

Teresa Ozimek

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

Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych**The role of macrophytes in cycling of heavy metals in water ecosystems****1. Wstęp**

Naturalny obieg pierwiastków w przyrodzie charakteryzuje się na ogół zrównoważonym bilansem między ilością pierwiastków uwalnianych w wyniku procesów hypergenicznych a ich wiązaniem w utworach geologicznych. Wraz z rozwojem przemysłu jest uruchamiana coraz większa ilość pierwiastków, w tym również metali ciężkich, co prowadzi do zmian w proporcji między ich uwalnianiem i wprowadzaniem do środowiska biologicznego a ponownym odkładaniem w utworach geologicznych. Ilość metali ciężkich w środowisku stale wzrasta, a większość z nich należy do grup o wysokim stopniu potencjalnego zagrożenia dla organizmów. Szkodliwość metali ciężkich dla organizmów wynika w dużym stopniu z ich biochemicznych i biologicznych właściwości, takich jak np. uszkodzenie łańcuchów kwasów nukleinowych (miedź, cynk, kadm, rtęć, nikiel, kobalt) i podatność na bioakumulację (ołów, rtęć, kadm, miedź) (K o e p p e i M i l l e r 1970, S k a a r i i n. 1973, Z i m d a h l i A r v i k 1973, L a g e r w e r f f 1974).

Metale ciężkie dostają się do wód powierzchniowych głównie ze ścieków przemysłowych i komunalnych (kadm, miedź, ołów, cynk, chrom, nikiel, rtęć), ze spływu z pól środków ochrony roślin (rtęć, miedź, arsen) i z opadu atmosferycznego — głównie związki ołowiu (K a b a t a - P e n d i a s i P e n d i a s 1979).

Na temat zawartości metali ciężkich w roślinach lądowych istnieje bogata literatura, co wiąże się z zainteresowaniem nimi jako pożywieniem. Dane na temat roślinności lądowej (głównie uprawnej) są zebrane i uogólnione m. in. przez K a b a t e - P e n d i a s i P e n d i a s a (1979).

W ostatnich latach wzrosło również zainteresowanie występowaniem metali ciężkich w roślinach wodnych. Słabe działanie bariery fizjologicznej w roślinach przy pobieraniu składników chemicznych ze środowiska stwarza duże ryzyko włączania metali ciężkich w system łańcuchów pokarmowych. Metale ciężkie stanowią duże zagrożenie na różnych ogniwach łańcucha pokarmowego ze względu na łatwość przechodzenia przez błony biologiczne, tworzenia połączeń z białkami, kwasami nukleinowymi i tłuszczami, powodując różnego rodzaju uszkodzenia komórek i zaburzenia ich funkcji metabolicznych. Przy osłabionym działaniu barier biologicznych następuje kumulatywna koncentracja, w wy-

niku której zachodzi stałe nagromadzanie się metali ciężkich w ostatnim ogniwie łańcucha pokarmowego — w człowieku.

Celem tego artykułu jest określenie roli makrofitów w krążeniu metali ciężkich w zbiornikach wodnych oraz możliwości ich wykorzystania w procesie oczyszczania wód z metali ciężkich.

2. Czynniki środowiskowe wpływające na zawartość metali ciężkich w makrofitach

2.1. Stężenie metali w środowisku

Mechanizm pobierania przez rośliny nadmiernych ilości metali ciężkich, tzn. zbędnych do ich rozwoju, wynika w większości przypadków z braku bariery biologicznej, co powoduje bierną (nieselektywną) absorpcję. Dlatego dla szeregu metali ciężkich stwierdza się prostą zależność między ich udziałem w środowisku a stężeniem w makrofitach (Boyd 1970, Boyd i Walley 1972, Adams i in. 1973, Aulio 1980, Baudouin i in. 1981, Schierup i Larsen 1981, Aulio i Sallin 1982 i in.). Do metali pobieranych biernie należą: kadm, ołów, molibden, nikiel. Jak dotąd nie stwierdzono, by spełniały one jakieś określone funkcje, a tym samym były potrzebne do rozwoju roślin, choć ich zawartość w roślinach często bywa wysoka (Petkova i Lubjanov 1969, Mayes i in. 1977).

Wodne rośliny wyższe mają w stosunku do niektórych metali ciężkich rozwinięty mechanizm aktywnego (selektywnego) pobierania, dopasowanego do potrzeb fizjologicznych. Najczęściej metale pobierane aktywnie potrzebne są do ich rozwoju, np. miedź, cynk, chociaż i w tych przypadkach stwierdza się zależność między stężeniem w roślinie i środowisku (Ozimek 1983).

2.2. Postać metalu

Pobieranie metali ciężkich zależy również od postaci, w jakiej występują one w środowisku (od stopnia utlenienia i związku, w jaki metal jest wbudowany). I tak np. chrom może być pobierany przez rośliny tylko jako Cr^{+3} i Cr^{+6} . Również w związkach kompleksowych jest tylko w minimalnym stopniu wykorzystywany przez makrofity (Verfaillie 1974). Miedź jest szczególnie łatwo pobierana przez rośliny w postaci związków metaloorganicznych, kationu metalicznego i kationów kompleksowych (Tiffin 1972); podobnie rtęć (Czuba i Mortimer 1980).

2.3. Interakcje między metalami

Niektóre metale zachowują się względem siebie synergistycznie, zwiększając efekt pobierania, inne antagonistycznie hamując pobieranie jednego metalu przez drugi lub powodując jego wytrącanie. I tak antagonistycznie zachowuje się miedź w stosunku do wielu metali. Zwiększona ilość miedzi powoduje obniżenie zawartości żelaza, przypuszczalnie w wyniku wytrącania go w postaci fosforanu żelazowego w korzeniach (L a g e r w e r f f 1974). Wpływa to na zawartość żelaza w częściach nadziemnych, a głównie w chloroplastach. Wartość korzystnego stosunku miedzi do żelaza jest bardzo zróżnicowana dla poszczególnych roślin. Nadmiar miedzi powoduje również niedobory manganu, mimo że może być go pod dostatkiem w środowisku (B u s s l e r 1970). Silny antagonizm występuje między miedzią i cynkiem, ponieważ obydwa mogą zajmować te same pozycje w nośnikach organicznych i ulegać wzajemnemu podstawianiu (K a b a t a - P e n d i a s i P e n d i a s 1979).

