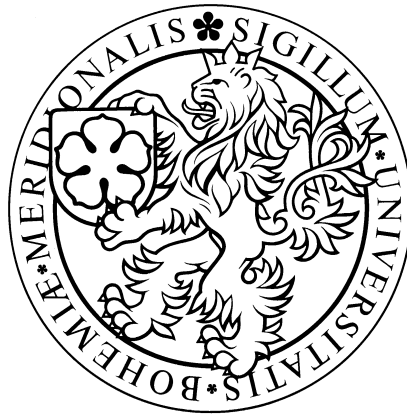


Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta



Studijní obor: Agroekologie
Katedra chemie

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Využití bioakumulačních schopností vodních mechů
k monitorování vybraných rizikových prvků v povrchových
vodách

Vedoucí bakalářské práce:
Ing. Jaroslav Švehla, CSc.
Konzultant bakalářské práce:
Mgr. Jan Kučera, Ph.D.

Autor: Ivana Beděrková

České Budějovice 2007

Anotace:

Cílem bakalářské práce bylo sestavení důkladné literární rešerše na téma využití bioakumulačních schopností rostlin, zvláště vodních mechů, pro biomonitoring výskytu těžkých kovů a některých dalších rizikových prvků v povrchových vodách. Vodní mechy jsou dobře použitelné k biomonitoringu, některé cévnaté rostliny se úspěšně uplatňují při dekontaminaci odpadních vod.

The aim of the bachelor work was a complete literary compilation of the theme of using bioaccumulation efficiency of plants, especially water mosses, for a biomonitoring of the occurrence of heavy metals and some other risk elements in surface waters. Water mosses are useful for biomonitoring, some vascular plants gain ground in decontamination of waste waters.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a s použitím uvedené literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

Ivana Beděrková

V Českých Budějovicích 16. dubna 2007

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu bakalářské práce Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. za vedení a odbornou pomoc poskytnutou při zpracování této práce.

Dále bych chtěla poděkovat konzultantu Mgr. Janu Kučerovi, CSc. za poskytnuté rady a odbornou pomoc a Ing. Zuzaně Balounové, Ph.D. a Mgr. Lukáši Šmahelovi za odbornou pomoc s botanickým názvoslovím.

V neposlední řadě děkuji svým rodičům za podporu, trpělivost a umožnění studia na vysoké škole.

Tato práce byla součástí výzkumného záměru ZF JCU: **MSM 6007665806** - „*Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním.*“ A též **MSM 122200003** – „*Interakce chemických složek v ekosystému povrchových vod.*“

Obsah:

1. Úvod	7
2. Biomonitoring těžkých kovů	8
2.1. Hyperakumulace vodními rostlinami.....	8
2.2. Těžké kovy v přírodních nekontaminovaných sladkovodních systémech...	9
2.3. Těžké kovy ve vodních cévnatých rostlinách.....	9
2.4. Prostředkové a fyziologické faktory způsobující toxicitu prvků a jejich příjem vyššími cévnatými rostlinami.....	10
2.5. Praktické aplikace vyšších cévnatých rostlin pro sledování čistoty vody a dekontaminaci.....	11
2.5.1. Monitoring čistoty vody.....	11
2.5.1.1. Růžkatec ponořený (<i>Ceratophyllum demersum</i>), douška hustolistá (<i>Egeria densa</i>) a spirálovka větší (<i>Lagarosiphon major</i>).....	12
2.5.1.2. Potočnice lékařská (<i>Nasturtium officinale</i>).....	15
2.5.1.3. Další plovoucí vodní cévnaté rostliny.....	16
2.5.2. Vodní mechy.....	16
2.5.2.1. Metodiky sběru a kultivace vodních mechů.....	18
2.5.2.2. Vliv vnějších podmínek na schopnosti vodních mechů akumulovat kadmium, zinek a další těžké kovy.....	22
2.5.2.3. Vodní mechy používané k biomonitoringu radioaktivních prvků.....	24
2.6. Suchozemské mechy-bioindikátory atmosférického spadu.....	25
2.6.1. Suchozemské mechy zaznamenávají atmosférický spad prvků.....	25
2.6.2. Suchozemské mechy jako bioindikátory.....	25
2.6.3. Speciální biomonitorovací studie.....	27
2.6.4. Časově a prostorově ucelený dlouhodobý biomonitoring prvků prostřednictvím mechů.....	27
2.6.4.1. Srovnání koncentrací prvků v <i>Polytrichum formosum</i> na rozdílně znečištěných místech.....	31
2.6.4.2. Dlouhodobé chování <i>Polytrichum formosum</i>	31
3. Rhizofiltrace a dekontaminace	40
3.1. Čištění vody akumulujícími rostlinami.....	40
3.1.1. Dekontaminace znečištěných vod.....	40
3.1.2. Vodní hyacint (<i>Eichhornia crassipes</i>).....	41
3.2. Rhizofiltrace	43
3.2.1. <i>Brassica juncea</i> (Indická hořčice).....	44
3.2.2. <i>Helianthus annuus</i> (slunečnice roční).....	47
3.2.3. Praktické návrhy pro rhizofiltraci užitím velkých bylin.....	48
3.2.4. Rhizofiltrace velkými stromy.....	48
3.2.5. Užití rhizofiltrace k ozdravení a čištění kontaminovaných odpadních vod.....	50
3.2.6. Konečné zhodnocení rhizofiltrace.....	50
4. Závěr	53
5. Seznam použité literatury	54

1. Úvod

Stálým problémem životního prostředí je kontaminace různým organickým nebo anorganickým znečištěním. S tím jde ruku v ruce potřeba toto znečištění nějakým způsobem sledovat a vyhodnocovat a poté stanovit nejlepší způsob nápravy. Pro monitoring se v dnešní době používá mnoho metod a analýz. Jednou z nevhodnějších se jeví použití živých rostlin.

Mechorosty – stejně jako houby a lišejníky – patří mezi organismy se značnou schopností bioakumulace zejména kovů, a proto se používají jako bioindikátory poměrně často. Akumulace kovů je poměrně rychlá a i vysoké koncentrace kovů ve tkáních nezpůsobují zjevné poškození.

Cílem bakalářské práce bylo sestavit literární rešerši, která mapuje vhodné bioindikátory znečištění povrchových vod těžkými kovy se zaměřením zvláště na vodní mechy. Tato metoda je v České republice relativně nová a perspektivní a proto si zaslouží pozornost.

2. Biomonitoring těžkých kovů

2.1. Hyperakumulace vodními rostlinami

Vodní cévnaté rostliny s makroskopickými řasami jsou komplexně nazývány makrofyta. Jejich schopnost koncentrovat prvky z vodního prostředí byla poprvé shrnuta Hutchinsonem (1975), který zjistil, že hladina potenciálně toxických prvků jako kadmium, olovo a rtuť byla v rostlinách nejméně o řád vyšší než v médiu, ve kterém rostly.

Vycházejíce z Hutchinsonova (1975) souhrnu, Outridge a Noller (1991) formulovali následující standardy:

- koncentraci vybraných prvků v přírodních sladkovodních systémech
- hladiny prvků v makrofytech rostoucích v nekontaminovaných systémech
- medián a maximální koncentrace prvků v makrofytech rostoucích v kontaminovaných vodách
- metabolismus a poměr příjmu k vylučování
- faktory prostředí, které určují příjem prvků těmito rostlinami
- důležitost těchto rostlin v oblasti biogeochemie nebo při vstupu stopových prvků do potravních řetězců
- prvky, které jsou nejvíce toxické pro sladkovodní cévnaté rostliny a porovnání jejich toxicity pro řasy
- význam příjmu stopového prvku pro čištění odpadních vod a biomonitoring znečištění.

V praktických podmínkách budí poslední téma možná největší zájem ze strany vědců zabývajících se teorií a užitím biočištění vodních systémů.

Těžké kovy je výraz často užívaný k popsání některých stopových prvků. Je to zavádějící termín, který může zahrnovat i poněkud „lehké“ prvky jako měď. Byl navržen Nieboorem a Richardsonem (1980), těžké kovy jsou často spojovány s toxicitou vůči biotům, přestože některé, jako např. mangan a uran nejsou nijak zvlášť toxické pro některé rostliny.

