskich jeziorach powoduje zacienianie większe niż fitoplankton – odpowiadające redukcji maksymalnego zasięgu głębokości tej rośliny o ponad 1 metr. Pieczyńska (dane. nie publ.) na podstawie badań warunków świetlnych w jeziorze Roś oraz doświadczeń laboratoryjnych nad redukcją światła przez peryfiton o różnej biomase określiła, że wywłócznik *Myriophyllum spicatum* rosnący na głębokości 0,5 m, na skutek zacieniania przez porastający go peryfiton, otrzymuje światło o intensywności odpowiadającej warunkom na 2 m głębokości w tym jeziorze.

Makrofity mogą powodować ograniczenie biomasy fitoplanktonu i zmianę jego składu gatunkowego. Sugerowane są różne mechanizmy takich oddziaływań, są też doniesienia o braku wyraźnego wpływu makrofitów (Phillips i in. 1978, Wetzel 1983a, Jasser 1991, Sand-Jensen i Borum 1991).

Większość badań z tego zakresu to prace doświadczalne lub terenowe o małym zasięgu (analiza fitoplanktonu w pojedynczych skupieniach makrofitów).

Badania K r a s k i i in. (1990) są przykładem nielicznych prowadzonych w skali całego zbiornika. W Jeziorze Budzyńskim, w którym wyróżnia się dwie części – nie zarośniętą i porośniętą wywłócznikiem *Myriophyllum verticillatum*, autorzy stwierdzili istotnie niższą biomasę glonów fitoplanktonowych na obszarze zarośniętym; różnice te utrzymywały się przez kilka lat badań. W ciągu sezonu, wraz ze wzrostem biomasy makrofitów, biomasa glonów zmniejszała się, a następnie wzrastała w okresie obumierania *Myriophyllum*. W innym badanym przez tych autorów zbiorniku – jeziorze Jelonek – zmniejszaniu się biomasy rogotka *Ceratophyllum demersum* towarzyszył wzrost biomasy fitoplanktonu.

Niewiele jest jeszcze danych na temat wzajemnych związków między makrofitami a litoralnymi glonami nitkowatymi. Sugeruje się, że masowy rozwój tych glonów w jeziorach o wysokiej trofii może ograniczać rozwój makrofitów. Wśród możliwych przyczyn wymieniane są zarówno zacienianie, konkurencja o sole mineralne jak i oddziaływania allelopatyczne (Phillips i in. 1978, Simpson i Eaton 1986, Ozimek 1992). Zmienność występowania glonów nitkowatych jest szczególnie duża i należy zgodzić się ze stwierdzeniem Ozimek (1992), że ich skład gatunkowy, rozmieszczenie i okres pojawiania się w cyklu rocznym kształtują stosunki ilościowe z makrofitami.

Od dawna trwają dyskusje na temat natury związków między peryfitonem a makrofitami będącymi ich żywym podłożem (Wetzel 1983b). Zwolennicy poglądu, że makrofity stanowią jedynie mechaniczne podłoże dla organizmów peryfitonowych przytaczają jako argument znane fakty, iż wszelkiego rodzaju sztuczne podłoża wprowadzane do zbiornika wodnego porastają intensywnie peryfitonem, często o składzie zbliżonym do peryfitonu na żywych roślinach w najbliższym sąsiedztwie. Z drugiej jednak strony wykazano już eksperymentalnie, że istnieją ścisłe powiązania metaboliczne między peryfitonem a makrofitami polegające na bezpośredniej, z pominięciem środowiska wodnego, wymianie pierwiastków między nimi. Wetzel (1990) podaje przykłady badań eksperymentalnych, z których wynika, że niektóre gatunki glonów osiadłych pobierają ponad 60% potrzebnego fosforu bezpośrednio z makrofitów.

Istotne znaczenie dla związków między makrofitami a porastającym je peryfitonem ma również wykorzystywanie przez mikroorganizmy peryfitonowe wydzielanej przez makrofity (i glony) materii organicznej, wydzielanie przez mikroorganizmy peryfitonowe dwutlenku węgla i mikroelementów (jako czynników wzrostu makrofitów), wreszcie różny stopień użytkowania przez glony i makrofity węglanów jako źródła węgla (Wetzel 1983a, 1983b, 1990). Procesy te w środowiskach o dużej ilości peryfitonu mogą mieć istotne znaczenie dla krążenia pierwiastków w zbiorniku. Opisane zależności, jak podkreśla Wetzel (1983a), nie zachodzą w toni wodnej pelagialu ze względu na brak bezpośrednich kontaktów między organizmami, a możli-

wość wykorzystywania przez glony peryfitonowe dodatkowego, poza wodą, źródła pierwiastków (wydzielanych przez makrofity) daje im przewagę w konkurencji z fitoplanktonem o sole mineralne.

Opinie na temat wzajemnych oddziaływań między glonami a makrofitami są często rozbieżne. Rozbieżności takie mogłyby świadczyć o niedostatecznej jeszcze liczbie danych i/lub stosowaniu nieporównywalnych metod badawczych. W tym przypadku bardziej prawdopodobne jest jednak, że ogromna różnorodność zależności istotnie ma miejsce w różnych środowiskach, a ich naturę będzie można określić dopiero w dalszych badaniach.

Makrofity i różne grupy glonów odgrywają odmienną rolę w krążeniu pierwiastków w jeziorze. Wynika to z różnych miejsc pobierania i wydzielania soli mineralnych oraz okresu na jaki akumulują się one w roślinach. Glony i makrofity mają też różne znaczenie jako pokarm i siedlisko fauny. Stąd też stosunki ilościowe między makrofitami, peryfitonem, fitoplanktonem i skupieniami litoralnych glonów nitkowatych w dużym stopniu decydują o znaczeniu litoralu w zbiorniku.

2.3. Rola zwierząt litoralnych

W porównaniu z intensywnie badanymi roślinami bardzo mało uwagi poświęcono oddziaływaniu zwierząt litoralnych na żyzność wód. Obiektem zainteresowań jest głównie akumulacja pierwiastków w niektórych organizmach masowo występujących w litoralu. Należy do nich racicznica zmienna *Dreissena polymorpha*, małż osiagający w niektórych polskich jeziorach liczebności 2 tysięcy, a lokalnie nawet powyżej 3 tysięcy osobników na 1 m² (Stańczykowska i in. 1975, Wiśniewski 1990). Rola racicznicy w krążeniu pierwiastków jest bardzo złożona i polega nie tylko na ich akumulacji w ciele małży, ale też na stałym odfiltrowywaniu dużych ilości sestonu, którego część (nie skonsumowana lub nie zasymilowana) opada na dno zbiornika w postaci pseudofekaliów i fekaliów (Stańczykowska 1984, Stańczykowska i Planter 1985, Reeders i Bij de Vaate 1990).

Bardzo ważną rolę w krążeniu pierwiastków odgrywa wydzielanie przez zwierzęta mineralnych form fosforu i azotu. Większość danych z tego zakresu dotyczy zooplanktonu pelagicznego. Duże znaczenie tego procesu wykazała między innymi Ejsmont-Karabin (1983, 1984) na podstawie badań eksperymentalnych i terenowych prowadzonych w kilkudziesięciu jeziorach.

Nieliczne są natomiast dane dotyczące organizmów typowych dla stref przybrzeżnych. Sørensen i in. (1986) stwierdzili, że peryfiton w Jeziorze Mikołajskim zdominowany przez mszywioty wydziela znaczne ilości fosforu (SRP). Lauritsen i Mozley (1989) wykazali też duże przyżyciowe wydzielanie NH₄ i PO₄ przez małża *Corbicula fluminea*. W badanym środowisku – Chowan River (USA) – stanowi ono ponad 30% zapotrzebowania fitoplanktonu na azot i fosfor.

Generalnie można się spodziewać, że zwierzęta litoralne, tak liczne i różnorodne, odgrywają ogromną rolę w krążeniu pierwiastków biofilnych. Rola ta jest bardzo złożona. Równolegle zachodzą bowiem procesy okresowego wyłączenia pierwiastków z obiegu (poprzez ich akumulację w tkankach zwierząt), usuwania pierwiastków ze zbiorników (wyloty owadów), jak też procesy przyspieszające cyrkulację pierwiastków (produkcja fekaliów, wydzielanie przyżyciowe). Zwierzęta odgrywają też dużą rolę w wymianie pierwiastków między litoralem a pelagialem (przemieszczanie się ryb i zooplanktonu). Niestety, procesy te badane są w niewielkim zakresie i zazwyczaj oddzielnie, co uniemożliwia, jak dotąd, pełną ocenę znaczenia zwierząt litoralnych w zbiorniku.

3. Znaczenie litoralu w skali całego jeziora

3.1. Wprowadzenie

Znaczenie strefy przybrzeżnej w zbiorniku warunkowane jest wieloma czynnikami. Przede wszystkim, co jest oczywiste, są to proporcje wielkości strefy litoralu w stosunku do strefy limnetycznej oraz obfitość organizmów litoralnych, a szczególnie biomasa makrofitów.

Generalnie, w skali świata, większość jezior to zbiorniki małe, w których litoral zajmuje znaczną część ich powierzchni, i na tej podstawie wysuwane są ogólne opinie o znacznym oddziaływaniu strefy przybrzeżnej na ekosystemy wodne (W e t z e l 1983a).