2.4. Inne czynniki środowiskowe

Na ilość i tempo pobierania metali ciężkich przez makrofity wpływa szereg czynników środowiskowych, np. zawartość w wodzie i osadach dennych zawiesiny mineralnej i organicznej. Większość metali ciężkich nie utrzymuje się długo w wodzie w postaci rozpuszczonej, gdyż podlegają szybkiej adsorpcji przez mineralną i organiczną frakcję osadów dennych i cząstki detrytusu zawieszony w wodzie. Ponadto podlegają wytrącaniu na skutek procesów utleniania i tworzenia różnych związków chemicznych, np. węglanów, siarczanów (K a b a t a - P e n d i a s i P e n d i a s 1979). Na pobieranie metali przez makrofity wpływa również pH i temperatura.

3. Wpływ biologii i ekologii makrofitów na zawartość w nich metali ciężkich

3.1. Stężenie metali ciężkich w makrofitach

Zakres stężenia metali ciężkich w roślinach wodnych jest na ogół większy niż w lądowych. Zakres stężenia metali ciężkich w makrofitach jest bardzo szeroki (R i e m e r i T o t h 1969, H u t c h i n s o n 1975, D y k y j o v á 1979, F ö r s t n e r i W i t t m a n n 1981, T a y l o r i C r o w d e r 1983) (tab. 1). Zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych przekracza wielokrotnie do ponad milionokrotnie ich zawartość w otaczającym środowisku. Tak szeroki zakres zmienności stężenia metali ciężkich w makrofitach (poza czynnikami środowiskowymi omówiony-

Tab. I. Zakres stężenia metali ciężkich w makrofitach
 Range of concentration of heavy metals in macrophytes

Metal Metal	Stężenie minimalne Minimum concentration			Stężenie maksymalne Maximum concentration		
	ppm ppm	gatunek species	autor author	ppm ppm	gatunek species	autor author
Fe	50	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Cowgill (1974)	59400	<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	Cowgill (1974)
Mn	100	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Adams i in. (et al.) (1973)	1370	<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	Kovács (1976)
Cu	0,2	<i>Ceratophyllum</i> sp.	Petkova i (and) Lubjanov (1969)	750	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michx.	Riemer i (and) Toth (1968)
Zn	12	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Kolman i (and) Wali (1976)	923	<i>Lemna</i> sp.	Culley i (and) Epps (1973)
Ni	0,2	<i>Schoenoplectus lacustris</i> Palla	Petkova i (and) Lubjanov (1969)	100	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Petková i (and) Lubjanov (1969)
Pb	0,5	<i>Typha angustifolia</i> L.	Petkova i (and) Lubjanov (1969)	277	<i>Fontinalis antipyretica</i> L.	Heydt (1977)
Co	0,2	<i>Nuphar odorata</i> Ait.	Cowgill (1974)	20	<i>Nuphar advena</i> Ait.	Cowgill (1974)
Cr	0,5	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Petkova i (and) Lubjanov (1969)	76	<i>Ceratophyllum</i> sp.	Petkova i (and) Lubjanov (1969)

mi wyżej) jest spowodowany biologią i ekologią poszczególnych gatunków. I tak uzależniony jest on od stopnia rozwoju gatunku, typu ekologicznego, fazy fenologicznej. Im niżej są uorganizowane rośliny, tym mają słabiej rozwinięte bariery fizjologiczne i czerpanie metali odbywa się biernie. Przykładem mogą być wyniki B a u d a i in. (1981), którzy analizując 6 gatunków makrofitów (rosnących w tych samych środowiskach) zawsze najwyższą zawartość metali ciężkich stwierdzali u *Fontinalis antipyretica*. Potwierdzają to badania S a y a i W h i t t o n a (1983) oraz W e h r a i W h i t t o n a (1983) świadczące, że mszaki mają zdolność akumulowania znacznie większej ilości metali ciężkich niż rośliny naczyniowe. Wśród ekologicznych typów roślin wodnych makrofity zanurzone i pleustonowe pobierają i akumulują więcej metali ciężkich w porównaniu z wynurzonymi i makrofitami o liściach pływających.

Zawartość metali ciężkich jest determinowana również cyklem fenologicznym rośliny. Gatunki wieloletnie, np. *Ceratophyllum demersum* (C o w g i l l 1974), wykazują zazwyczaj wyższą zawartość niż jednoroczne, mimo że rosną w tym samym środowisku.

3.2. Transport i rozmieszczenie metali ciężkich w makrofitach

Stężenie metali ciężkich w poszczególnych częściach makrofitów nieraz bardzo odbiega od przeciętnej zawartości mierzonej dla całej rośliny. Spowodowane to jest z jednej strony cechami rośliny, a z drugiej specyficznymi funkcjami fizjologicznymi niektórych metali, co prowadzi do ich nagromadzenia się w określonych częściach roślin. Duże znaczenie dla rozmieszczenia metali w makrofitach ma to, z jakiego źródła i którym organem czerpią je ze środowiska: czy głównie korzeniami z osadów, czy też liśćmi z wody. O ile w przypadku makrofitów wynurzonych wiadomo, że pobierają metale korzeniami z osadów, o tyle w przypadku makrofitów zanurzonych zdania są podzielone, tak jak w ogóle opinia na temat pobierania różnych składników mineralnych. I tak m. in. S c u l t h o r p e (1967), C u s h i n g i T h o m a s (1980) uważają, że makrofity zanurzone czerpią różne mikroelementy głównie korzeniami, S u t c l i f f e (1962) — że liśćmi, a M a y e s i in. (1977), H a s l a m (1978), W a i s e l i in. (1982) są zdania, że obydwa organy odgrywają w tym procesie taką samą rolę. W przypadku tak zróżnicowanej biologicznie i ekologicznie grupy, jaką są makrofity zanurzone, pobieranie uzależnione jest od gatunku, rozwoju organu, jak również od charakteru i postaci metalu oraz jego zawartości w środowisku. W zależności od tych właśnie czynników proporcje zmieniają się na korzyść korzeni lub liści.