Mezi druhy rostlin uvažovaných pro biomonitoring patří:

- kořenící vynořené rostliny, které koření v sedimentech na dně
- rostliny splývající na hladině jako vodní hyacint a okřehek, které nekoření v sedimentu na dně
- kořenící ponořené rostliny s listy a květy pod vodou
- volně plovoucí ponořené rostliny (submerzní)
- kořenící rostliny s plovoucími listy jako leknín
- rostliny s volně se vznášejícími listy ve vodním sloupci

2.2. Těžké kovy v přírodních nekontaminovaných sladkovodních systémech

Prvkové složení nekontaminovaných sladkých vod určil Turekian (1969) a je zobrazeno ve druhém sloupci tabulky č.1. Hodnoty jsou samozřejmě poněkud nepřesné, částečně kvůli analytické chybě zahrnuté v odhadech v rozmezí ng/g a částečně kvůli problému se zobecněním k veškeré hydrosféře z relativně malého počtu řek. Je vidět z tabulky č.1, že v přírodních nekontaminovaných sladkých vodách je výskyt prvků extrémně nízký a ve většině případů v rozmezí ng/ml ($\mu\text{g/l}$) (= ppb).

Tab.1: Koncentrace prvků (v $\mu\text{g/ml}$ pro vody a $\mu\text{g/g}$ suché váhy pro sladkovodní cévnaté rostliny-FVP)

Element	A	B	C	D	E	C/A
Ag	0.003	0.06	0.15	0.12	67	500
As	0.002	0.20	2.7	1.4	1200	1350
Cd	0.0002	0.64	1.0	1.4	90	5000
Co	0.0002	0.48	0.32	0.37	350	1600
Cr	0.001	0.23	4.0	2.8	65	4000
Cu	0.007	14	7.9	42	190	1128
Hg	0.0001	0.015	0.50	0.58	1000	5000
Mn	0.007	630	370	430	8370	52,857
Mo	0.001	0.90	12	-	-	12,000
Ni	0.0003	2.7	4.2	6.1	290	14,000
Pb	0.003	2.7	6.1	27	1200	2033
Se	0.0002	0.2	1.0	0.30	21	5000
U	0.00004	0.04	0.50	0.05	1.1	12,500
V	0.0009	1,6	3.6	-	-	4000
Zn	0.02	100	52	47	7030	2600

A - uncontaminated river waters (Turekian, 1969), B - terrestrial plants (Bowen, 1966), C - median values for uncontaminated FVPs, D - median values for contaminated FVPs, E - maximum value for contaminated FVPs, C/A - accumulation factor for FVPs growing in uncontaminated waters. After: Outridge and Noller (1991).

2.3. Těžké kovy ve vodních cévnatých rostlinách

Outridge a Noller (1991) sestavili následující přehled použitím dat v tabulce č.1.

-mangan byl nejsilněji absorbovaným prvkem následovaný v sestupném pořadí zinkem, molybdenem, mědí a olovem

-vodní cévnaté rostliny obsahovaly vyšší koncentrace stříbra, arsenu, kadmia, chromu, rtuťi, niklu, olova, selenu a uranu než suchozemské rostliny, zatímco obsah kobaltu, mědi, manganu a vanadu byl stejný u obou skupin

-koncentrace arsenu, kadmia, kobaltu, chromu a uranu byly všeobecně vyšší v ponořených rostlinách než v ostatních vyšších cévnatých rostlinách

-kořeny obvykle obsahovaly vyšší koncentrace těžkých kovů než nadzemní části rostlin

-maximální výskyt prvků ve vyšších cévnatých rostlinách byl obvykle o jeden až dva řády vyšší než přirozeně se vyskytující hodnoty, ačkoli medián koncentrace nebyl většinou velmi rozdílný.

Může se zdát, že všeobecně vyšší hodnoty prvkových koncentrací v kořenech ukazují, že tyto těžké kovy jsou absorbovány více ze sedimentů spíše než z vody. Sedimenty jsou ve většině případů vzniklé usazováním částeczek z vod a musí zde proto být nějaký stupeň stálé úměry mezi těmito dvěma fázemi (Outridge a Noller, 1991).

2.4 Prostředové a fyziologické faktory způsobující toxicitu prvků a jejich příjem vyššími cévnatými rostlinami

Outridge a Noller (1991) poukázali, že příjem těžkých kovů a jejich zadržování makrofyty je řízen čtyřmi hlavními faktory:

- geochemií sedimentu
- fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody
- fyziologií rostliny
- genotypovými rozdíly

První dva určují formu kovu v sedimentu a vodách, zatímco poslední dva řídí schopnost rostlin akumulovat pro rostlinu přijatelné formy kovů.

Otázka druhu je velmi důležitá v rozhodování, jaký objem daných prvků makrofyta přijmou nebo bude pro ně toxický. Je méně pochopitelné, že jakýkoli prvek může mít celé rozmezí různých biologických dostupností kvůli fyziologickým rozdílům s respektem k cestám a mechanismům příjmu (Leppard, 1983).

Biologická dostupnost prvku pro základní druhy vyšších cévnatých rostlin je složitější a proto hůře pochopitelná než v případě jiných vodních biot jako např. ryby. Vyšší cévnaté rostliny obvykle akumulují těžké kovy absorpcí následované pasivním nebo aktivním transportem přes membrány (Forstner a Wittman, 1981; Smies, 1983).

Outridge a Noller (1991) ukázali, že chemicko-fyzikální faktory, které zvyšují rozpustnost kovů (jako např. okyselování jezer) také pravděpodobně zvyšují koncentrace kovů ve vyšších cévnatých rostlinách kvůli lepší rozpustnosti kovů v sedimentech.

Kationty kovů s komplexně vázanou vodou a rozpustné komplexy kovů jsou pro rostlinu nejvíce dostupné, zatímco redukované

kovy v sedimentech jsou téměř kompletně nepoužitelné pro rostliny kvůli malé rozpustnosti až nerozpustnosti většiny sulfidů kovů.

Hladiny kovů ve většině makrofyt vykazují typický sezónní průběh s jarním maximem následovaného stálým poklesem v průběhu léta. Toto bývá přičítáno fyziologickým změnám určeným prostředím zahrnujících translokaci mezi nadzemními a podzemními částmi rostliny. Povlak obsahující železo na kořeni hraje důležitou roli ve využitelnosti a příjmu kovů z redukovaných sedimentů.

Makrofyta jsou důležitá v cyklu sedimentárních stopových prvků - začíná příjmem kořeny, pokračuje sekrecí do vody a absorpcí kovů detritem, který se může dostat do sedimentů. Pokusy s toxicitou prvků ukázaly, že stříbro, arsen, chrom, měď, rtuť a nikl jsou pro makrofyta asi 10x toxičtější než zinek a olovo. Měď je jeden z nejtoxičtějších z uvedených prvků a její účinek je viditelný v koncentracích 0,05-0,15 μ g/ml. Ve srovnání s fytoplanktonem, makrofyta jsou 10-100x méně citlivá k většině prvků (kromě mědi), ke které jsou citlivá stejně.

2.5. Praktické aplikace vyšších cévnatých rostlin pro sledování čistoty vody

2.5.1. Monitoring čistoty vody

Sladkovodní cévnaté rostliny mohou být užity pro biomonitoring kontaminovaných vod a mají několik přirozených výhod nad řasami:

- delší životní cykly
- vyšší stupeň tolerance k většině prvků včetně těžkých kovů většinou odpovědných za znečištění
- jejich biomasa je mnohem větší než v případě řas, takže pro chemické analýzy je dosažitelný větší vzorek.

Phillips (1977) navrhl následující nutné požadavky pro vodní cévnaté rostliny, aby mohly být vhodným bioindikátorem:

- měly by být jednoduše pěstovatelné nebo široce rozšířené v oblasti
- měly by koncentrovat prvky nad práh limitů detekce analytických metod, které jsou používány
- musí zde být statisticky významný vztah mezi nadbytkem daného prvku v rostlině a jeho koncentrací v okolní vodě.