Udział litoralu w całkowitej powierzchni jeziora może być istotnie różny nawet w sąsiadujących ze sobą zbiornikach. Na przykład w ośmiu jeziorach kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich waha się od 13 do 97% (P i e c z y ń s k a 1988 na podstawie danych różnych autorów). S z a j n o w s k i (1983), P i e c z y ń s k a (1988) i O z i m e k (1992) porównując, w różnych jeziorach pojezierza mazurskiego, obszar potencjalnie dostępny dla makrofitów (wyznaczany na podstawie głębokości, czy też penetracji światła) wykazali, że tylko jego część jest wykorzystana przez rośliny. Znaczne różnice w zasięgu głębokości makrofitów na różnych stanowiskach w tym samym jeziorze świadczą o tym, że lokalne warunki w istotny sposób różnicują rozmieszczenie makrofitów w obrębie zbiornika. Jak wynika z danych różnych autorów, warunkami takimi mogą być: nachylenie stoku litoralu, ekspozycja na falowanie i rodzaj osadów dennych (S p e n c e 1982, D u a r t e i K a l f f 1986).

Poza wielkością strefy przybrzeżnej, wiele innych czynników decyduje o jej oddziaływaniu na cały zbiornik. Są wśród nich tak różnorodne, jak:

- wielkość i okres akumulacji pierwiastków w litoralu, w jego żywych składnikach i w detrytusie;
- wymiana wody pomiędzy litoralem a pelagialem;

– możliwości okresowego bytowania organizmów pozalitoralnych, które wykorzystują strefę przybrzeżną jako konieczne lub dogodne miejsce żerowania, rozrodu lub schronienia.

3.2. Akumulacja pierwiastków w litoralu

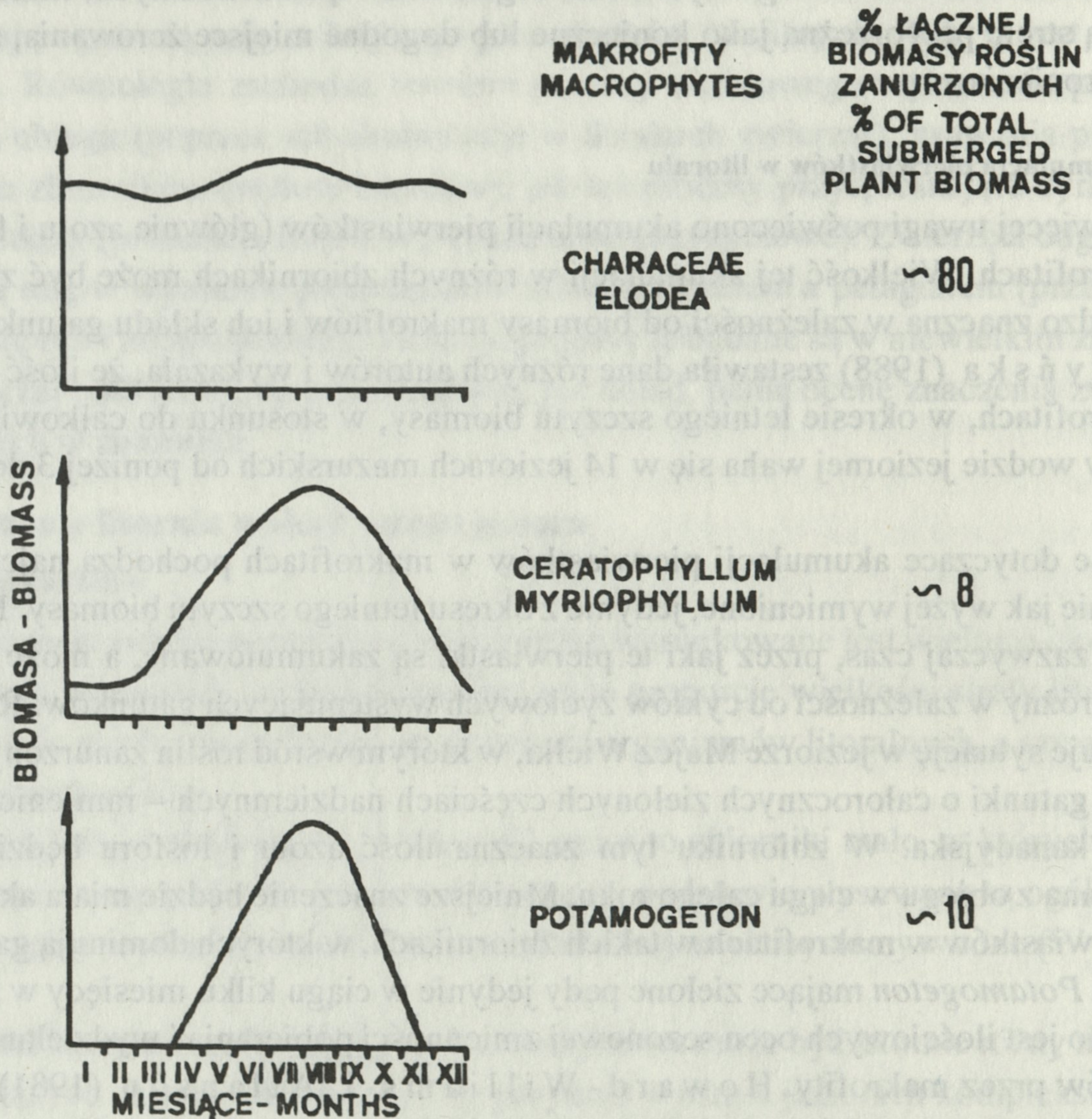
Najwięcej uwagi poświęcono akumulacji pierwiastków (głównie azotu i fosforu) w makrofitach. Wielkość tej akumulacji w różnych zbiornikach może być znikoma lub bardzo znaczna w zależności od biomasy makrofitów i ich składu gatunkowego. P i e c z y ń s k a (1988) zestawiała dane różnych autorów i wykazała, że ilość fosforu w makrofitach, w okresie letniego szczytu biomasy, w stosunku do całkowitej jego ilości w wodzie jeziornej waha się w 14 jeziorach mazurskich od poniżej 3 do ponad 200%.

Dane dotyczące akumulacji pierwiastków w makrofitach pochodzą najczęściej, podobnie jak wyżej wymienione, jedynie z okresu letniego szczytu biomasy. Pomijany jest zazwyczaj czas, przez jaki te pierwiastki są zakumulowane, a może on być bardzo różny w zależności od cykli życiowych występujących gatunków. Rysunek 1 ilustruje sytuację w jeziorze Majcz Wielki, w którym wśród roślin zanurzonych dominują gatunki o całorocznych zielonych częściach nadziemnych – ramienice i moczarka kanadyjska. W zbiorniku tym znaczna ilość azotu i fosforu będzie więc wyłączana z obiegu w ciągu całego roku. Mniejsze znaczenie będzie miała akumulacja pierwiastków w makrofitach w takich zbiornikach, w których dominują gatunki z rodzaju *Potamogeton* mające zielone pędy jedynie w ciągu kilku miesięcy w roku.

Mało jest ilościowych ocen sezonowej zmienności pobierania i wydzielania pierwiastków przez makrofity. H o w a r d - W i l l i a m s i A l l a n s o n (1981) wykazali, że intensywne pobieranie i wydzielanie fosforu przez rdestnicę (*Potamogeton pectinatus*), tworzącą gęste skupienia w słonawym zbiorniku Swartvlei w południowej Afryce, jest skoncentrowane w krótkim czasie, zwłaszcza wydzielanie, które gwałtownie wzrasta bezpośrednio po obumarciu roślin.

Duże znaczenie w akumulacji pierwiastków w litoralu mogą odgrywać również zwierzęta, na przykład racicznica *Dreissena polymorpha* ze względu na częste, jak już wspomniano, masowe występowanie. S t a ń c z y k o w s k a i P l a n t e r (1985) badając pięć jezior zlewni rzeki Jorki wykazały, że w części z nich ilość azotu i fosforu zakumulowana w racicznicy jest zbliżona lub nawet większa niż w makrofitach. Należy przy tym podkreślić długotrwałość akumulacji pierwiastków w racicznicy, której długość życia wynosi 5 do 6 lat.

Nie tylko żywe organizmy, ale również detrytus różnego pochodzenia (allochtoniczny i autochtoniczny) jest miejscem akumulacji pierwiastków biofilnych w litoralu. W trakcie rozkładu następuje wydzielanie do wody poszczególnych pierwiastków z różną intensywnością, stąd też zmienia się skład chemiczny detrytus, struktura jego cząstek oraz towarzyszące mikroorganizmy (U l e h l o v a 1978, W e b s t e r i



Rys. 1. Sezonowe zmiany biomasy makrofitów zanurzonych o różnym typie fenologicznym i ich udział w łącznej biomasy roślin w okresie letnim. Jezioro Majcz Wielki: litoral stanowi ok. 44% powierzchni jeziora. Akumulacja azotu i fosforu w roślinach zanurzonych w okresie letnim: N = 3600, P = 520 mg · m⁻² powierzchni zarośniętej