Większość metali ciężkich wykazuje znacznie wyższą koncentrację w korzeniach i kłęczach makrofitów wynurzonych niż w częściach nadziemnych. Jako przykład może posłużyć rozmieszczenie rtęci u *Sparga-*

nium eurycarpum L. i *Sagittaria latifolia* L. (Mortimer 1977), czy miedzi, ołowiu i kadmu u *Phragmites australis* (Cav.) Trin. (Larsen i Schierup 1981).

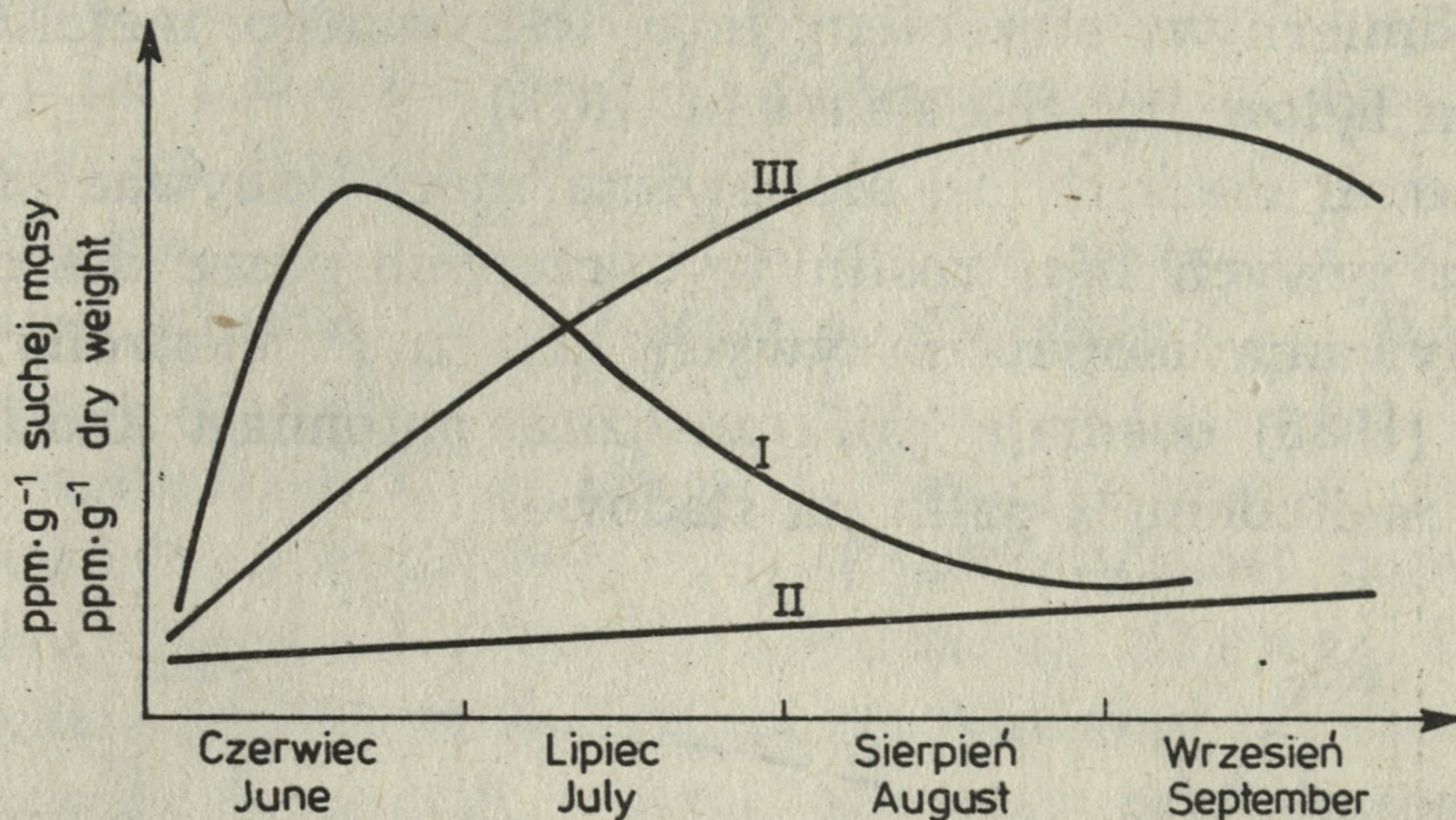
W przypadku makrofitów zanurzonych takiej prawidłowości się nie stwierdza. I tak zawartość miedzi, ołowiu i kadmu jest znacznie wyższa bądź w liściach, jak u *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus* L., *Callitriche palustris* L. (Heydt 1977), bądź w korzeniach, jak w przypadku *Zostera marina* L. (Brix i Lyngby 1984).

Zawartość metalu w danym okresie i w określonym organie jest wypadkową jego pobierania i transportu poza organ. Przemieszczanie się metali ciężkich w roślinie jest uzależnione od procesów metabolicznych rośliny (zdolności związania w błonach komórkowych, wytrącania) oraz od postaci i ruchliwości metalu. I tak np. ołów rośliny pobierają biernie i zatrzymują głównie w tym organie, którym został pobrany, wiążąc w błonach komórkowych ze związkami tłuszczowymi i białkowymi oraz wytrącając w formie orto- i pirofosforanów (Lagerwerff 1974, Zimdahl 1975). Jak wykazano dla roślin lądowych, tylko 10% pobranego ołowiu przedostaje się do nadziemnych części roślin (Broyer i in. 1972, Malone i in. 1974). Potwierdziły tę prawidłowość dla makrofitów wynurzonych badania Larsena i Schierupa (1981), Welsha i Denny'ego (1979, 1980) dla *Potamogeton* spp.