Několik vodních cévnatých rostlin bylo navrženo jako vhodné pro biomonitoring stopových prvků ve vodách. Tyto jsou shrnuty v tabulce č.2.

Druhy v tabulce č.2 byly Nollerem a Outridgem (1991) roztříděny na základě jejich velmi vysoké schopnosti akumulace stopových prvků z okolní vody. Daleko důležitější je, že je tu staticky významný vztah mezi abundancí prvku ve vodě a v rostlině.

Obvykle není dobrá korelace mezi výskytem prvků v sedimentech a v kořenicích vodních rostlinách. Ve skutečnosti Campbell a kolektiv (1985) našli méně než 30 význačných vztahů ve 100 případech, které prozkoumali.

Pro účely sledování jakosti vod se zdá logické, že volně plovoucí rostliny by měly být užívány místo kořenicích druhů, protože čerpají živiny výhradně z vodního sloupce. Sprenger a McIntosh (1989) našli statisticky významný vztah pro volně plovoucí bublinatku červenou (*Utricularia purpurea*).

Tab.2: Sladkovodní cévnaté rostliny navržené pro biomonitoring stopových prvků ve vodách

Species	As	Cd	Co	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Callitriche platycarpa</i>				+					
<i>Ceratophyllum demersum</i>		+						+	
<i>Eichhornia crassipes</i>	+	+			+			+	
<i>Elodea canadensis</i>	+		+	+			+		
<i>E. nuttallii</i>		+	+					+	+
<i>Equisetum arvense</i>				+					+
<i>E. fluviatile</i>								+	+
<i>Myriophyllum exalbescens</i>									+
<i>M. verticillatum</i>	+		+	+		+			
<i>Nuphar lutea</i>				+					
<i>Potamogeton perfoliatus</i>						+			+
<i>P. richardsonii</i>			+	+				+	+

Sources: various, summarised by Outridge and Noller (1991).

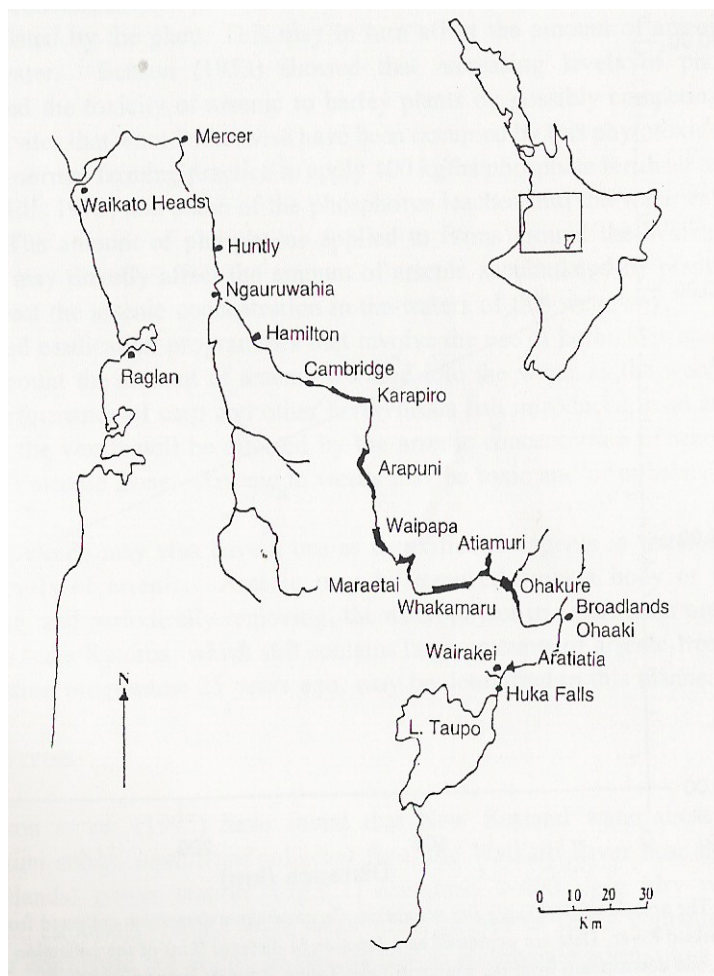
2.5.1.1. Růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*), douška hustolistá (*Egeria densa*) a spirálovka větší (*Lagarosiphon major*)

Tyto rostliny jsou velmi běžné ve vodních tocích mírného pásu a hyperakumulují arsen uvolněný geotermální aktivitou na Novém Zélandu. Neobyčejná akumulace arsenu vodními cévnatými rostlinami na tomto území byla prvně zmíněna Reayem (1972), který našel 650 µg/g (sušiny) v *Ceratophyllum demersum*. Později Liddle (1982) hlásil koncentrace arsenu 265-1121 µg/g (sušiny) pro ty samé druhy nasbírané na tomto území.

Více výzkumů prováděl Robinson a kol. (1995) ve studii o *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* a *Lagarosiphon major* z řeky Waikato (obrázek 1). Průměry a rozmezí (µg/g sušiny) jsou následující: *Ceratophyllum demersum* 378 a 44-1160; *Egeria densa* 488 a 94-1120. *Lagarosiphon major* z Huka Falls na horním toku z geotermálního území obsahoval 11 µg/g arsenu, zatímco stejné druhy z jezera Aratiatia za geotermálním územím měly 300 µg/g tohoto prvku. *Ceratophyllum demersum* se vyskytuje severně od jezera Aratiatia. *Lagarosiphon major* se vyskytuje mezi jezerem Taupo a Broadlands, kde byl nahrazen *Egeria*

densa. Všechny druhy měly koncentrace arsenu nad 1200 µg/g (0,12%) sušiny.

Obr.1: Mapa říčního systému Waikato na Severním ostrově Nového Zélandu

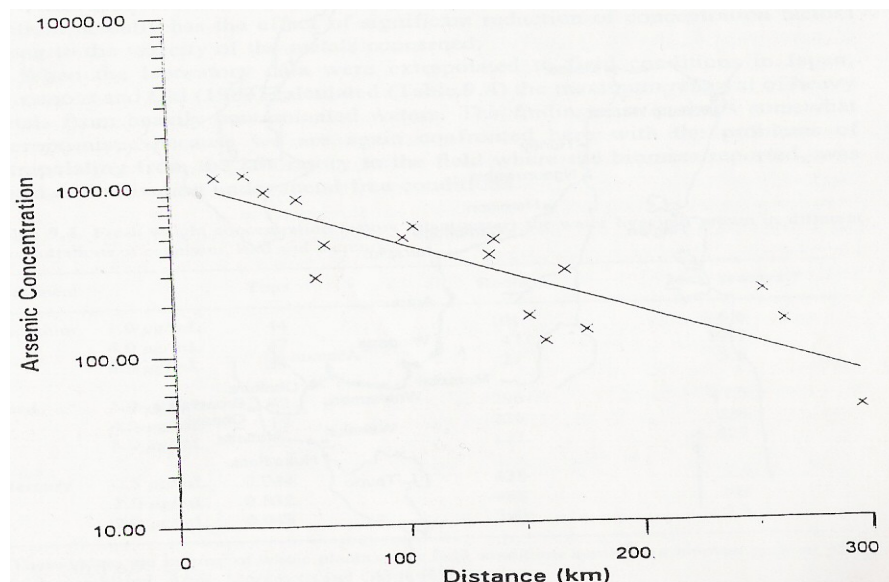


Egeria densa a *Ceratophyllum demersum* měly koncentrace arsenu, které mají vysoce významnou inverzní korelaci ($r = -0,86$ a $r = -0,76$ navzájem) se vzdáleností rostliny od dolního toku (obr.2). Tyto výsledky ukazují, že zmíněná vodní makrofyta aktivně získávají arsen z vody, ve které rostou.