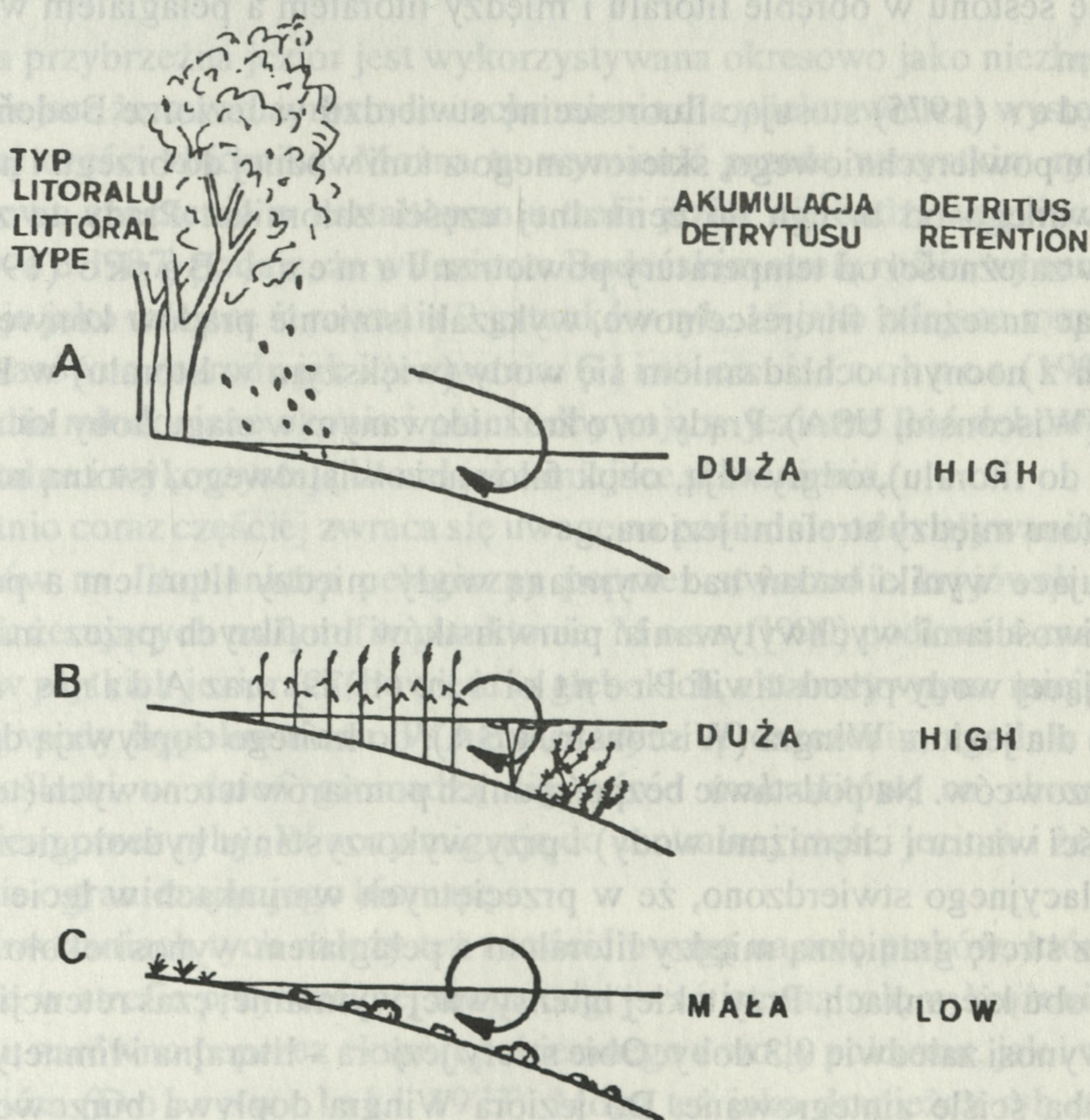
Za Pieczyńską (1988, 1993). Do wyliczeń użyto też danych Pereyra-Ramos (1981) i Ozimek (1983)

Seasonal changes in biomass of submerged plants of various phenological types and their contribution to the total summer plant biomass. Lake Majcz Wielki: littoral area is 44% of total lake area. Summer nitrogen and phosphorus accumulation in submerged plants: N = 3600, P = 520 mg · m⁻² of overgrown surface

After Pieczyńska (1988, 1993). For calculation data of Pereyra-Ramos (1981) and Ozimek (1983) were also used

Benfield 1986, Pieczyńska 1993). Sprawia to, że rozkładający się materiał w różny sposób może być włączany w krążenie pierwiastków tak w litoralu, jak i w całym zbiorniku.

Wielkość i czas retencji pierwiastków w detrytusie litoralnym w dużym stopniu zależy od podatności na rozkład organizmów będących głównym źródłem materii organicznej. *Pieczyska* (1993) opisała trzy typy litoralu krańcowo różniące się z tego punktu widzenia (rys. 2). Dwa pierwsze charakteryzują się wysokim poziomem akumulacji detrytus, choć zupełnie różne są ich podstawowe źródła materii organicznej – detrytus pochodzenia allochtonicznego (głównie opadające liście drzew), bądź makrofity litoralne. W obu przypadkach jest to materiał trudno rozkładalny, pozostający w zbiorniku w postaci detrytus długi czas (całkowity rozkład liści drzew i źdźbeł trzciny trwa ponad dwa lata – *Pieczyska* 1986). Trzeci wyróżniony typ litoralu, to środowisko w którym głównym źródłem materii organicznej są glony, zwłaszcza peryfitonowe porastające twarde podłoża. Są to organizmy



Rys. 2. Trzy typy litoralu różniące się pochodzeniem i akumulacją detrytus (za *Pieczyską* 1993, zmienione)

Główne źródła materii organicznej: A – allochtoniczna (liście drzew), B – autochtoniczna (makrofity), C – autochtoniczna (glony)

Three littoral types that differ in detritus sources and retention (after *Pieczyska* 1993, changed)

The main sources of organic matter: A – allochthonous (leaf litter), B – autochthonous (macrophytes), C – autochthonous (algae)

szybko rozkładające się i w związku z tym okres akumulacji martwej materii organicznej jest bardzo krótki.

O wielkości retencji pierwiastków w litoralu decyduje też wiele innych czynników, wśród nich ruch wody i występowanie konsumentów detrytusu.

3.3. Wymiana wody między litoralem a pelagiałem

W oddziaływaniu litoralu na strefę limnetyczną ogromną rolę odgrywa możliwość przemieszczania się sestonu i substancji rozpuszczonych w wodzie. W wymianie wody podstawowe znaczenie ma falowanie powodowane przez wiatr, lecz istotną rolę mogą też odgrywać różnego rodzaju prądy.

J o p k i e w i c z (1971) stosując specjalne pułapki wykazała intensywne przemieszczanie się sestonu w obrębie litoralu i między litoralem a pelagiałem w Jeziorze Mikołajskim.

S c h r ö d e r (1975) stosując fluoresceinę stwierdził w Jeziorze Bodeńskim istnienie prądu powierzchniowego, skierowanego z toni wodnej do brzegu i naddennego, skierowanego od brzegu do centralnej części zbiornika. Prądy te zmieniały szybkość w zależności od temperatury powietrza. J a m e s i B a r k o (1991), również stosując znaczniki fluoresceinowe, wykazali istnienie prądów konwekcyjnych związanych z nocnym ochładzaniem się wody (większym w litoralu) w Eau Galle Reservoir (Wisconsin, USA). Prądy te, o zróżnicowanym w ciągu doby kierunku (do pelagialu i do litoralu), odgrywają, obok falowania wiatrowego, istotną rolę w wymianie fosforu między strefami jeziora.

Interesujące wyniki badań nad wymianą wody między litoralem a pelagiałem oraz możliwościami wychwytywania pierwiastków biofilnych przez makrofity z przepływającej wody przedstawili P r e n t k i i in. (1979) oraz A d a m s i P r e n t k i (1982) dla jeziora Wingra (Wisconsin, USA), do którego dopływają duże ilości wody z burzowców. Na podstawie bezpośrednich pomiarów terenowych (temperatury, prędkości wiatru i chemizmu wody) i przy wykorzystaniu hydrologicznego modelu symulacyjnego stwierdzono, że w przeciętnych warunkach w lecie przepływ wody przez strefę graniczną między litoralem a pelagiałem wynosi około 28 m³ na sekundę w obu kierunkach. Przy takiej intensywnej wymianie, czas retencji dla wody litoralnej wynosi zaledwie 0,3 doby. Obie strefy jeziora – litoralna i limnetyczna – są więc ze sobą ściśle zintegrowane. Do jeziora Wingra dopływa burzowcami duża ilość materii allochtonicznej, zwłaszcza wiosną w czasie topnienia śniegów. Woda przepływa do centralnej części jeziora przez litoral z bogatymi makrofitami (dominuje wywłócznik *Myriophyllum spicatum*). Wychwytywanie pierwiastków biofilnych przez te rośliny nie odgrywa jednak znaczącej roli ze względu na specyficzną sytuację hydrologiczną jeziora. Wiosenny (bardzo szybki) przepływ wody odbywa się warstwami powierzchniowymi, podczas gdy letni głębszymi. Jest to układ odwrotny do sposobu rozmieszczenia *Myriophyllum*, którego większość biomasy sku-

piona jest wiosną przy dnie, a latem przy powierzchni wody. Autorzy wskazują, że w innych warunkach, gdy przepływająca woda „napotka” dużą biomasę roślin, wychwytywanie pierwiastków przez te rośliny może być znaczące.

Intensywność wymiany wody między litoralem a pelagiałem jest zwykle bardzo zróżnicowana w obrębie zbiornika. Może być różna w poszczególnych jego częściach, w zależności od ekspozycji na falowanie, intensywności dopływu wód z zewnątrz i występowania makrofitów. Makrofity, jak wykazano bowiem w licznych badaniach, znacznie hamują i różnicują przepływ wody (Madsen i Warncke 1983, Machata - Wenninger i Janauer 1991 i in.).

3.4. Litoral jako miejsce okresowego bytowania organizmów jeziornych, znaczenie różnorodności środowiska

Strefa przybrzeżna jezior jest wykorzystywana okresowo jako niezbędne lub dogodne miejsce żerowania, rozrodu i schronienia dla wielu zwierząt występujących w centralnej części zbiornika. Można tu wymienić przede wszystkim ryby, których podstawowe znaczenie w kształtowaniu trofii jezior nie budzi wątpliwości. Deufel (za Niede 1987) podaje, że w Jeziorze Bodeńskim strefę roślin wynurzonych wykorzystuje jako miejsce żerowania 9 gatunków ryb, 16 jako miejsce rozrodu i 6 jako miejsce zarówno rozrodu jak i żerowania. Gliwicz i Jachner (1992) wykazali, że stadia młodociane okonia i płoci odbywają w jeziorze Roś dobowe wędrówki horyzontalne i wykorzystują litoral jako miejsce schronienia.