Podobnie bardzo niski procent pobranego przez korzenie cynku (Lyngby i in. 1982) kadmu (Faraday i Churchill 1979) jest transportowany do części nadziemnych. Część metali niezbędnych do rozwoju roślin pobrana przez korzenie jest przemieszczana do pędów (Everard i Denny 1985). W ten sposób zachowuje się np. miedź, która jest transportowana do stożków wzrostu (Welsh i Denny 1979). Znany jest również odwrotny kierunek przemieszczania się metali. I tak Faraday i Churchill (1979) stwierdzają szybki transport kadmu pobranego przez liście do części podziemnych. Badacze potwierdzają tę drogę do manganu (Brinkhuis i in. 1980) i cynku (McIntosh i in. 1978).

3.3. Sezonowa zmienność zawartości metali ciężkich w makrofitach

Zmienność sezonowa zawartości metali ciężkich w makrofitach zależy głównie od cyklu życiowego rośliny i od charakteru pierwiastka. Zmienność tę obrazują trzy krzywe (rys. 1). Metale ruchliwe, jak cynk (*Phragmites australis* — Larsen i Schierup 1981), mangan (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. — Ozimek 1985) i molibden (*P. australis*, *Typha angustifolia* L. — I. Kufel i L. Kufel 1985) wykazują spadek zawartości w ciągu sezonu wegetacyjnego (krzywa I). Zawartość w roślinie metali mniej ruchliwych bądź nie zmienia się (rys. 1, krzywa II), np. ołowiu, kadmu, kobaltu u *P. australis* (I. Kufel i L. Kufel



Rys. 1. Zmienność sezonowa zawartości metali ciężkich w makrofitach (wg I. Kufel i L. Kufła 1985)

Objaśnienia krzywych I—III — w tekście

Seasonal changes of heavy metals content in macrophytes (acc. to I. Kufel and L. Kufel 1985)

Explanations of curves I—III in text

1985), miedzi u tegoż gatunku (Larsen i Schierup 1981), bądź w tkankach makrofitów wyraźnie wzrasta w ciągu sezonu wegetacyjnego (rys. 1, krzywa III), np. miedź, chrom, nikiel u *Glyceria maxima* i *Lemna minor* (Ozimek 1985), miedź u *P. australis* (I. Kufel i L. Kufel 1985). Modyfikujący wpływ na zmiany koncentracji metali w makrofitach mogą wywierać czynniki środowiskowe, na co wskazują dane Larsena i Schierupa (1981) oraz I. Kufel i L. Kufła (1985) dotyczące zachowania się miedzi i ołowiu u *P. australis*. Według Larsena i Schierupa (1981) ilość miedzi w ciągu sezonu nie zmienia się, a wg I. Kufel i L. Kufła (1985) — wzrasta. Ten sam gatunek badano pod kątem zmienności zawartości tych samych metali, natomiast różniły się środowiska, z których pochodziły rośliny.

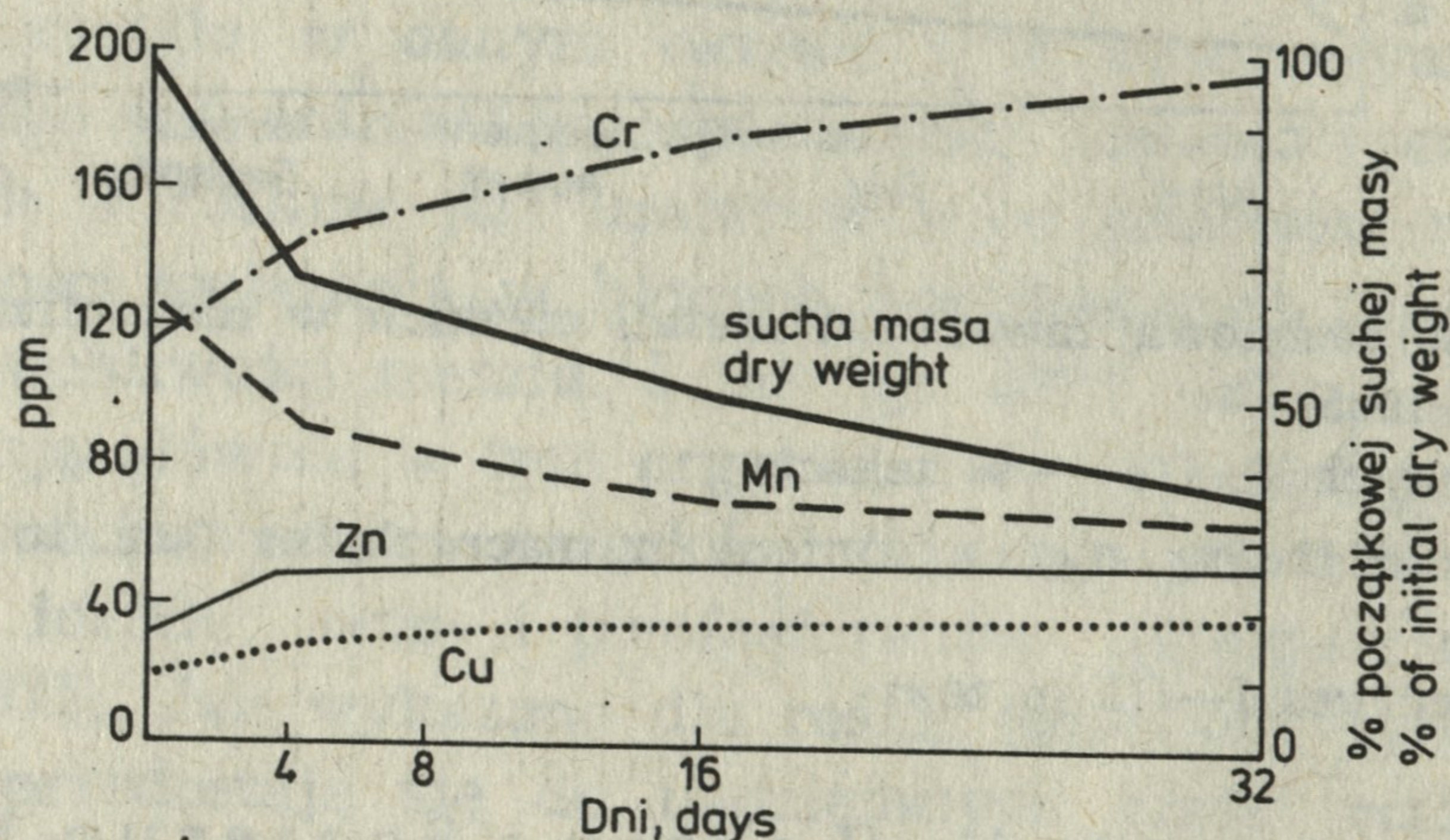
4. Drogi powrotu metali ciężkich z makrofitów do środowiska