Koncentrace arsenu v *Ceratophyllum demersum* odhalila vysoce významnou pozitivní korelaci ($r = 0,65$) s obsahem arsenu ve vodě, ze které byla rostlina vyňata. Koncentrace arsenu v rostlině byla asi 10.000x vyšší než v okolní vodě. Koncentrace arsenu v *Egeria densa* neodhalila žádnou významnou korelaci ($r = 0,41$) s vodou, ve které rostla. Tyto výsledky naznačují, že *Ceratophyllum demersum* může být také užíváno jako biomonitor hladin arsenu ve vodách.

Vysoké koncentrace arsenu v rostlinách by mohly být výsledkem toho, že je čerpají stejným procesem jako stopové prvky. Arsen má některé chemické vlastnosti shodné s fosforem, který je pro rostliny základní makroživinou. Akumulace arsenu ale nemusí souviset s příjmem fosforu. Tato možnost je podpořena zjištěním, že téměř všechny testované rostliny, které rostou ve vodách s různými hladinami arsenu, akumulují arsen srovnatelnou měrou.

Obr. 2: Obsah arsenu ($\mu\text{g/g}$ suché váhy) v *Ceratophyllum demersum* odebraného z řeky Waikato. Údaje jsou vyjádřeny jako funkce vzdálenosti (km) odběrového místa po proudu od zdroje-jezera Taupo (Robinson, 1994).



Koncentrace fosforu ve vodě může ovlivnit sumu arsenu nakumulovaného rostlinami. To by mohlo způsobovat obrácení příjmu arsen/fosfor vlivem sumy arsenu v říční vodě. Benson (1953) dokázal, že vzrůstající hladiny fosforu snížily toxicitu arsenu k rostlinám ječmene vlivem možnosti jeho vytěsnění ze systému, které jinak bývají obsazeny tímto fytotoxickým prvkem.

Je normální zemědělskou praktikou používat 400 kg/ha fosfátového hnojiva k zúrodnění půd (Hill, 1975) a nějaký fosfor se vyluhovává do řek a vodních ploch na daném území. Množství fosforu užitého farmařením v povodí řeky Waikato může významně ovlivnit sumu arsenu akumulovaného rostlinami, které způsobí změnu koncentrace arsenu ve vodách tohoto vodního systému.

Způsoby odstraňování plevelů, které zahrnují užití herbicidů, potřebují vypočítat sumu arsenu uvolněného do vody tak, jak ho rostliny rozkládají. Do tohoto pokusu byl zapojen kapr a další herbivorní druhy ryb ke kontrole vodních rostlin, které budou působit koncentrací arsenu

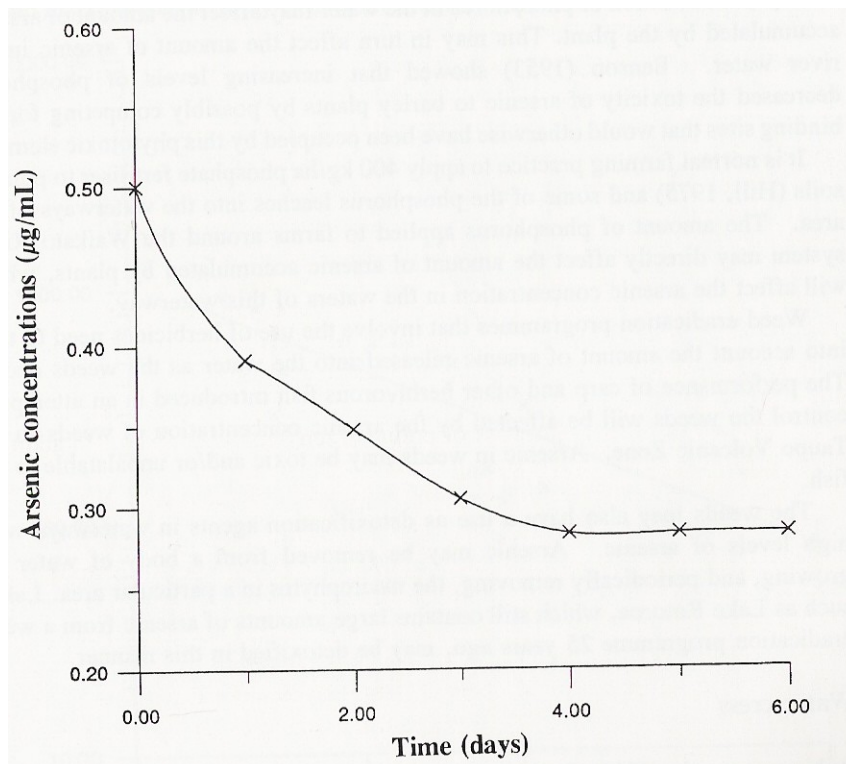
v zóně Taupo Volcanic. Arsen v rostlinách by mohl být toxický nebo nechutný pro ryby.

Vodní rostliny by mohly také mít použití jako detoxikační činitelé ve vodních cestách s vysokými hladinami arsenu. Arsen by mohl být odstraněn z vodního tělesa růstem a periodickým odklizením makrofyt z části areálu. Jezera jako Rotoroa, které stále obsahuje obrovské množství arsenu z odstraňování plevelů, které probíhalo před 35 lety, by mohla být detoxikována tímto způsobem.

2.5.1.2. Potočnice lékařská (*Nasturtium officinale*)

Robinson a kol.(1995) zjistili, že potočnice lékařská (*Nasturtium officinale*) odebraná z řeky Waikato blízko elektrárny Ohaaki (obr.1) (Broadlands) obsahovala více jak 400 $\mu\text{g/g}$ (sušiny) arsenu. Laboratorní pokusy s potočnicí rostoucí v nádržích obsahujících přidaný arsen potvrdily schopnost tohoto druhu akumulovat arsen na úrovni nejméně o řád vyšším než v okolní vodě.

Obr. 3: Laboratorní studie koncentrace arsenu v potočnici lékařské (*Nasturtium officinale*) ve srovnání s okolní vodou (Robinson, 1996).



Obr. 3 ukazuje vztah mezi arsenem v rostlinách a v okolních vodách. Korelace je extrémně dobrá a ukazuje, že potočnice by také měla být využívána pro biomonitoring výskytu arsenu ve vodách. Hladiny arsenu

v rostlinách rostoucích v laboratorních podmínkách byly nicméně kolem pěti řádů nižší než v rostlinách rostoucích v řece Waikato. Bylo to přičítáno množství faktorů zahrnujících pravděpodobnost, že laboratorní rostliny byly obklopeny redukováným arsenem (trojmocným) místo silněji absorbovatelného pětimocného, silně rozšířeného v přírodních podmínkách. Dalším faktorem je, že v přírodě potočnice lékařská koření v sedimentu obsahujícím průměrně kolem 95 $\mu\text{g/g}$ arsenu. Bylo doporučeno nekonzumovat potočnici ve vodách obsahujících více jak 0,05 $\mu\text{g/ml}$ arsenu (hlavně řeka Waikato mezi Wairakei a Atiamuri). Tyto studie jsou důležité zejména pro oblast zdraví.

2.5.1.3. Další plovoucí vodní cévnaté rostliny

Krátká zmínka o užití plovoucích rostlin (*Lemna minor*) a vodním sametu (*Azolla pinnata*). Wahaab a kol. (1995) studovali příjem mědi a trojmocného chromu okřehkem (*Lemna minor*). Shledali, že dopad světla byl hlavním činitelem růstu, rostliny zdvojnásobily velikost každé tři dny v nejpříznivějších podmínkách. Když rostly ve vodě obsahující 0,25 a 1 $\mu\text{g/ml}$ mědi a chromu najednou, rychlosti příjmu byly 80-333 a 250-667 mg/den/m^2 vodní hladiny. Maximální hladiny příjmu byly 1-2 g kovu/kg sušiny.

Podobný sled experimentů byl proveden Jainem a kol.(1989) použitím okřehku a *Azolla pinnata*, ve kterých laboratorní pokusy studovaly příjem železa a mědi z roztoků obsahujících 1, 2, 4 a 8 $\mu\text{g/ml}$ těchto dvou prvků. Rychlost růstu nepatrně klesla s rostoucími koncentracemi jednoho z obou prvků pro oba druhy. Po čtrnácti dnech se bioakumulační koeficient (rostlina/voda) přiblížil 1000 pro oba prvky v obou druzích pro vody obsahující 8 $\mu\text{g/ml}$ prvku.