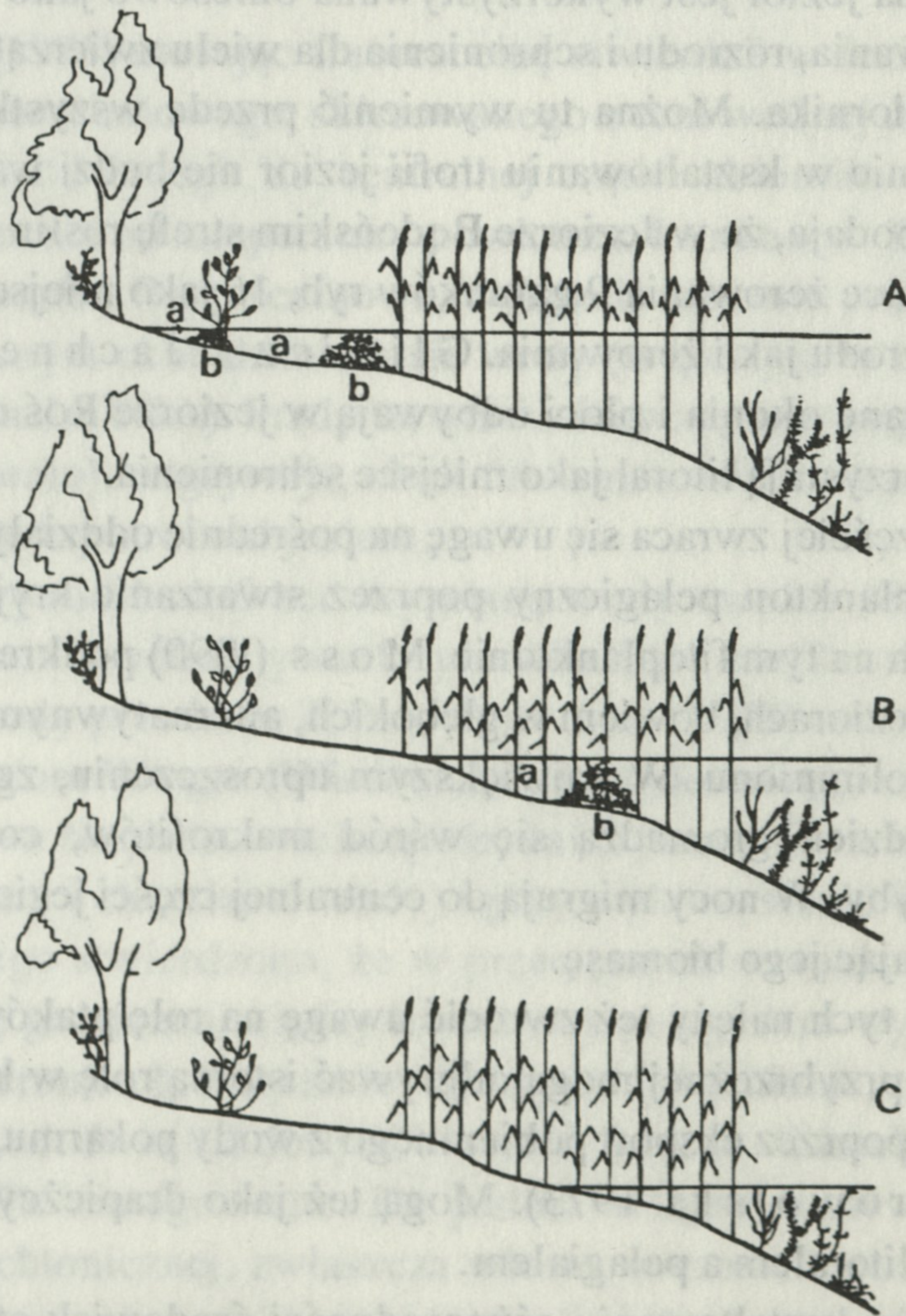
Ostatnio coraz częściej zwraca się uwagę na pośrednie oddziaływanie litoralnych makrofitów na fitoplankton pelagiczny poprzez stwarzanie kryjówek dla dużych wioślarek żerujących na tym fitoplanktonie. Moss (1990) podkreśla znaczenie tego procesu w płytkich jeziorach, bowiem w głębokich, alternatywnym miejscem schronienia są wody hypolimnionu. W największym uproszczeniu, zgodnie z tą koncepcją, wioślarki w dzień gromadzą się wśród makrofitów, co chroni je przed wyżeraniem przez ryby. W nocy migrują do centralnej części jeziora i żerują na fitoplanktonie ograniczając jego biomasę.

W rozważaniach tych należy też zwrócić uwagę na rolę ptaków, które skupiając się licznie w strefie przybrzeżnej mogą odgrywać istotną rolę w krążeniu materii w zbiorniku, zarówno poprzez eksport pobieranego z wody pokarmu, jak i wprowadzanie fekaliów (Dobrowolski 1973). Mogą też jako drapieżcy ryb sterować ich migracjami między litoralem a pelagiałem.

Duże znaczenie w kształtowaniu różnorodności środowisk strefy przybrzeżnej mają wahania poziomu wody. Keddy i Reznicek (1986) na podstawie badań Wielkich Jezior Amerykańskich wskazali, że wahania poziomu wody zwiększają zarówno obszar zasiedlany przez rośliny strefy brzegowej, jak i ich bogactwo gatunkowe. Knight (1992) zwraca uwagę, że wahania poziomu wody stwarzają dodatkowe nisze dla zwierząt w środowiskach bagiennych.

Sezonowe wahania poziomu wody powodują bardzo istotne zmiany w mikro-zróźnicowaniu siedlisk w strefie przybrzeżnej (rys. 3). W ich wyniku następują przesunięcia linii brzegowej, zmieniają się miejsca akumulacji detrytusy, powstają okresowe małe zbiorniki przyjeziorne, częściowo izolowane od litoralu. Zbiorniki takie, często tworzone zarówno w strefie przybrzeżnej jezior jak i rzek, odznaczają się szczególnie dużym bogactwem gatunkowym (Pieczyńska 1972, Erixon 1979).

Okresowe odsłanianie i zatapianie stref przybrzeżnych może mieć istotne znaczenie dla procesów zachodzących w całym zbiorniku. Interesujący przykład takiej sytuacji podają Zalewski i in. (1990a, 1990b) na podstawie badań Zbiornika Sulejowskiego. Wykazano tam istotną zależność między sukcesem rozrodczym okonia a poziomem wody w zbiorniku, znacznie zmieniającym się w kolejnych latach.



Rys. 3. Zmiany różnorodności środowiskowej litoralu pod wpływem wahań poziomu wody
A–C – sezonowe zmiany jednego stanowiska litoralnego w Jeziorze Mikołajskim; a – małe, częściowo izolowane zbiorniki przyjeziorne, b – skupiska detrytusy

Changes in littoral habitat complexity under the influence of water level fluctuations

A–C – seasonal changes in one littoral site in Lake Mikołajskie; a – small, partly isolated lake-side pools, b – detritus deposits

W konsekwencji zmienia się liczebność ryb, co powoduje zmiany ilości zooplanktonu (na którym ryba ta żeruje), a następnie ilości fitoplanktonu będącego jego pokarmem. W latach o niskim stanie wody obserwuje się dobrą jej jakość, związaną z małą ilością fitoplanktonu.

Generalnie, o bogactwie gatunkowym litoralu oraz o jego wykorzystaniu jako miejsca okresowego bytowania organizmów pozalitoralnych decyduje stopień zróżnicowania środowiska. W niewielkim zakresie jako miejsce bytowania fauny będzie wykorzystywany litoral o ubogiej roślinności, wąskiej ławicy przybrzeżnej i dużej ekspozycji na falowanie. Najlepsze warunki do zasiedlenia stwarzają bogate w roślinność litorale, izolowane od falowania, z dużą ilością zakumulowanego detrytusy.