Niektórzy autorzy sugerują możliwość wydzielania przyżyciowego metalu przez rośliny wodne. I tak np. Mayes i in. (1977) stwierdzają ten typ wydzielania kadmu i ołowiu przez *Elodea canadensis*, Ornes i Wildman (1979) kadmu przez *Azolla*, *Salvinia*, *Ceratophyllum*. Dane takie w literaturze spotyka się jednak sporadycznie.

Zastanawiające są dane Mayesa i in. (1977) na temat wydzielania ołowiu, który jest pierwiastkiem mało ruchliwym i tylko w niewielkim stopniu ulega przemieszczeniu w roślinie. Prawdopodobnie przy nadmiernej ilości tego metalu zostają uruchomione jakieś procesy metaboliczne, które pozwalają na jego transport. Biochemiczny system uruchamiania ołowiu w tkankach korzeniowych jest naturalną ochroną roś-

lin przed nadmiernym stężeniem tego toksycznego metalu, co stwierdzono u roślin lądowych (Skarrin. 1973).

Powrót metali ciężkich do środowiska może odbywać się na drodze wymywania z żywych liści roślin wynurzonych przez deszcz. Natężenie procesu wymywania ołowiu z żywych liści u *P. australis* L. Kufel i L. Kufel (1985) oceniają jako znaczne, natomiast kadmu z trzciny, a manganu i molibdenu z pałki na śladowe.



Rys. 2. Zmiany suchej masy i zawartości metali ciężkich podczas rozkładu rzęsy (wg Ozimek 1983)

Changes in dry weight and content of heavy metals during the decomposition of duckweeds (acc. to Ozimek 1983)

Główną drogą powrotu metali ciężkich do środowiska jest rozkład obumarłych makrofitów. Część metali dość szybko zostaje usuwana z tkanek makrofitów, np. mangan, zawartość innych nie zmienia się istotnie, np. cynku i miedzi, wreszcie zawartość niektórych metali wzrasta w powstającym detrytusie, np. chromu (rys. 2). Wzrost zawartości metali ciężkich w rozdrobnionych tkankach roślin wodnych spowodowany jest z jednej strony silnym związaniem tych pierwiastków z tkankami roślin, a z drugiej przez fakt, że powstający z roślin detrytus stanowi dobre podłoże do adsorpcji metali ciężkich. W ten sposób wzbogaca on osady denne w metale ciężkie.

5. Wpływ metali ciężkich na rozwój i funkcjonowanie makrofitów

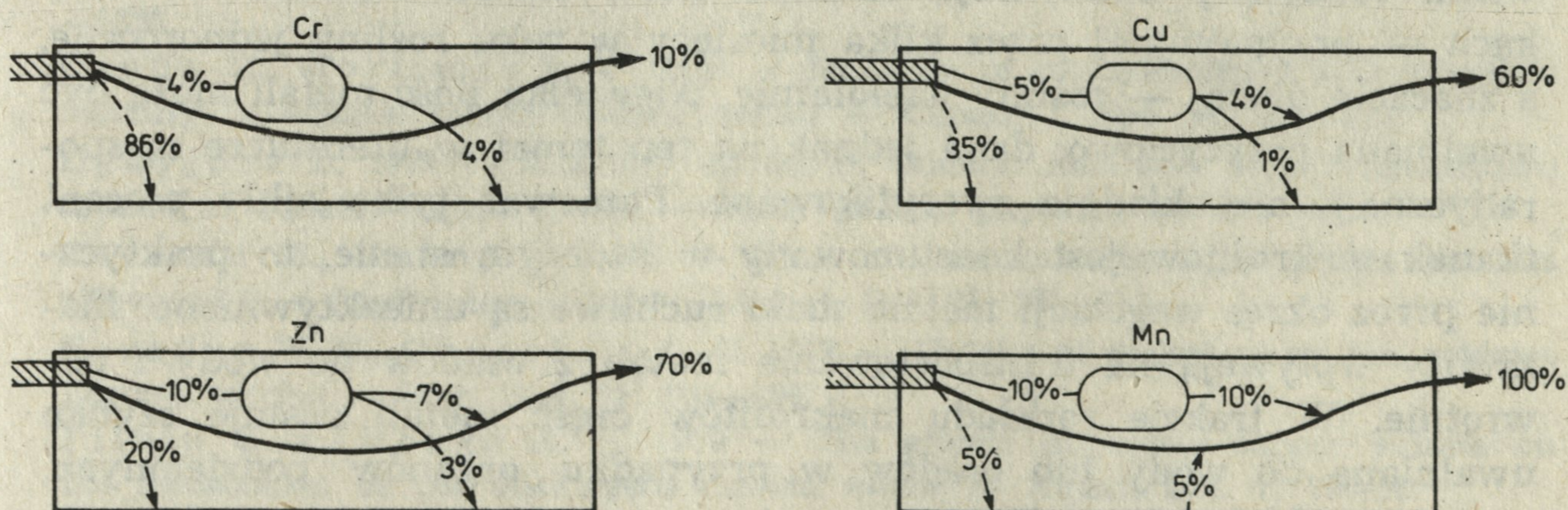
Tkanki makrofitów odznaczają się pewną tolerancją na podwyższone stężenie metali ciężkich. Przy zbyt wysokiej koncentracji metali podlegają one jednak określonym stresom chemicznym, które przede wszystkim osłabiają przebieg fotosyntezy. Podwyższona zawartość miedzi np. u *Lemna minor* L. powoduje ogólne obniżenie metabolizmu roślin w związku z uszkodzeniem membran w chloroplastach, obniżeniem zawartości chlorofilu, dezaktywacją enzymów biorących udział w fotosynte-

zie, co daje efekt obniżonej aktywności fotosyntetycznej i wzrost fotorespiracji (Filbin i Hough 1979). Podobne zmiany stwierdzono u innych gatunków, np. *Najas flexilis* Rost. et Schm. (Hough 1974), *Elodea canadensis* (Rabe i in. 1982). Podwyższona zawartość miedzi hamuje rozwój zarówno glonów, jak i roślin naczyniowych (Hutchinson 1973, Stokes i in. 1973, Hutchinson i Czyrska 1975).