2.5.2. Vodní mechy

Vodní mechorosty jsou studovány a používány jako biologické indikátory kvality vody již více než 30 let. Výzkumné studie mechanismů bioakumulace kovů ve vodním prostředí se slibně rozvíjí.

Biologický indikátor (bioindikátor) je takový organismus nebo skupina organismů, které jsou s použitím biochemických, fyziologických, cytologických, etologických nebo ekologických parametrů schopné vhodně a spolehlivě charakterizovat stav ekosystémů, a co nejdříve zobrazit jejich přirozené nebo indukované změny (Blandin, 1986).

Vodní mechy jsou důležitou součástí flóry v řekách a jezerech (Vitt a kol., 1986; Carballeira a kol., 1998). Značně přispívají k primární produkci a představují přirozené prostředí pro perifyton a bezobratlé (Englund a kol., 1997; Bowden a kol., 1999), jsou však též výkonnými akumulátory stopových kovů (Glime, 1992; Siebert a kol., 1996; Bruns a

kol., 1997) a radionuklidů (Beaugelin-Seiller a kol., 1995; Ciffroy a kol., 1997). Procesy bioakumulace kovů vodními mechy se zkoumají od roku 1970 (Pickering a Puia, 1969; Brown a Bates, 1990; Crist a kol., 1996; Mouvet a Claveri, 1999; Croisetiere a kol., 2001; Rehe a kol., 2001) a jsou dnes běžně používány ve výzkumech obsahu stopových kovů a radionuklidů v řekách a jezerech (Beaugelin-Seiller a kol., 1994; Engleman a McDiffett, 1996; Hongve a kol., 2002). Mechy jsou také dobré akumulátory organických sloučenin (Mouvet a kol., 1993; Roy a Hanninen, 1993; Engleman a McDiffett, 1996; Delépéz a Pouliquen, 2002). Používají se buďto tzv. autochtonní mechy, tj. mechy přirozeně rostoucí na studovaném místě (Wehr a kol., 1987; Roeck a kol., 1995; Bruns a kol., 1997) nebo mechy přepravené z nekontaminovaného místa a zasazené do místa výzkumu - tzv. transplantované (Johansson, 1995; Carter a Porter, 1997; Ciffroy a kol., 1997; Mersch a Reichard, 1998; Rasmussen a Andersen, 1999).

Transplantované (přenesené z jiného místa) mechy

Rhynchostegium riparioides jsou schopné:

- zjistit prostorové vzorce bioakumulace
- odhalit chronickou kontaminaci olovem a mědí, přerušenu (střídavou) kontaminaci chromem, zinkem a niklem a vyčistit od kadmia mechovými polštáři
- lokalizovat hlavní zdroje emisí

Transplantované mechorosty odhalují náhodné znečištění stopovými prvky ve sladkých vodách na průmyslových územích (Cesa a kol., 2006).

V posledních letech se znečištění těžkými kovy stalo jedním z největších problémů životního prostředí. Antropogenní a přírodní zdroje vedou ke zvýšení vstupu těžkých kovů do biosféry. Kvůli vysoké jedovatosti těchto prvků jsou požadovány citlivé analytické metody k odhalení znečištění a vlivu na organismy pro kontrolování ekosystému (Markert, 1993; Markert a Weckert, 1994). Kvůli vysokým transportním rychlostem a výměnným fenoménům kovů vázaných v sedimentu a změnám imisních koncentrací je odhad znečištění ve vodních systémech jako je např. řeka Labe problematický. Vzorky vody mohou jen odrážet momentální koncentrace. V tomto kontextu užití biomonitoringových metod nabízí možnost určit znečištění těžkými kovy. Díky jejich morfologickým a fyziologickým vlastnostem (Frost, 1990) jsou vodní mechy vhodné rostliny pro monitoring kovů (Burton a Peterson, 1979; Jones a Peterson, 1985; Mouvet, 1985; Tyler, 1990; Goncalves, Soares, Bonaventura, Machado a Esteves da Silva, 1994; Say a Whitton, 1983). Nicméně ve většině spisů byla uvažována jen celková množství těžkých kovů. O příjmu, fyziologické odezvě a tolerančních mechanismech mechů je známo jen málo. Ale v posledních letech se těší stoupajícímu zájmu popis fyziologických odpovědí v monitoringových výzkumech ekosystémů.

Mechy jsou dobrými bioakumulátory radionuklidů, mechanismus bioakumulace je stejný jako v případě kovů, ale procesy akumulace

organických sloučenin zahrnujících pesticidy, polychlorované bifenyly, polycyklické aromatické uhlovodíky, monocyklické uhlovodíky a antibiotika nejsou téměř známy.

2.5.2.1. Metodiky sběru a kultivace vodních mechů

Části mechového gametofytu se oddělí zvláště na fyloidy a kauloidy (Zoe a Söderström, 2001), podzemní a suché gametofytové části (Shaw) a rhizoidní hlízy (Imura a kol., 1992), které každé mohou růst a dát život novému jednotlivému olistěnému gametofytu. Pěstování mechů ze spor je také cesta k jednoduchému získání čisté klonové kultury (Yang a kol., 1968; Rudolf a kol., 1988).

Dlouhodobé pěstování mechů je velmi složité kvůli těžce proveditelné eliminaci přidružených řas a sinic (Shaw, 1986; Basile a Basile, 1988; Sargent, 1988). V přírodních podmínkách jsou vodní makrofyta, do kterých patří i mechy, v ekologických vztazích s četnými organismy: hmyzem, makrobezobratlými, larvami a řasami a sinicemi (Söndergaard a Moss, 1998; Aronsuu a kol., 1999; Vuori a kol., 1999). Při pěstování mechu se přidružují řasy a sinice (cyanobakterie, rozsivky, zelené řasy atd.), které prosperují z živin a světla poskytnutých pěstebními podmínkami, schopné proliferace, přičemž produkují organickou hmotu, která je druhotně postoupena k bakteriální biodegradaci. Pěstební médium zezelená a pěstování vodních mechů se stává na více než několik měsíců nemožným bez eliminace těchto řas a sinic.

Rehe a Nimmo (2001) nedávno navrhli metodu pro pěstování vodního mechu *Hygrohypnum ochraceum* pro další biomonitorovací studie. Voda byla stále doplňována ze zásobníku vzduchovou stříčkou napodobující přirozenou cirkulaci vody. Kapalina musela být měněna každé dva týdny. Tato metoda neeliminovála řasy a sinice a mech musel být oplachován, aby se odstranila přemíra řas znemožňující dlouhodobé pěstování. Pěstování vodních mechů ze spor je téměř neproveditelné od té doby, co jsou mechové sporofyty ve vodním prostředí jen těžko k nalezení (Glime a kol., 1979). Prokaryotické cyanobakterie mohou být eliminovány antibiotiky (Harrass a kol., 1985), ale problém je s eukaryotickými řasami. Protože jsou eukaryotické řasy a vodní mech těsně v kontaktu, oboje mají fotosyntetický metabolismus a jsou eukaryota, je těžké eliminovat řasy bez devastace mechů. V důsledku toho nebylo dříve získávání kultur vodních mechů bez řas úspěšně dokončeno.

Výchozí informace týkající se pěstebních podmínek vhodných pro *Fontinalis antipyretica* jsou: optimální teplota 10-15 stupňů Celsia (Glime, 1992), nízké osvětlení (Glime, 1984) a makronutriční roztok.