4. Praktyczne wykorzystanie litoralu w ochronie i rekultywacji zbiorników wodnych

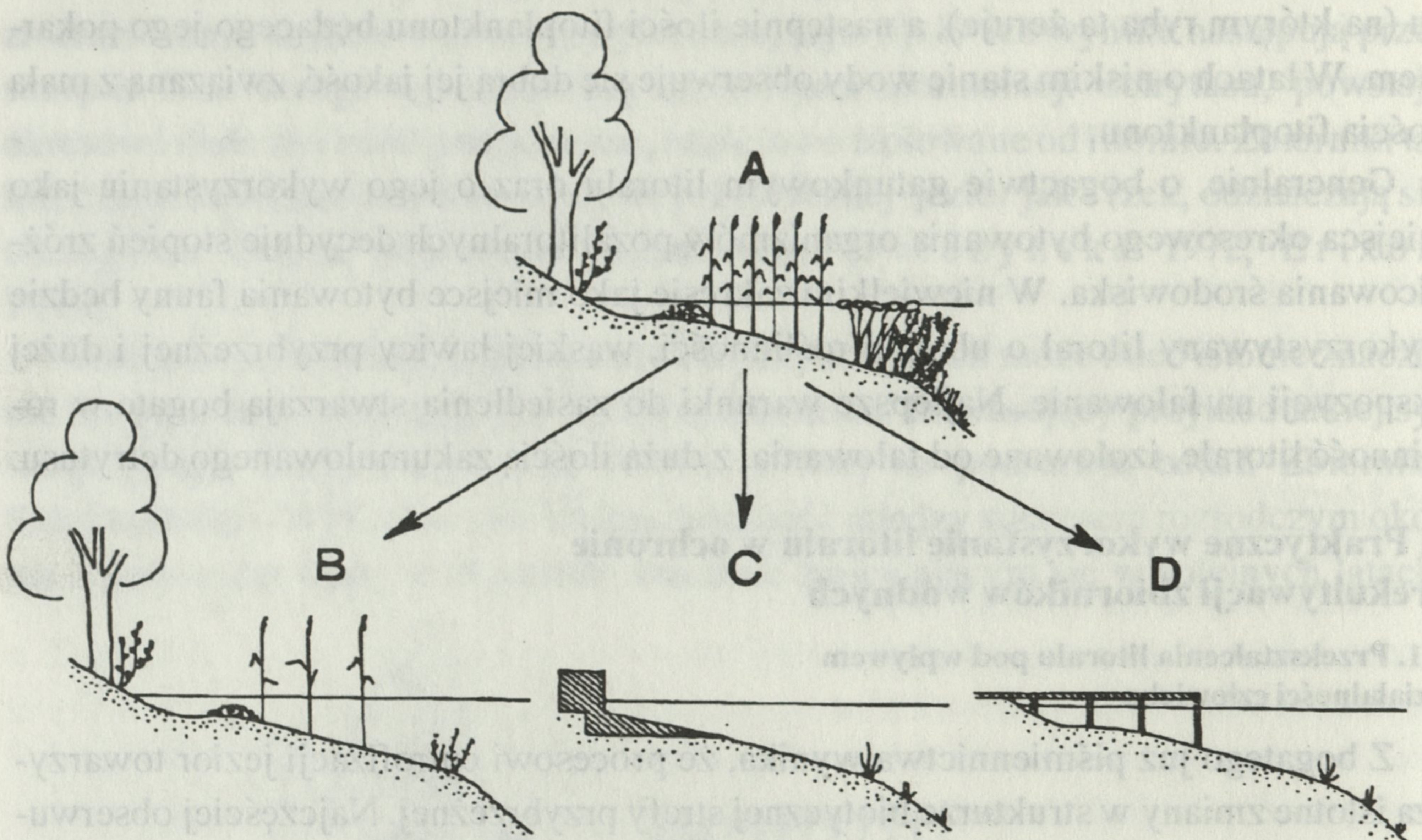
4.1. Przekształcenia litoralu pod wpływem działalności człowieka

Z bogatego już piśmiennictwa wynika, że procesowi eutrofizacji jezior towarzyszą istotne zmiany w strukturze biotycznej strefy przybrzeżnej. Najczęściej obserwuje się zmniejszanie zasięgu występowania i biomasy roślin zanurzonych, jak też przebudowę ich składu gatunkowego. Wśród przyczyn tych zmian wymienia się: zacienianie przez masowo rozwijający się fitoplankton, przekształcanie osadów dennych, nadmierne dla niektórych gatunków koncentracje fosforu lub niekorzystne oddziaływania peryfitonu i litoralnych glonów nitkowatych (Phillips i in. 1978, Lachavanne 1985, Niede 1987, Ozimek 1992).

Poza powszechnie już znanym ustępowaniem roślin zanurzonych, w eutrofizujących się jeziorach obserwuje się też zmniejszanie zasięgu i biomasy roślin wynurzonych. Ostendorp (1989) zebrał dane o ustępowaniu trzciny z ponad 35 jezior europejskich i wskazał na kilka możliwych przyczyn tego procesu. Są to: mechaniczne niszczenie, żerowanie zwierząt, pogarszająca się jakość wody i osadów dennych oraz czynniki hydrologiczne.

Generalnie, oddziaływania człowieka na jezioro lub jego zlewnię prowadzą najczęściej do niszczenia strefy przybrzeżnej (rys. 4). W rezultacie następuje zazwyczaj zmniejszanie różnorodności siedlisk litoralnych oraz bogactwa gatunkowego i litoral przestaje pełnić swoje podstawowe funkcje w zbiorniku.

Konkretne przyczyny niekorzystnych przekształceń w poszczególnych jeziorach mogą być bardzo różne – zanieczyszczenia obszarowe i skoncentrowane, zabudowa brzegów, budowa przystani i inne (Ozimek 1978, Pieczyńska i in. 1988, Jørgensen i Löffler 1990, Naiman i Decamps 1990). Masowość tych przekształceń stwarza potrzebę ochrony i rekultywacji stref przybrzeżnych zbiorników wodnych.



Rys. 4. Najczęstsze przekształcenia litoral jeziornego pod wpływem działalności człowieka

A – naturalny litoral o dużej różnorodności środowiskowej, B – litoral zmieniony pod wpływem zanieczyszczeń, C, D – zabudowa brzegów

The most frequent changes in lake littoral under the influence of human activities

A – natural littoral of high habitat complexity, B – littoral changed under the influence of sewage, C, D – man-made shore constructions

4.2. Wykorzystanie organizmów litoralnych w oczyszczaniu wód

Typowe organizmy litoralne, głównie makrofity, lecz również glony i zwierzęta są wykorzystywane w różnych procesach oczyszczania wód. Spośród roślin najczęściej wykorzystuje się makrofity (*Eichornia*, *Glyceria*, *Typha*, *Schoenoplectus*, *Phragmites*), ale również glony nitkowate – zazwyczaj w stawach ściekowych i na specjalnych plantacjach (Culley i in. 1981, Gersberg i in. 1984, 1986, Wood 1987, Ozimek 1991). Ostatnio zwraca się szczególną uwagę na tzw. oczyszczalnie korzeniowe. Są to konstrukcje, w których zanieczyszczona woda przepływa horyzontalnie przez podłoże glebowe lub żwirowe, w którym zakorzenione są rośliny, najczęściej *Phragmites* (Cooper 1990).

Choć stosowane układy roślinne charakteryzują się zwykle dużą skutecznością oczyszczania wód, w niektórych przypadkach niezbędne są dodatkowe zabiegi. Gersberg i in. (1984, 1986) opisali efektywność plantacji *Typha*, *Scirpus* i *Phrag-*

mites w usuwaniu azotu ze ścieków komunalnych po pierwszym stopniu oczyszczania. W pracach tych stosowano sztuczne skupienia roślin (powstałe drogą przenoszenia części podziemnych), przez które przepuszczano wody ściekowe. Początkowo efektywność usuwania azotu była niewielka. Szczegółowe badania wykazały, że jest to spowodowane niedoborami węgla niezbędnego w procesie denitryfikacji. Wzbogacenie w węgiel (początkowo dodawano metan, lecz był to zabieg zbyt kosztowny, później łatwiej dostępne i tanie szczątki roślin) spowodowało bardzo duży wzrost efektywności usuwania azotu z wód ściekowych.

W celu usuwania zanieczyszczeń z różnych wód wykorzystuje się też organizmy peryfitonowe porastające sztuczne podłoża. W tym przypadku w procesie oczyszczania uczestniczą różne organizmy – glony, bakterie i zwierzęta. Metoda polega na ustawianiu w zbiornikach wodnych różnych rodzajów podłoża (wykorzystywano sieci rybackie, materiały odpadowe, konstrukcje z tworzyw sztucznych i inne). Eksponowane podłoża intensywnie porastają organizmami peryfitonowymi. Struktury takie działają zarówno w sposób mechaniczny (zmiana prędkości przepływu wody i wytwarzanie wirów sprzyjających sedymentacji sestonu), jak i biologiczny (wychwytywanie przez organizmy peryfitonowe sestonu i substancji rozpuszczonych w wodzie). Szlauder i Świerczyńska (1988) podają, że eksponowane w małym strumieniu w rejonie Szczecina ażurowe worki z materiału syntetycznego porośnięte peryfitonem powodowały istotne oczyszczenie tego cieku. Ławacz (informacja ustna) również opracował kilka wariantów struktur przestrzennych, które eksponowane w zbiornikach wodnych mają na celu oczyszczanie wód na drodze zwiększania sedymentacji i wychwytywania pierwiastków przez porastający je peryfiton.

W wielu przypadkach o efektywności makrofitów i innych organizmów w zatrzymywaniu dopływających do zbiornika wodnego substancji wnioskuje się na podstawie zmian składu chemicznego wody przepływającej przez eksponowane skupienia organizmów. Wnioskowanie takie może być jednak obarczone błędami wynikającymi z niedoceniań złożoności zachodzących procesów. Zazwyczaj analizuje się jedynie kilka wybranych substancji i zmniejszanie ich koncentracji w wodzie traktuje się jako skutek zatrzymywania przez badane zespoły organizmów. Nie bierze się pod uwagę tego, że w trakcie przepływu wody analizowane substancje mogą być przekształcone i zawarte w nich pierwiastki mogą się jednak znaleźć w wypływającej wodzie, lecz w innej, nie badanej postaci.

Na istotne znaczenie takich procesów wskazali Mickle i Wetzel (1978a, 1978b), którzy analizowali doświadczalnie zmiany chemizmu wody przepływającej przez kompleksy makrofitów–peryfiton (badano *Scirpus subterminalis* i *Myriophyllum heterophyllum*). Wykazali, że istotne różnice w chemizmie wody dopływającej i wypływającej wynikają z różnych procesów zachodzących w trakcie przepływu wody przez skupienia roślin. Obok pobierania i wydzielania różnych sub-

stancji przez żywe rośliny ma miejsce wydzielanie pierwiastków z rozkładających się roślin, przetwarzanie materii organicznej przez mikroorganizmy peryfitonowe, wytrącanie węglanu wapnia. Okresowo obserwowano nawet wzrost koncentracji niektórych substancji. Równocześnie autorzy stwierdzili, iż badane systemy były efektywne w usuwaniu azotu z przepływającej wody.