Podobnie niekorzystnie wpływa na funkcjonowanie roślin (*Azolla*, *Salvinia*, *Spirodela*, *Ceratophyllum* i *Myriophyllum*) podwyższona zawartość kadmu, obniżając znacznie fotosyntezę (Ornes i Wildman 1979). Wprawdzie rośliny uruchamiają mechanizmy obronne wydzielając przyzyciowo część pobranego kadmu, ale przy przekroczeniu zbyt wysokich stężeń i ten mechanizm przestaje działać.

6. Wykorzystanie makrofitów w procesie oczyszczania ścieków z metali ciężkich

Zastosowanie makrofitów jako filtrów biologicznych w procesie oczyszczania ścieków jest szeroko dyskutowane w literaturze (Seidel 1966, Culley i Epps 1973, Wolverton i McDonald 1976, Ozimek i Klekot 1979 i in.). Stwierdzono, że mogą one odgrywać dużą rolę w redukcji zawartości pierwiastków biofilnych. Czy makrofity mogą się również okazać przydatne w oczyszczaniu wód z metali ciężkich? Przedstawiony powyżej przegląd literatury wskazuje, że mają one zdolność do akumulowania znacznej ilości różnych metali, których stężenie w



Metale ciężkie, Heavy metals

▨ dopływające z wodą pościekową, inflowing with post sewage water

○ związane z roślinami, connected with plants

— wypływające do następnego stawu, outflowing next pond

--- odkładane do osadów, fall out to sediments

Rys. 3. Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w stawach zasilanych wodą pościekową w Pruszkowie koło Warszawy (wg Ozimek 1983, 1985)

The role of macrophytes in cycling of heavy metals in ponds supplied with post-sewage water in Pruszków near Warsaw (acc. to Ozimek 1983, 1985)

tkankach osiąga wartości nawet ponad milionkrotnie wyższe w porównaniu do otaczającego środowiska. Przykład ilości możliwych do zatrzymania przez rośliny, a tym samym ilości, które można by odebrać ze środowiska usuwając w szczycie sezonu rośliny oraz losu metali ciężkich związanych z roślinami, jeśli rośliny te zostają w środowisku, przedstawiono na przykładzie stawów zasilanych wodą pościekową (ścieki po mechanicznym i biologicznym oczyszczeniu) (rys. 3). Wynika z niego, że ilość zatrzymana przez rośliny mimo ich wysokiej biomasy w tych stawach nie przekracza 10%.

Ograniczeniem zastosowania roślin jest fakt, że wysokie stężenie metali ciężkich powoduje uszkodzenie tkanek i zaburzenie procesów fizjologicznych. Ponadto zbyt wysokie stężenie metali ciężkich znacznie ogranicza dalsze wykorzystanie roślin (niemożność zastosowania jako paszy dla zwierząt czy nawet jako nawozów). Takie skażone rośliny mogłyby być użyte jedynie w procesach przemysłowych; np. do produkcji gazu biologicznego i metanu. Jak wykazali Wolverton i in. (1975), *Eichhornia crassipes* Solms skażona niklem i kadmem jest wydajniejsza przy produkcji gazu biologicznego niż nie skażone rośliny.

7. Uwagi końcowe

Zebrane dane wskazują na istotną rolę makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych, szczególnie zdominowanych przez makrofity, np. w jeziorach o dobrze wykształconym litoralu czy w stawach. Makrofity zatrzymują znaczne ilości metali ciężkich w tkankach — przynajmniej przez kilka miesięcy w roku rośliny jednoroczne, a znacznie dłużej — rośliny wieloletnie. Niewielka ilość metali może być uwalniana przyżyciowo, dane jednak na ten temat w literaturze są sporadyczne i niedokładnie zweryfikowane. Ponieważ tylko nikły procent tkanek makrofitów jest konsumowany w świeżym stanie, to praktycznie przez okres wegetacji metale mało ruchliwe są unieaktywnione. Makrofity wpływają na transportowanie metali z osadów do wody i odwrotnie. W trakcie rozkładu makrofitów część metali zostaje szybko uwalniana do wody lub osadów w przypadku organów podziemnych, znaczna jednak ich część zostaje zatrzymana w powstającym detrytusie. Ponieważ w litoralu dominującym łańcuchem troficznym jest łańcuch detrytusożerców, stwarza to duże zagrożenie włączenia metali ciężkich w dalsze poziomy troficzne.

Piśmiennictwo

Adams F. S., Cole H., Massie L. B. 1973 — Element constitution of selected vascular plants from Pennsylvania: submerged and floating leaved species and rooted emergent species — Environ. Pollut. 5: 117—147.