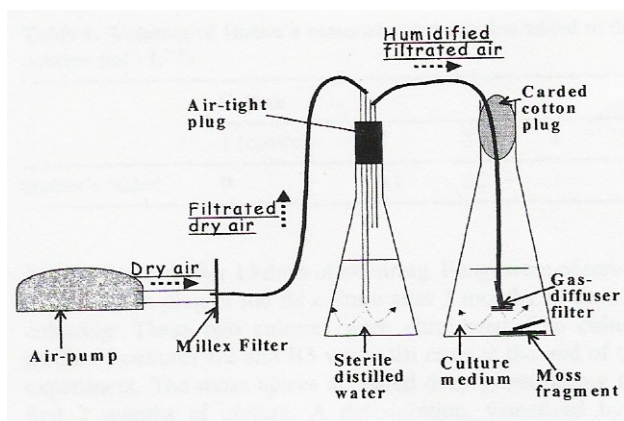
Byla vytvořena metoda eliminace řas a sinic spojených s mechem *Fontinalis antipyretica* založená na chemických/biochemických úpravách kombinovaných s ultrazvukem. Kromě toho byly

determinovány minimální koncentrace oligonutrientů, esenciálních kovů požadovaných tímto druhem mechu, aby byly počáteční koncentrace kovů v pěstovaném mechu tak nízké, jak je to možné.

Postup je založen na odebrání mechu v potoce, přepravení do laboratoře s provedením okamžité úpravy: izolování apikálních konců a jejich vymytí pod stereomikroskopem a poté podrobení čištění ultrazvukem kombinovanému s jodidovou úpravou a antibiotickým (antieukaryotickým) čištěním v celkové době trvání 4 dnů. Tento postup umožňuje eliminovat řasy a sinice rostoucí s mechem spletené v jeden organismus a řeší problém s proliferací těchto řas a sinic do pěstebního média. Mimoto bylo nutné určit minimální koncentrace osmi esenciálních kovů potřebných k přežití mechu. Vypěstovat naprosto identické klony vodního mechu *Fontinalis antipyretica* je dobré z důvodu velmi přesných výsledků (srovnávání) při biomonitoringu těžkých kovů.

Mech roste v pěstební komoře o teplotě 12 stupňů Celsia, cyklu světla / tmy 16:8 a vystaven záření 15-25 mikromol na metr čtvereční za sekundu (fotosynteticky aktivní záření, PHAR) využitím dvojitě neonové tuby (Day-light [Mazda fluor Prestiflux jour 865], 18 W; a GroLux [Sylvania], 18 W). Pěstební médium bylo modifikováno Knopovým médiem (Basile a Basile, 1988) rozděleným do pěti dávek s přidaným hydrogenuhličitanem sodným. Jeho složení bylo následující: dusičnan draselný 25 mg/l; dusičnan vápenatý dihydrát 100mg/l; síran hořečnatý heptahydrát 25 mg/l; dihydrogenfosforečnan draselný 25 mg/l a hydrogenuhličitan sodný 10 mg/l (celkové koncentrace) – bez přidaných kovů. Filtrovaná vlhká aerace s oxidem uhličitým byla zabezpečena pumpou (viz obr.4). Pěstování bylo provedeno v Erlenmeyerových baňkách zavřených zátkami z tvrdé bavlny, která zajišťuje výměnu plynů a zabraňuje kontaminaci z okolního vzduchu.

Obr. 4: Systém pro přívod vzduchu ke klonovým kulturám vodního mechu *Fontinalis antipyretica*. Pumpa rozvádí vzduch, který je nejprve filtrován přes Millex filtr (0,22 μm póry) a poté zvlhčován v Erlenmeyerově baňce naplněné sterilní destilovanou vodou a prochází skrz plynově-difuzní filtr, než je přiveden ke kultuře.



Plné ošetření (čištění ultrazvukem kombinované s iodinovým ošetřením následované antibiotickým a antieukaryotickým ošetřením) bylo úspěšné v eliminování řas a sinic - po více než sedmi měsících pěstování nebyla patrná žádná zelená kontaminace. Kombinace těchto dvou metod byla schopná odstranit zelené bičíkovce, kteří byli rezistentní k antibiotickým a antieukaryotickým ošetřením. Můžeme tak považovat tuto metodu za schopnou očistění kultur *Fontinalis antipyretica* od řas a sinic. Nicméně se nedá vyloučit přítomnost cyst nebo spor řas a sinic odolných k ošetření, které mohou za vhodných podmínek vyrůst.

Antibiotikum streptomycin zamezuje růstu cyanobakteriím (Harrass a kol., 1985). Cykloheximidin inhibuje biosyntézu proteinů v eukaryotických buňkách napojením 80S ribozomu a je schopný kompletně inhibovat růst druhů zastoupených řasami a sinicemi Cyanobakteria, Chlorofyta, Xanthofyta, Bacillariofyta a Euglenofyta (McCracken, 1989). Germanium, analog křemíku, je selektivním inhibitorem rozsivek (Bacillariofyta) záměnou křemičitanů v konečné mineralizaci skořápky (McCracken, 1989). Germaniové ošetření, které není toxické pro mechy, je prováděno v průběhu prvních 3 měsíců a 19 dní pěstování k zajištění eliminace rozsivek. Čištění ultrazvukem kombinované s iodinovým ošetřením a proplachováním prvotně použité k odstranění bakterií ze „stonků“ řas (Chen, 1998) je adaptované, aby odstraňovalo a eliminovalo řasy a sinice z mechových částí.

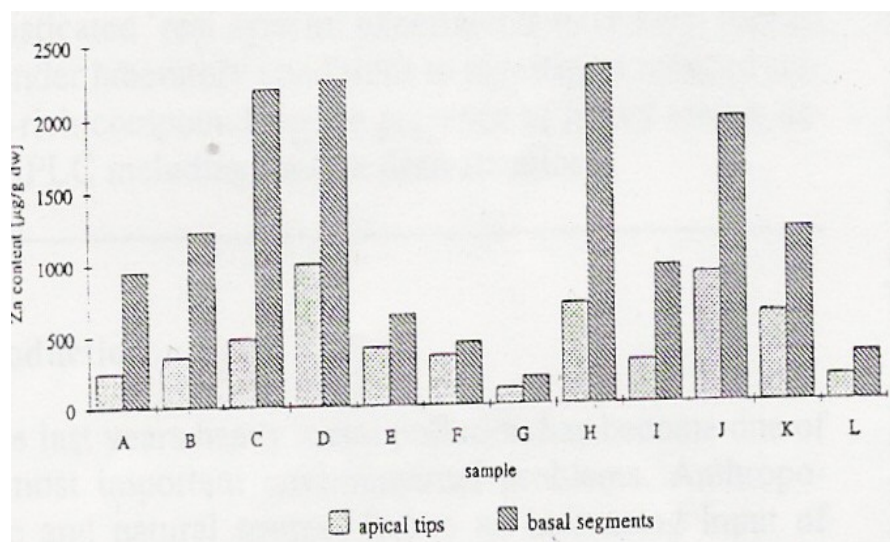
Plné ošetření aplikované na vzrostné vrcholy *Fontinalis antipyretica* úspěšně eliminovalo řasy a sinice bez většího poškození mechu. Mechové části byly schopny růstu a větvení, dávaly život novým klonovým kulturám tohoto druhu.

Použitelnou metodou pro odhad celkové kvality vody je poměr chlorofylu a feofytinu (D665/D665a) = index fyziologického stresu vodních mechorostů založený na rozpadu chlorofylu na feofytin po ztrátě atomu hořčíku. Zkoumá se pohyb esenciálních prvků, hlavně buněčné ztráty draslíku, hořčíku a vápníku. Ztráta draslíku indikuje pokles propustnosti membrány, který provázají membránové změny.

Další metodou, jak posoudit viditelné efekty přítomných polutantů ve vysokých nebo vysoce toxických koncentracích, je mikroskopické a makroskopické pozorování vodních mechorostů (Ah-Peng a Rausch, 2004).