4.3. Znaczenie naturalnych, rekonstruowanych i nowo tworzonych systemów litoralno-bagiennych

Coraz częściej pojawiają się propozycje przekształceń stref przybrzeżnych lub tworzenia sztucznych układów litoralno-bagiennych¹ w celu ochrony zbiorników wodnych przed dopływem substancji eutrofizujących (głównie azotu i fosforu) i różnego rodzaju zanieczyszczeń. Obszary takie wykorzystywane są również w ochronie przed erozją brzegów i w regulacji przepływu wody. Skala takich przedsięwzięć jest bardzo różna. Są to zarówno małe pojedyncze tereny eksperymentalne, nasadzenia roślinności w naturalnych zagłębieniach gruntu, systemy zbiorników w różnym stopniu połączonych z jeziorem, jak też wielohektarowe obszary bagiennie (Jørgensen i Löffler 1990, Naiman i Decamps 1990, Holland i in. 1991, Olson 1992)

Biologiczne podstawy i mechanizmy działania takich układów pozostają w sferze dyskusji, a efektywność już istniejących jest różnie oceniana.

W 1991 roku odbyło się w Arlington (USA) sympozjum poświęcone roli naturalnych, rekonstruowanych i sztucznie tworzonych środowisk podmokłych (wetlands) w ochronie wód przed zanieczyszczeniami obszarowymi (Olson 1992). Wykazano, że rola takich środowisk jako bariery filtracyjnej zależy od różnych sposobów ich rozmieszczenia w zlewniach (liczne małe obszary lub pojedyncze duże, kaskadowo rozmieszczone na stromych stokach i inne) i ich wewnętrznej struktury.

Mitsch (1992) podaje interesujący przykład efektywności działania terenów bagiennych zlokalizowanych ok. 1 km od linii brzegowej jeziora Erie przy dopływie Old Woman Creek (Ohio, USA). Jest to naturalny teren bagienny (rezerwat) o powierzchni 30 ha, głębokości do 3,6 m (najczęściej poniżej 0,5 m). Większą część tego terenu stanowi otwarta toń wodna z bogatym planktonem, a około 30% porośnięte jest roślinami o liściach pływających (*Nelumbo lutea*). Sedymentacja na tym obszarze jest znaczna i wynosi obecnie 10 mm na rok. Retencja fosforu, obliczona kilkoma metodami, różni się znacznie (od 0,8 do 22 mg P · m⁻² na dobę), lecz w każdym przypadku jest znaczna i wskazuje na istotną rolę tych obszarów w zatrzymywaniu pierwiastków biofilnych.

¹ W literaturze anglojęzycznej, która przeważa wśród źródeł informacji na ten temat, w zależności od przyjętej klasyfikacji, używa się terminów wetlands i marshes wymiennie w stosunku do takiego samego typu środowisk.

Szeroko jest omawiany w piśmiennictwie program ochrony jeziora Balaton, w ramach którego dokonano rekonstrukcji zniszczonych terenów bagiennych (S z i l a - g y i i in. 1990, P o m o g y i 1993 i inni). Warto przypomnieć ten przypadek, gdyż stanowi on nie tylko przykład jednostkowego rozwiązania praktycznego, ale również obiekt stale prowadzonych badań limnologicznych, których wyniki mogą być wykorzystane w innych programach tego typu. Około 200 lat temu, gdy poziom wody w jeziorze był wyższy o 2–3 m niż obecnie, wokół jeziora Balaton występowały duże obszary bagienne. Następnie osuszyły się one w wyniku obniżenia poziomu wody. Zaplanowano rekonstrukcję części tych obszarów w celu ochrony silnie eutrofizującego się jeziora Balaton. Skoncentrowano się na rejonie ujścia rzeki Zala, głównego dopływu zbiornika. Zlewnia tej rzeki stanowi połowę całej zlewni jeziora i jest największym źródłem materii allochtonicznej. Stworzony system ochronny (zrekonstruowane bagna), znany pod nazwą Kis Balaton, powstał w wyniku zastosowania różnych zabiegów – budowy zapory na rzece w celu podniesienia poziomu wody i stworzenia zróżnicowanych dróg przepływu przez teren bagienny (prace pierwszego etapu zakończono w 1985 roku). Ta zrekonstruowana część Kis Balaton (o nazwie Hidvegi) zajmuje obszar 24 km², średnia głębokość wynosi 1,1 m, a retencja wody 30 dni. W Kis Balaton sedymentuje ok. 70% dopływającego sestonu i 50% soli mineralnych. W retencji azotu i fosforu istotną rolę odgrywa działalność różnych organizmów (szczególnie glonów), lecz też sedymentacja i wymiana między wodą a osadami dennymi; duże znaczenie ma też wytrącanie węglanu wapnia. Choć kilkulatnie już badania wykazują dość znaczne wahania wielkości akumulacji azotu i fosforu, generalnie rzecz biorąc system Kis Balaton oceniany jest jako działający efektywnie, a planowane dalsze prace wyjaśnią zapewne rolę wielu jeszcze dotąd nie poznanych procesów.

Przykładem roli sztucznie utworzonych systemów ochronnych jest program rekultywacyjny jeziora Jackson (Floryda, USA), zbiornika o powierzchni 16,1 km² i głębokości 1,5 m (F e r n a l d i C a s o n 1986). Jezioro to, usytuowane w dolinie, do 1950 roku otoczone było lasami, później na skutek urbanizacji terenu nastąpiło zwiększenie zanieczyszczenia zbiornika. W programie rekultywacyjnym jeziora skonstruowano układ bagiennie-filtracyjny, w skład którego wchodzi zbiornik filtracyjny z osadnikiem o powierzchni 89 ha, z którego woda doprowadzana jest do sztucznego terenu bagiennego (z plantacjami różnych roślin) o powierzchni 2,4 ha, a następnie do jeziora. Również efektywność i tego systemu oceniana jest wysoko.

Wskazywano też na istotne znaczenie filtracyjne naturalnych skupisk roślinności brzegowej. K ł o s o w s k i (1993) badając roślinność przybrzeżną na kilkunastu stanowiskach w systemie rzeczno-jeziornym rzek Krutynia i Szeszupa stwierdził wyraźną strefowość jej występowania i wykazał znaczne zmniejszenie się koncen-

tracji soli mineralnych w podłożu, w pasie roślin bezpośrednio przylegających do zbiorników, w porównaniu z położonymi w dalszej odległości.

W celu właściwego wykorzystania strefy przybrzeżnej jako bariery filtracyjnej niezbędne jest, poza ścisłą oceną ilości i składu dopływających do zbiornika substancji, określenie optymalnej i minimalnej wielkości tej strefy. Wymaga to poznania wielu właściwości biologicznych (głównie skład i biomasa roślin), ale też fizycznych (nachylenie terenu, wielkość tarasu przybrzeżnego, ruch wody, wielkość erozji) analizowanego terenu. Prace tego typu przeprowadzono w Finlandii w ramach programu ochrony rzeki Vantaa i rejonu Helsinek. W ich wyniku powstał projekt utworzenia stref buforowych roślinności dla rzek, strumieni i jezior (A h o l a 1990). Na podstawie szczegółowych badań określono minimalną szerokość takich stref (5–20 m dla różnych środowisk) i ich strukturę wewnętrzną.

Choć wielu autorów podkreśla dużą efektywność makrofitów litoralnych jako bariery filtracyjnej, spotkać też można opinie przeciwne. P r e n t k i i in. (1979) wykazali, że we wspomnianym już jeziorze Wingra, makrofity zanurzone nie tylko nie wychwytyują efektywnie dopływającej materii allochtonicznej, ale są źródłem wewnętrznego zasilania wód jeziora w fosfor. K u f e l (1982) na podstawie badań obiegu fosforu w litoralu jezior Inulec i Majcz Wielki wskazuje, iż trzcinowisko nie stanowi skutecznej bariery dla spływu fosforu ze zlewni. Zdaniem autora rola trzcinowisk polega raczej na przesuwaniu w czasie „fali fosforu”, który akumulowany w roślinach na początku sezonu wegetacyjnego, jest później uwalniany do wody drogą wymywania z żywych i rozkładających się roślin.

Tworzone i rekonstruowane układy litoralno–bagienne rozpatrywane są zazwyczaj z punktu widzenia ich roli barierowej (ochronnej) przed zanieczyszczeniami. K n i g h t (1992) podkreśla, że środowiska takie pełnią również wiele innych funkcji, ważnych dla struktury biotycznej ekosystemów wodnych i otaczających je terenów. Ich obecność powoduje bowiem zwiększanie różnorodności gatunkowej poprzez tworzenie nowych nisz, również dla gatunków rzadkich i ginących.

Wykorzystywanie stref przybrzeżnych w ochronie i rekultywacji zbiorników wodnych wiąże się najczęściej z koniecznością przekształceń struktury istniejących zbiorowisk roślinnych (eliminowanie pewnych gatunków i wprowadzanie innych, nasadzenia roślin na nowych terenach). Sterowanie występowaniem roślinności brzegowo-bagiennej jest możliwe poprzez jej wycinanie, regulowanie poziomu wody, zmianę warunków świetlnych, chemizmu wody i osadów dennych i inne (N i c h o l s 1991 – przegląd piśmiennictwa). Szczególnie bogate jest piśmiennictwo dotyczące sposobów usuwania roślinności wodnej z nadmiernie zarastających zbiorników, jak też w celu zmniejszania w nich ilości pierwiastków biofilnych. Choć zabiegi te były już wielokrotnie stosowane, brak jest wciąż wystarczających danych dla kompleksowej oceny skutków takich działań. I tak efekty wycinania roślin ocenia się

zazwyczaj jedynie z punktu widzenia realizacji głównego celu takiego zabiegu, na przykład usuwania pierwiastków biofilnych. Rzadko analizuje się równolegle uboczne skutki tych działań – takie jak zmniejszenie ilości siedlisk dla różnych organizmów. Jak wskazano już poprzednio, te funkcje roślin strefy brzegowej mogą mieć istotne znaczenie dla struktury biotycznej całego zbiornika. Duża ostrożność i wielostronna analiza możliwych skutków jest również niezbędna przy proponowaniu nasadzeń roślin. Jak to podkreśla Nichols (1991), gatunki łatwo dające się wprowadzić w nowe środowiska to najczęściej równocześnie gatunki inwazyjne i sterowanie ich rozprzestrzenianiem się nie jest łatwe.