- Aulio K. 1980 — Accumulation of copper in fluvial sediments and yellow water lilies (*Nuphar lutea*) at varying distances from a metal processing plant — Bull. environ. contam. toxicol. 25: 713—717.
- Aulio K., Salin M. 1982 — Enrichment of copper, zinc, manganese and iron in five species of pondweeds (*Potamogeton* spp.) — Bull. environ. contam. toxicol. 29: 320—325.
- Baudo R., Galanti G., Guilizzoni P., Varini P. G. 1981 — Relationships between heavy metals and aquatic organisms in Lake Mezzola hydrographic system (Northern Italy). 4. Metal concentrations in six submersed aquatic macrophytes — Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 39: 203—225.
- Boyd C. E. 1970 — Chemical analyses of some vascular aquatic plants — Arch. Hydrobiol. 67: 78—85.
- Boyd C. E., Walley W. W. 1972 — Production and chemical composition of *Saurus cernuus* L. at sites of different fertility — Ecology, 53: 927—932.
- Brinkhuis B. H., Penello W. F., Churchill A. C. 1980 — Cadmium and manganese flux in eelgrass *Zostera marina* II. Metal uptake by leaf and root-rhizome tissues — Mar. Bio. 58: 187—196.
- Brix H., Lyngby J. E. 1984 — A survey of the metallic composition of *Zostera marina* in the Limfjord, Denmark — Arch. Hydrobiol. 99: 347—359.
- Broyer T. C., Johnson C. N., Paul R. E. 1972 — Some aspects of lead in plant nutrition — Plant Soil, 36: 301—313.
- Bussler W. 1970 — Bei Nährstoffüberschuss an höheren Pflanzen auftretende Symptome — Z. Pfl. Ernähr. Bodenkunde, 125: 97—110.
- Cowgill U. M. 1974 — The hydrogeochemistry of Linsley Pond, North Branford, Connecticut. Part 2. The chemical composition of the aquatic macrophytes — Arch. Hydrobiol. Suppl. 45: 1—11.
- Culley D. D., Epps E. A. 1973 — Use of duckweed for waste treatment and animal feed — J. Water Pollut. Control Fed. 45: 337—347.
- Cushing C. E., Thomas J. M. 1980 — Cu and Zn kinetics in *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton richardsonii* Rydb. — Ecology, 61: 1321—1326.
- Czuba M., Mortimer D. C. 1980 — Stability of methylmercury and inorganic mercury in aquatic plants (*Elodea densa*) — Canad. J. Bot. 58: 316—320.
- Dykyjová D. 1979 — Selective uptake of mineral ions and their concentration factors in aquatic higher plants — Folia geobot. phytotax 14: 267—325.
- Everard M., Denny P. 1985 — Flux of lead in submerged plants and its relevance to a freshwater system — Aquat. Bot. 21: 181—193.
- Faraday W. E., Churchill A. C. 1979 — Uptake of cadmium by the eelgrass *Zostera marina* — Mar. Biol. 53: 293—298.
- Filbin G. J., Hough R. A. 1979 — The effects of excess copper sulfate on the metabolism of the duckweeds *Lemna minor* — Aquat. Bot. 7: 79—86.
- Förstner U., Wittmann G. T. 1981 — Metal pollution in the aquatic environment — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, ss. 486.
- Haslam S. M. 1978 — River plants — Cambridge University Press, London, ss. 226.
- Heydt G. 1977 — Schwermetallgehalte von Wasser, Wasserpflanzen, Chironomidae und Mollusca der Elsenz — Dipl. Arbeit. Univ. Heidelberg, ss. 143.
- Hough R. A. 1974 — Photorespiration and productivity in submerged aquatic vascular plants — Limnol. Oceanogr. 19: 912—927.
- Hutchinson T. C. 1973 — Comparative studies of the toxicity of heavy metals to phytoplankton and their synergistic interactions — Water Pollut. Res. Can. 8: 178—187.

- Hutchinson G. E. 1975 — A treatise on limnology. Vol. 3 — Wiley, New York, ss. 660.
- Hutchinson T. C., Czyrska H. 1975 — Heavy metal toxicity and synergism to floating aquatic weeds — Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 2102—2111.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1979 — Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym — Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, ss. 230.
- Koeppe D. E., Miller R. J. 1970 — Lead effect on corn mitochondrial respiration — Science, 167: 1376—1377.
- Kolman A. L., Wali M. K. 1976 — Interseasonal variations in environmental and productivity relations of *Potamogeton pectinatus* communities — Arch. Hydrobiol. Suppl. 50: 439—472.
- Kovács M. 1976 — Die Bedeutung der Balation-Uferzone für den Umweltschutz am See — Acta Bot. Acad. Sci. Hungar. 22: 85—105.
- Kufel I., Kufel L. 1985 — Heavy metals and mineral nutrient budget in *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* — Symp. biol. hungar. 29: 61—66.
- Lagerwerff J. V. 1974 — Current research in heavy metals in soil, sediment and water — Proc. 2nd Annales Conference of Trace Contamination, 16—47.
- Larsen V. J., Schierup H. H. 1981 — Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and non-polluted lake. II. Seasonal changes in heavy metal content of aboveground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. — Aquat. Bot. 11: 211—230.
- Lyngby J. E., Brix H., Schierup H. H. 1982 — Absorption and translocation of zinc in eelgrass (*Zostera marina* L.) — J. Exp. Bar. Biol. Ecol. 58: 259—270.
- Malone C., Koeppe D. E., Miller R. J. 1974 — Localization of lead accumulated by corn plants — Plant Physiol. 53: 388—394.
- Mayes R. A., McIntosh A. W., Anderson V. L. 1977 — Uptake of cadmium and lead by rooted aquatic macrophyte (*Elodea canadensis*) — Ecology, 58: 1176—1180.
- McIntosh A. W., Shephard B. K., Mayes R. A., Atchison G. J., Nelson D. W. 1978 — Some aspects of sediments distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake — J. environ. Qual. 7: 301—305.
- Mortimer D. C. 1977 — Distribution of heavy metals in emergent macrophytes (W: Distribution and transport of pollutants in flowing water ecosystems) — University of Ottawa, Ottawa, 14—20.
- Ornes W. H., Wildman R. B. 1979 — Effects of cadmium on aquatic vascular plants (W: Trace substances in environmental health. Red. D. D. Hemphill) — University of Missouri, Columbia, 304—312.
- Ozimek T. 1983 — The role of duckweeds in cycling of heavy metals in ponds supplied with post-sewage water — Proceedings International Symposium on Aquatic Macrophytes, Catholic University, Nijmegen, 172—176.
- Ozimek T. 1985 — Heavy metal content in macrophytes from ponds supplied with post-sewage water — Symp. biol. hungar. 29: 41—50.
- Ozimek T., Klekot L. 1979 — *Glyceria maxima* (Hrtm) Holmb. in ponds supplied with post-sewage water — Aquat. Bot. 7: 231—239.
- Petkova L. M., Lubjanov I. P. 1969 — Koncentracija deiakich mikroelementov u makrofitov vodoim stepovi zony Ukrainy — Ukr. bot. Ž. 26: 90—96.
- Rabe R., Schuster H., Kohler A. 1982 — Effects of copper chelate on photosynthesis and some enzyme activities of *Elodea canadensis* — Aquat. Bot. 14: 167—175.
- Riemer D. N., Toth S. J. 1968 — A survey of the chemical composition of aquatic plants in New Jersey — N. Jers. Agric. Exp. Stat. Bull. 820: 14—14.