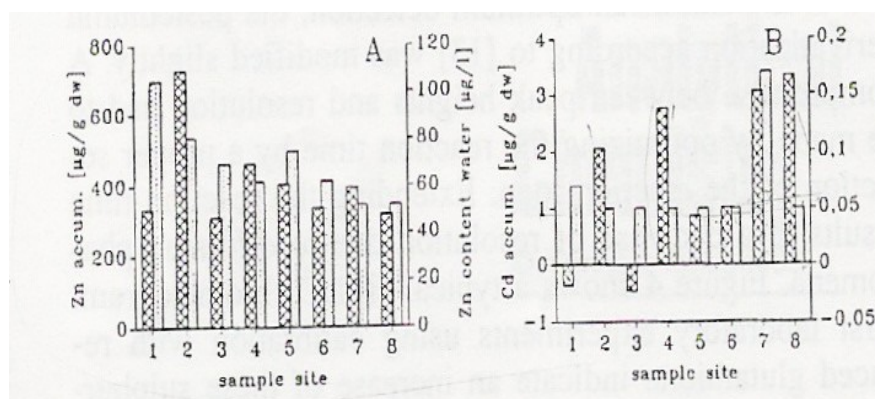
Analýzy mladších a starších rostlinných částí prokázaly značný rozdíl v obsahu zinku (obr.5). Stejně rozložení koncentrací bylo nalezeno u kadmia (Siebert, Bruns, Miersch, Krauss a Markert, 1994). Stejně standardní odchylky apikálních částí zjištěné ze tří vzorků ze stejného místa jsou vyšší než pro starší části. Tyto rozdíly by mohly být způsobeny delším časem akumulace pro starší části a/nebo zředěním, způsobeným růstem biomasy, v mladých částech rostlin (Markert a Weckert, 1993). Kovy se kumulují na povrchu lístků vodních mechu, kde tvoří potahy, které mechy někdy poškozují. Čistící postupy pro vzorky rostlin často velmi ovlivňují výsledky (Wehr, Empain, Mouvet, Say a Whitton, 1983; Markert a Fresenius, 1992).

Obr. 5: Obsahy zinku v mladých vzrostných vrcholech (2-3 cm) a starších bazálních částech (zbývající materiál) mechu *Fontinalis antipyretica* (dw = suché váhy).



Pro expoziční pokusy v řece Labi byly použity celé rostliny. Obsahy zinku a kadmia v nich jsou prezentovány na obr.6. Kadmium bylo akumulováno i tam, kde koncentrace tohoto prvku ve vodě byla pod detekčním limitem, takže korelace mezi vodním médiem a akumulací prvku rostlinou nemohla být stanovena. Může to být způsobeno i tím, že vzorky vody byly odebrány pouze na začátku a na konci expozičního pokusu, ale nikdy v průběhu. Pokusy, používající *Fontinalis antipyretica* jako bioindikátoru znečištění těžkými kovy, jsou zpochybňovány kvůli adsorpčním účinkům na povrchu a deponování. Výsledky získané metodami zmíněnými výše předcházejí diferenciaci mezi adsorpcí kovů na povrchu a příjmem do rostlinné buňky. Ale fyziologická odpověď na příjem těžkého kovu je důležitá ke stanovení degradace jednotlivých rostlin a celého ekosystému. Všechny zkoumané rostliny reagují na těžké kovy vzestupem peptidů bohatých na síru. Užití těchto látek jako indikátoru příjmu těžkých kovů již bylo zkoušeno, ale jsou méně citlivé než kvantitativní metody HPLC (vysoce účinná kapalinová chromatografie) (Gekeler, Grill, Winnacker a Zenk, 1989).

Obř. 6: Akumulace zinku (A) a kadmia (B) *Fontinalis antipyretica* exponovanou na různých místech řeky Labe po 21 dní na přelomu listopadu a prosince 1993 ve srovnání s koncentracemi těžkých kovů ve vodních vzorcích a zdrojovém materiálu (0, Y1-axis), dw = suché váhy), šrafovaně mech, bíle voda.



Přijem těžkých kovů do rostlinné buňky indukuje syntézu γ -(glutamyl-cysteinyl)n-glycinu (fytchelatin) derivovaného z glutathionu enzymem fytchelatinové syntézy (Rauser, 1990). Kvantita a kvalita těchto sírou bohatých sloučenin v meších by mohla být důležitým aspektem příjmu kovu.

Použití těchto sloučenin jako indikátoru příjmu těžkých kovů už bylo zjiřřováno jinými autory (Jackson, Robinson a Whitton, 1991; Xiang Ding a kol., 1994). Použité metody pro analýzu sírou bohatých sloučenin byly ale méně přesné než kvantitativní analýza HPLC.

2.5.2.2. Vliv vnějších podmínek na schopnosti vodních meřřů akumulovat kadmium, zinek a další těžké kovy

Parametry, které ovlivňují změny úrovně bioakumulace kovů v meších, jsou environmentální (prostředové), kam patří pH, teplota, světlo, roční období, koncentrace kovu, kompetice mezi kovy, minerální a organická hmota rozptýlená ve vodě, současná rychlost proudu; a biologicko-fyziologický stav meřřu a rozdíly mezi druhy meřřu.

Mechanismy dekontaminace kovů zahrnující biosyntézu molekul jako glutathion, nebo pokles vnitrobuněčného vápníku, mohou hrát roli v ochraně živých buněk meřřu proti toxicitě kovu.

Zinek a Kadmium se často vyskytují v průmyslových odpadních vodách - představují riziko pro vodní ekosystémy a zdraví člověka a hromadí se v potravním řetězci. Vodní meřřy a některé další rostliny vykazují vysokou kapacitu pro asimilaci nutrientů, toxických organických látek a těžkých kovů, což vede k mnohonásobně vyšším koncentracím uvnitř těchto rostlin než v okolním prostředí.

Teplota

Příjem kadmia není na teplotě závislý, probíhá konstantně vyšší sorpce. Příjem zinku nepatrně klesá s poklesem teploty, maximální sorpce je při teplotě 30°C (testovaly se hodnoty teplot 5, 10, 20 a 30 °C). Příjem zinku je endotermický proces, vzrůst s teplotou může být zapříčiněn zvýšením výměny iontů a změnou ve velikosti adsorbčních pórů.

pH

Význačný nárůst příjmu kadmia a zinku měřený na váhu mechu byl zaznamenán při zvýšení pH od 3 k 5, maximální sorpční kapacita byla vykázána při pH = 5.

Stejně výsledky se objevily i při dalších výzkumech:

- pro příjem mědi, olova a kadmia kůrou akátu
- sorpce zinku, kadmia a mědi na aktivní uhlí
- příjem zinku, kadmia a mědi vybranou směsí mechů
- pro biosorpce olova, rtuti, kadmia, niklu a mědi chemicky upravenými čajovými lístky

Tento fakt může být vysvětlen kompeticí mezi protony a kovovými kationty pro povrchová sorpční místa. S nárůstem pH klesá kladný povrchový náboj, z čehož vyplývá nižší Coulombický odpor pro sorbované kovové ionty. Při hodnotě pH = 6 se maximální kapacita příjmu zmenšila.

Tvrdost vody

Při zvyšování tvrdosti vody od 101 do 177,5 mg CaCO₃ · l⁻¹ se způsob sorpční kapacity mechu pro kadmium nemění, příjem zinku se zlepšuje s přítomností vápenatých iontů v rozmezí 101 – 116,3 mg CaCO₃ · l⁻¹, ale na vyšších hladinách zůstává stejný. Maximální sorpční kapacita je 2x vyšší pro kadmium než zinek. Afinity kadmia vůči mechům zůstává konstantní pro tvrdost vody 101 – 136,7 mg CaCO₃ · l⁻¹, ale zvýší se s vyšším obsahem iontů vápníku. Afinity zinku je vyšší při nižší tvrdosti vody, což ukazuje na to, že by mohla existovat kompetice mezi sorpcemi zinku a vápníku.

Biomasa vodního mechu *Fontinalis antipyretica* je velmi vhodná pro odstranění kadmia, zinku a dalších těžkých kovů z vodního prostředí. Je snadno dostupným materiálem v evropských řekách a jezerech a lze ji použít jako sorbent pro vyčištění odpadních vod při těžbě ložisek kovů. Adsorpční kapacita je stejná nebo vyšší než při využití podobných srovnatelných biosorbentů. Příjem kadmia je prakticky nezávislý na teplotě a zinku s teplotou stoupá. Ideální hodnota pH pro maximální

příjem se rovná 5. Biosorpce kadmia na tvrdosti vody příliš nezávisí, kdežto u zinku stoupá v rozmezí 101- 116,3 mg CaCO₃ · l⁻¹, pro vyšší hodnoty vápenatých iontů je pak už konstantní vzhledem ke kompetici s Ca²⁺ (Martins, Pardo a Boaventura, 2003).