5. Uwagi końcowe

Zasięg strefy litoralnej i jej struktura biotyczna zmieniają się w eutrofizujących się jeziorach, lecz równocześnie organizmy zamieszkujące tę strefę mogą modyfikować proces eutrofizacji.

Organizmy litoralne oddziałują bezpośrednio na żyzność wód poprzez różną intensywność pobierania, wydzielania i akumulacji pierwiastków biofilnych. Istotne, choć zazwyczaj niedoceniane, są ich wpływy na strukturę biotyczną strefy limnetycznej. Szczególnie ważne jest oddziaływanie na fitoplankton, którego duża biomasa jest jednym z najbardziej niekorzystnych symptomów eutrofizacji.

Z przedstawionych w artykule danych wynika, iż systemy litoralne mogą pełnić funkcje ochronne dla zbiorników wodnych poprzez ograniczenie dopływu ze zlewni substancji eutrofizujących i zanieczyszczeń. Odpowiednio rekonstruowane i sztucznie tworzone systemy litoralno–bagienne mogą być też skutecznie wykorzystywane w programach rekultywacji zbiorników wodnych. Pełnią one również istotną rolę w tworzeniu dodatkowych siedlisk dla wielu gatunków ustępujących ze zdegradowanych środowisk. Z tego względu stanowią bardzo interesujący, choć zupełnie dotąd nie wykorzystywany obiekt badań nad różnorodnością biologiczną.

Filtracyjne funkcje systemów litoralnych zazwyczaj łączone są jedynie z rolą makrofitów. Odgrywają one niewątpliwie rolę bardzo istotną, gdyż ich ilość i różnorodność wyznacza wiele właściwości litoralu. Dzisiaj już jednak wiadomo, że podstawowe znaczenie mogą mieć też funkcje życiowe glonów i zwierząt oraz procesy mikrobiologiczne. Ważna jest intensywność sedymentacji i wymiany wody między strefą przybrzeżną a zbiornikiem wodnym.

Procesy te zachodzą z różną intensywnością, stąd efektywność naturalnych systemów litoralnych w wychwytywaniu dopływających pierwiastków może być bardzo duża lub niewielka. Opisywano też przypadki, w których litoral był istotnym źródłem zasilania wewnętrznego jeziora. Rekonstrukcja i tworzenie nowych układów litoralnych muszą być więc poprzedzone szczegółowymi badaniami kompleksowymi i indywidualnym traktowaniem każdego przypadku.

Zgromadzona dotąd wiedza jest bardzo rozproszona, mało jest opracowań syntetycznych, sformułowano wiele sprzecznych opinii. Wydaje się jednak, że już teraz z dużą pewnością możemy określić, jakie struktury i procesy należy badać i jak je badać, aby poznać rolę strefy litoralu w konkretnym jeziorze i aby podjąć trafne decyzje co do wykorzystania strefy przybrzeżnej w jego ochronie i rekultywacji. A to jest już bardzo dużo.

Piśmiennictwo

- Adams M. S., Prentki R. T. 1982 – Biology, metabolism and function of littoral submersed weedbeds of Lake Wingra, Wisconsin, USA: A summary and review – Arch. Hydrobiol. Suppl. 62: 333–408.
- Ahola H. 1990 – Vegetated buffer zone examinations on the Vantaa River basin – Aqua Fenn. 20: 65–69.
- Carignan R. 1982 – An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 243–247.
- Carignan R., Kalff J. 1980 – Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? – Science, 207: 987–989.
- Cooper P. F. (red.) 1990 – European design and operations guidelines for reed bed treatment systems – Cambridge.
- Culley D. D. Jr., Rejmankova E., Kvet J., Frye J. B. 1981 – Production, chemical quality and use of duckweed (*Lemnaceae*) in aquaculture, waste management, and animal feeds – J. World Maricult. Soc. 12: 27–49.
- Dobrowolski K. A. 1973 – Role of birds in Polish wetland ecosystems – Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 217–221.
- Duarte C. M., Kalff J. 1986 – Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities – Limnol. Oceanogr. 31: 1072–1080.
- 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.
- Ejsmont-Karabin J. 1984 – Phosphorus and nitrogen excretion by lake zooplankton (rotifers and crustaceans) in relationship to individual body weights of animals, ambient temperature and presence or absence of food – Ekol. Pol. 32: 3–42.
- Erixon G. 1979 – Environment and aquatic vegetation of riverside lagoon in northern Sweden – Aquat. Bot. 6: 95–109.
- Fernald E. A., Cason J. H. 1986 – Development of an artificial marsh in Tallahassee, Florida: Lake Jackson, a case study (W: Land use impacts on aquatic ecosystems: the use of scientific information. Red. J. Lauga, H. Decamps, M. M. Holland) – MAB-UNESCO and PIREN-CNRS, Toulouse, France, 229–241.
- Gersberg R. M., Elkins B. V., Goldman C. R. 1984 – Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater – J. Water Pollut. Control Fed. 56: 152–156.
- Gersberg R. M., Elkins B. V., Lyon S. R., Goldman C. R. 1986 – Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands – Water Res. 20: 363–388.
- Gliwicz Z. M., Jachner A. 1992 – Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? – Arch. Hydrobiol. 124: 385–410.
- Hillbricht-Ilkowska A., Pieczyńska E. (red.) 1993 – Nutrient dynamics and retention in land/water ecotones of lowland, temperate lakes and rivers – Hydrobiologia, 251: 1–361.

- Holland M. M., Risser P. G., Naiman R. J. (red.) 1991 – Ecotones. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments - Chapman and Hall, New York, London.
- Howard-Williams C., Allanson B. R. 1981 – Phosphorus cycling in a dense *Potamogeton pectinatus* L. bed – *Oecologia* (Berl.) 49: 56–66.
- James W. F., Barko J. W. 1991 – Estimation of phosphorus exchange between littoral and pelagic zones during nighttime convective circulation – *Limnol. Oceanogr.* 36: 179–187.
- Jasser I. 1991 – Wpływ makrofitów zanurzonych na skład i obfitość fitoplanktonu w warunkach eksperymentalnych - Pr. magist., Zakł. Hydrobiol. Uniw. Warsz.
- Jaynes M. L., Carpenter R. S. 1986 – Effect of vascular and nonvascular macrophytes on sediment redox and solute dynamics – *Ecology*, 67: 875–882.
- Jopkiewicz K. 1971 – Metoda oceny intensywności przemieszczania się tryptonu i osadów dennych w litoralu jeziornym – *Wiad. Ekol.* 17: 296–301.
- Jørgensen S. E., Löffler H. (red.). 1990 – Guidelines of lake management. 3. Lake shore management – International Lake Environment Committee Foundation and United Nations Environment Programme, Otsu, Japan.
- Keddy P. A., Reznicek A. A. 1986 – Great Lakes vegetation dynamics: The role of fluctuating water levels and buried seeds – *J. Great Lakes Res.* 12: 25–36.
- Kłosowski S. 1993 – The shore vegetation in selected lakeland areas in northeastern Poland – *Hydrobiologia*, 251: 227–237.
- Knight R. L. 1992 – Ancillary benefits and potential problems with the use of wetlands for nonpoint source pollution control – *Ecol. Eng.* 1: 97–113.
- Kraska M., Szyszka T., Szczepanowski P. 1990 – Kształtowanie struktur planktonu przez makrofity w Jeziorze Budzyńskim i Jelonek (W: Funkcjonowanie ekosystemów wodnych, ich ochrona i rekultywacja. II. Ekologia jezior, ich ochrona i rekultywacja. Eksperymenty na ekosystemach. Red. Z. Kajak) – Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 36–43.
- Kufel L. 1982 – The phosphorus turnover in reed bed – *Pol. Ecol. Stud.* 8: 87–111.
- Lachavanne J. B. 1985 – The influence of accelerated eutrophication on the macrophytes of Swiss lakes: Abundance and distribution – *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 2950–2955.
- Lauritsen D. D., Mozley S. C. 1989 – Nutrient excretion by the Asiatic clam *Corbicula fluminea* – *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 134–139.
- Machata-Wenninger C., Janauer G. A. 1991 – The measurement of current velocities in macrophyte beds – *Aquat. Bot.* 39: 221–230.
- Madsen T. V., Warncke E. 1983 – Velocities of currents around and within submerged aquatic vegetation – *Arch. Hydrobiol.* 97: 389–394.
- Mickle A. M., Wetzel R. G. 1978a – Effectiveness of submersed angiosperm–epiphyte complexes on exchange of nutrients and organic carbon in littoral systems. I. Inorganic nutrients – *Aquat. Bot.* 4: 303–316.
- Mickle A. M., Wetzel R. G. 1978b – Effectiveness of submersed angiosperm–epiphyte complexes on exchange of nutrients and organic carbon in littoral systems. II. Dissolved organic carbon – *Aquat. Bot.* 4: 317–329.
- Mitsch W. J. 1992 – Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling source pollution – *Ecol. Eng.* 1: 27–47.
- Moss B. 1990 – Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components – *Hydrobiologia*, 200/201: 367–377.