- Riemer D. N., Toth S. J. 1969 — A survey of the chemical composition of *Potamogeton* and *Myriophyllum* in New Jersey — *Weed Sci.* 17: 219—223.
- Say P. J., Whitton B. A. 1983 — Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1. *Fontinalis antipyretica* Hedw. — *Hydrobiologia*, 100: 245—260.
- Schierup H. H., Larsen V. J. 1981 — Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in littoral zone of a polluted and non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals — *Aquat. Bot.* 11: 197—210.
- Sculthorpe C. D. 1967 — The biology of aquatic vascular plants — Edward Arnold, London, ss. 610.
- Seidel K. 1966 — Biologischer Seenschutz (W: Pflanzen als Wasserfilter) — Foederation Europaischer Gewässerschutz Symposium, 76: 357—369.
- Skaar H., Ophus E., Gullvag B. M. 1973 — Lead accumulation within nucleus of moss leaf cells — *Nature*, 241: 215—216.
- Stokes P. M., Hutchinson T. C., Krauter K. 1973 — Heavy metals tolerance in algae isolated from contaminated lakes near Sudbury, Ontario — *Can. J. Bot.* 51: 2155—2168.
- Sutcliffe J. E. 1962 — Mineral salts absorption in plants — Pergamon Press, New York, ss. 425.
- Taylor G. J., Crowder A. A. 1983 — Uptake and accumulation of heavy metals by *Typha latifolia* in wetlands of the Sudbury, Ontario region — *Can. J. Bot.* 61: 63—73.
- Tiffin L. O. 1972 — Translocation of micronutrients in plants (W: Micronutrients in agriculture. Red. J. J. Morvedt, P. M. Giordano, W. L. Lindsay) — Soil Science Society of America, Madison, 199—229.
- Verfaillie G. R. M. 1974 — Kinetics of chromium absorption by intact rice plants — *Comparative Studies of Food and Environment Contamination*, IAEA, Vienna, 315—331.
- Waisel Y., Agami M., Shapira Z. 1982 — Uptake and transport of ^{86}Rb , ^{32}P , ^{36}Cl , ^{22}Na by four submerged hydrophytes — *Aquat. Bot.* 13: 179—186.
- Wehr J. D., Whitton B. A. 1983 — Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2. *Rhynchostegium riparoides* — *Hydrobiologia*, 100: 261—284.
- Welsh R. P. H., Denny P. 1979 — The translocation of lead and copper in two submerged aquatic angiosperm species — *J. exp. Bot.* 30: 339—345.
- Welsh R. P. H., Denny P. 1980 — The uptake of lead and copper by submerged aquatic macrophytes in two English lakes — *J. Ecol.* 68: 443—455.
- Wolverton B. C., McDonald R. C. 1976 — Water hyacinths (*Eichhornia crassipes*) for removing chemical and photographic pollutants from laboratory wastewaters — NASA Tech. Memo., TM-X-72731, St. Louis, 1—10.
- Wolverton B. C., McDonald R. C., Gordon J. 1975 — Bio-conversion of water hyacinths into methane gas: Part 1 — NASA Tech. Memo., TM-X-72725, St. Louis, 1—12.
- Zimdahl R. L. 1975 — Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources — 68th Annals Meeting Air Pollution Control Association, Boston University, Boston, 2—15.
- Zimdahl R. L., Arvik J. H. 1973 — Lead in soils and plants: A literature review — *Crit. Rev. Environ. Control*, 3: 213—224.

Summary

The subject of the paper is the determination of the role of macrophytes in cycling of heavy metals and the possibilities of using them to remove these metals from water. Macrophytes absorb and retain considerable amounts of heavy

metals in their tissues (Table 1). Contents of heavy metals in macrophytes may be even million times higher than their content in the environment. The range of heavy metals concentration in macrophytes is broad (even within one species). It depends on a number of environmental factors (concentrations of metals in water and sediments, from of a given metal, interaction among metals, pH, temperature), and on the biology and ecology of particular species (degree of development, ecological type, phenological phase). Bryophytes absorb and accumulate much greater amounts of heavy metals than seed plants. The majority of heavy metals are not distributed evenly in particular plant organs and their contents are the greatest in the organ absorbing a given metal. Seasonal variability of concentrations of heavy metals in macrophytes depends on life cycle of a plant, physiological demand and the character of element (its mobility and durability of combinations in tissues) characterized by three curves (Fig. 1). Heavy metals return from macrophytes to the habitat mainly during decomposition (Fig. 2) of macrophyte tissues when they are excreted or when chemically bound with particles of plant detritus. Aquatic plants excrete small amounts of metals.

An excess of heavy metals damages macrophytes, mainly by disturbing the photosynthesis.

When analysing the possibility of using macrophytes for removing heavy metals from waters (Fig. 3) several limitations have been pointed out. One of them being that too high concentration of heavy metals in plant tissues affects negatively the photosynthesis and thus the amount of biomass produced (the higher the plant biomass the more metals can be removed from the habitat) and also that a too high contamination of macrophytes with heavy metals limits their further utilization.

(wpłynęło: 22 VI 1987 r.)