- Naiman R. J., Decamps H. (red.) 1990 – The ecology and management of aquatic–terrestrial ecotones – UNESCO, Paris; The Parthenon Publishing Group, Casterton Hall, Carnforth; New Jersey, NJ, USA.
- Nichols S. A. 1991 – The interaction between biology and management of aquatic macrophytes – *Aquat. Bot.* 41: 225–252.
- Niede H. W. 1987 – The decrease in aquatic vegetation in Europe and its consequences for fish populations – EIFAC/CECPI Occas. Pap. 19.
- Olson R. K. (red.) 1992 – The role of created and natural wetlands in controlling nonpoint source pollution – *Ecol. Eng.* 1: 1–170.
- Ostendorp W. 1989 – "Die-back" of reeds in Europe – a critical review of literature – *Aquat. Bot.* 35: 5–26.
- Ozimek T. 1978 – Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral – *Ekol. Pol.* 26: 3–39.
- Ozimek T. 1983 – Biotic structure and processes in the lake system of r. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). X. Biomass and distribution of submerged macrophytes – *Ekol. Pol.* 31: 781–792.
- Ozimek T. 1991 – Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków – *Wiad. Ekol.* 37: 271–281.
- Ozimek T. 1992 – Makrofity zanurzone i ich relacje z glonami w jeziorach o wysokiej trofii – *Wiad. Ekol.* 38: 13–34.
- Pereyra-Ramos E. 1981 – The ecological role of *Characeae* in the lake littoral – *Ekol. Pol.* 29: 167–209.
- Phillips G. L., Eminson D., Moss B. 1978 – A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated fresh-waters – *Aquat. Bot.* 4: 103–126.
- Pieczyńska E. 1972 – Ecology of the eulittoral zone of lakes – *Ekol. Pol.* 20: 637–732.
- Pieczyńska E. 1986 – Sources and fate of detritus in the shore zone of lakes – *Aquat. Bot.* 25: 153–166.
- Pieczyńska E. 1988 – Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior – *Wiad. Ekol.* 34: 376–404.
- Pieczyńska E. 1993 – Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review – *Hydrobiologia*, 251: 49–58.
- Pieczyńska E., Ozimek T., Rybak J. I. 1988 – Long-term changes in littoral habitats and communities in Lake Mikołajskie (Poland) – *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 73: 361–378.
- Pomogyi P. 1993 – Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System – *Hydrobiologia*, 251: 309–320.
- Prentki R. T., Adams M. S., Carpenter S. R. 1979 – The role of submersed weedbeds in internal loading and interception of allochthonous materials in Lake Wingra, Wisconsin, USA – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 57: 221–250.
- Rattray M. R., Howard-Williams C., Brown J. M. A. 1991 – Sediment and water as sources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes – *Aquat. Bot.* 40: 225–237.
- Reeders H. H., Bij de Vaate A. 1990 – Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management – *Hydrobiologia*, 200/201: 437–450.
- Sand-Jensen K. 1990 – Epiphyte shading: Its role in resulting depth distribution of submerged aquatic macrophytes. – *Folia Geobot. Phytotaxon.*(Praha), 25: 315–320.
- Sand-Jensen K., Borum J. 1991 – Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries – *Aquat. Bot.* 41: 137–175.
- Schröder R. 1975 – Release of plant nutrients from reed border and their transport into the open waters of the Bodensee–Untersee – *Symp. Biol. Hung.* 15: 21–27.

- Simpson P. S., Eaton J. W. 1986 – Comparative studies of the photosynthesis of the submerged macrophyte *Elodea canadensis* and the filamentous algae *Cladophora glomerata* and *Spirogyra* sp. – *Aquat. Bot.* 24: 1–12.
- Sørensen J. P., Riber H. H., Kowalczewski A. 1986 – Soluble reactive phosphorus release from bryozoan dominated periphyton – *Hydrobiologia*, 132: 145–148.
- Spence D. H. N. 1982 – The zonation of plants in freshwater lakes – *Adv. Ecol. Res.* 12: 37–125.
- Stańczykowska A. 1984 – Role of bivalves in the phosphorus and nitrogen budget in lakes – *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 982–985.
- Stańczykowska A., Planter M. 1985 – Factors affecting nutrient budget in lakes of the r. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). X. Role of the mussel *Dreissena polymorpha* (Pall.) in N and P cycles in a lake ecosystem – *Ekol. Pol.* 33: 345–356.
- Stańczykowska A., Schenker H. J., Fąfara Z. 1975 – Comparative characteristics of populations of *Dreissena polymorpha* (Pall.) in 1962 and 1972 in 13 Mazurian Lakes – *Bull. Acad. Pol. Sci. Cl. II*, 23: 383–390.
- Szajnowski F. 1983 – Biotic structure and processes in the lake system of r. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). XI. Biomass and distribution of emergent macrophytes – *Ekol. Pol.* 31: 793–800.
- Szilagyi F., Somlyódy L., Herodek S., Istvanovics V. 1990 – The Kis-Balaton reservoir system as a means of controlling eutrophication of Lake Balaton, Hungary (W: Guidelines of lake management. 3. Lake shore management. Red. S. E. Jørgensen, H. Löffler) – International Lake Environment Committee Foundation and United Nations Environment Programme, Otsu, Japan, 127–151.
- Szlauer L., Świerczyńska I. 1988 – Rola spełniana przez sztuczne podłoże umieszczone w zanieczyszczonym strumieniu – *Zesz. Nauk. Akad. Rol. Szczecin, Ryb. Mor. Techn. Żywn.* 17: 39–47.
- Ulehlova B. 1978 – Decomposition processes in the fishponds (W: Pond littoral ecosystems, structure and functioning. Red. D. Dykyjova, J. Kvet) – *Ecol. Stud.* 28: 341–352.
- Webster J. R., Benfield E. F. 1986 – Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567–594.
- Wetzel R. G. 1983a – *Limnology* (second edition) – Saunders College Publishing, Philadelphia, USA.
- Wetzel R. G. 1983b – Attached algal-substrata interactions: fact or myth, when and how? (W: Periphyton of freshwater ecosystems. Red. R. G. Wetzel) – Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 207–215.
- Wetzel R. G. 1990 – Land–water interfaces: Metabolic and limnological regulators – *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 6–24.
- Wetzel R. G., Hough R. A. 1973 – Productivity and role of aquatic macrophytes in lakes. An assessment – *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20: 9–19.
- Wiśniewski R. 1990 – Shoals of *Dreissena polymorpha* as bioprocessor of seston – *Hydrobiologia*, 200/201: 451–458.
- Wood A. 1987 – A simple wastewater treatment system incorporating the selective cultivation of a filamentous algae – *Water Sci. Tech.* 19: 1251–1254.
- Zalewski M., Brewińska-Zaraś B., Frankiewicz P. 1990a – Fry communities as a biomanipulating tool in a temperate lowland reservoir – *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 33: 763–774.
- Zalewski M., Brewińska-Zaraś B., Frankiewicz P., Kalinowski S. 1990b – The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: concordance between water quality and optimal recruitment – *Hydrobiologia*, 200/201: 549–556.
- Zalewski M., Thorpe J. E., Gaudin P. (red.) 1991 – Fish and land/inland water ecotones – UNESCO/MAB, Univ. Łódź; Univ. Stirling; Univ. Claude Bernard, Lyon I.

Summary

The role of littoral zone in eutrophication of lakes can vary widely depending on the relative size of this region and its internal physical characteristics and biological processes.

Macrophytes are the most important structural and functional biotic element in the shore region. They regulate nutrient concentrations in water by various intensity of nutrient uptake, accumulation and release. The level of nutrient retention in macrophytes depends on plant biomass, the duration of retention is determined by plant phenology. Long-term and short lasting plant green biomass can be observed in various lakes as well as within one lake (Fig. 1).

Besides living organisms detritus of various origins determine the retention of nutrients in the shore zone of lakes. This retention is high in sites in which material resistant to decomposition dominates (macrophytes or allochthonous leaf litter are primary sources of organic matter) and low in sites dominated by algae, which decompose much faster (Fig. 2).

Nutrient dynamics is also influenced by the proportion of biomass of macrophytes and littoral algae (attached, loosely connected with substrate and planktonic), as these plants differ in their nutrient requirements, life cycles and susceptibility to decomposition.

There is very limited information on the effect of littoral animals on nutrient cycling. Excretion of nutrients by animals seems to be of special significance.

Various littoral sites differ in respect to heterogeneity of habitats and communities. Littoral habitats are usually under visible influence of water level fluctuations. Periodic flooding or drying up occurs, small lake-side pools appear and disappear (Fig. 3). The presence of macrophytes visibly increases the biodiversity as littoral plants provide favourable conditions for many animal species.

Eutrophication of water bodies, their pollution and various shore modifications result in disturbance and damage of littoral zone (Fig. 4). The decrease in macrophyte cover and biomass and subsequently the loss of littoral biological complexity is the most common response to these unfavourable influences.

It is widely accepted that littoral region because of its complex functions in the water body should be protected. Reconstructions of degraded shore zones as well as creations of new littoral-wetland areas are proposed in various programmes of protection of lakes against excessive eutrophication and pollution, as well as in programmes of restoration of degraded systems.

Littoral plays an important role in controlling the transfer of nutrients and particulates from catchment area to the lake. The effectiveness of littoral filtering functions is determined by various physical and biological processes. Sedimentation and water flow are always important. Nutrient uptake by macrophytes is usually pointed out as the most important biological process. Yet, it has been sufficiently demonstrated that algae, animals and heterotrophic microorganisms may also play a decisive role in controlling nutrient flow through littoral systems.

(wpłynęło: 7 IV 1993 r.)