2.5.2.3. Vodní mechy používané k biomonitoringu radioaktivních prvků

Vodní mechy poskytují hodnoty nashromážděné během určitého období, protože radioaktivita povrchových vod kolísá vzhledem k hydrologickým událostem (množství vody v korytě, síla proudu atd.). Radioaktivita v meších může být rovněž naměřena, i když se koncentrace ve vodě pohybuje pod detekčními limity. Cesium se do zkoumaného toku v Norsku dostalo z radioaktivního spadu a okolních vod – mechy byly použity k monitoringu následků a šíření z nehody v Černobylu (Papastefanou a kol., 1989) a mapování suchozemské kontaminace cesiem (Steinnes a Njastad, 1993). Studie prováděné v minulých letech prokázaly, že vodní mechy by mohly být lepšími indikátory radioaktivní kontaminace než sediment, vodní rostliny nebo ryby (Baudin a kol., 1991).

Studie kinetiky příjmu radioaktivních kontaminantů jako jsou ¹³⁷Cs (Hébrard a kol., 1968; Maurel-Kermarrec a kol., 1983), ¹⁰⁶Ru (Vray a kol., 1992) a ⁶⁰Co (Beaugelin-Seiller a kol., 1995) ukázaly, že rovnováhy s okolními koncentracemi je dosaženo v několika dnech.

Biologický poločas vyloučení radioaktivních kontaminantů ve vodních meších je v rozmezí 30-50 dní (Vray a kol., 1992), narozdíl od suchozemských mechů, kde obdobný proces trvá několik měsíců (Topcuoglu a kol., 1995). Mechy by měly být vhodné pro biomonitoring proto, že odráží radioaktivitu ve vodě během krátké doby před odběrem vzorků a umožňují ji změřit za toto krátké období.

Používají se různé druhy, které akumulují odlišné množství (Mersch a Reichard, 1998), ke kvantitativním rozdílům mohou vést i různá růstová konstituce a stupeň ponoření rostliny (Beaugelin-Seiller a kol., 1995). Pokud chybí vhodný mech v dané lokalitě, je přenesen z jiného nekontaminovaného místa. Nejoblíbenějším mechem pro tyto účely je *Fontinalis sp.*, která se vyskytuje velmi hojně a tvoří dlouhé kořeny- z těch se po vyjmutí z vody vymyje sediment. Nejpoužívanější je *Fontinalis antipyretica* pro svou robustní konstituci a úplné ponoření ve vodě.

Při srovnání příjmu ¹³⁷Cs *F. dalecarlica* a *F. antipyretica* byly dosaženy téměř stejné koncentrace; *F. antipyretica* však vykazovala 2x vyšší radioaktivní vyzařování ¹³⁷ Cs než *F. dalecarlica* a množství biomasy *F. antipyretica* klesalo při expozici více než *F. dalecarlica*.

Výhodou mechů je nižší spotřeba - vody musí být k analýze minimálně 20 l a odběr takového množství vody může být někde zakázán, případně se prodraží. Mechy odrážejí koncentrace ¹³⁷Cs ve

vodním prostředí, které jsou během let různé - rozdíl mezi lety je větší než odlišnosti v akumulaci druhů *Fontinalis*. Příjem mohou ovlivnit chemické složení a tvrdost vody (Gagnon a kol., 1998) a fyzikální faktory (Beaugelin-Seiller a kol., 1995).

Příjem dalších kovů, např. mědi, ovlivňují sezónní změny ve fyziologickém stavu vodních mechů.

¹³⁷Cs vyvolává přemísťování draslíku v buňkách - vyšší přeměny se objevují v místech s ideálními růstovými podmínkami; koncentrace K⁺ ve vodě rovněž reguluje biopříjem cesia (Hakanson a kol., 1996).

Pro biomonitoring radioaktivních prvků jsou více vhodné přenesené (transplantované) než autochtonní mechy.

2.6. Suchozemské mechy - bioindikátory atmosférického spadu

2.6.1. Suchozemské mechy zaznamenávají atmosférický spad prvků

Množství atmosférických spadů prvků lze zjišťovat analýzou mechů, ale někteří badatelé výsledky získané tímto způsobem občas zpochybňují nebo ignorují. Nevěřili takto nalezeným vysokým hodnotám spadů mnoha prvků v „čisté agrární oblasti jižní Moravy“ ani dosahu emisí olova z Kovohutí Příbram či vysokým spadům uranu a doprovodných prvků u obce Háje na Příbramsku nebo bizmutu u Děčína. Přitom všechny tyto překvapivě vysoké akumulace prvků v mechu měly jednoznačné vysvětlení: na jižní Moravě to způsoboval zvýšený spad částic uvolňovaných z půdy větrnou erozí. U Kovohutí Příbram se našly spady olova nahromaděné v lesním humusu, a to dokonce v okruhu více než 30 km. U obce Háje působí firma Geoinvest, která drtí kamenivo z bývalých uranových dolů na štěrk. Na Děčínsku působila firma Aluminium, jež byla největším odběratelem bizmutu v ČR (20 tun za rok) (Suchara a Sucharová, 2005).

2.6.2. Suchozemské mechy jako bioindikátory

Suchozemské mechy přijímají vodu a všechny potřebné živiny nadzemními částmi, nikoli přichytnými rhizoidy. Lupenité játrovky a mechy v polárních oblastech a mokřadech mohou přijímat dusík od epifytických mikroorganismů, které poutají dusík z atmosféry. Atmosférický spad prvků např. ze sopečné činnosti, prašných bouří a požárů vegetace je pro běžné druhy mechů přirozeným zdrojem potřebných makro- i mikroelementů. Současný atmosférický spad však

obsahuje také látky pocházející z lidské činnosti (průmyslové emise, výfukové exhaláty, nestabilní radioizotopy, pesticidy, herbicidy atd.). To vše se uloží v hustém mechovém porostu a po navlhčení dešťovou vodou nebo rosou se část zachyceného spadu rozpustí. Další podíl extrahují organické kyseliny, které vylučují mechové rostlinky do povrchového vodního filmu. Povrch těla mechu není kryt kutikulou ani není inkrustován, takže volné kationty snadno pronikají do pletiva lístků a lodyžek. Především v mezibuněčných prostorách se ionty vážou na funkční skupiny hojně přítomných pektinů. Vazba kationtů s pektinem se může chápat buď jako reakce s polymerem kyseliny (α -D-galakturonové) za vzniku solí (pektátů), nebo jako adsorpci sorbátu (kationtů) na funkční skupiny sorbentu (katex). Schopnost mechu poutat jednotlivé kationty je velká (např. z roztoku jednotlivých kationtů je 100 g mechu schopno adsorbovat 350-1750 mg lithia či 1-5 g vápníku, nebo dokonce 5-25 g olova) a udržuje si ji i uschlý odumřelý mech. Ustavení dynamické rovnováhy závisí na aktuálním obsahu a druhu kationtů a na jejich koncentraci v okolním roztoku. Celkové obsahy prvků v mechu těsně korelují s obsahem prvků v atmosférické depozici (výjimku mohou tvořit např. vysoké úrovně depozice sloučenin dusíku nad toleranční mezí bioindikátoru). Závislosti mezi koncentracemi prvků v mechu a atmosférických depozicích se zjišťovaly v nejrůznějších evropských oblastech.

Laboratorní a terénní pokusy ukázaly, že obsah prvků v meších odráží hlavně místní dlouhodobé složení atmosférických spadů (jde o bioakumulaci prvků), koncentraci prvků však může ovlivnit složení spadů v posledním období, zvláště pokud se výrazněji změnilo (v přímořských oblastech mohou prvky obsažené v aerosolu z mořské vody (např. sodík, draslík, stroncium atd.) vytěšňovat z mechu již dříve adsorbované prvky, jinde mohou zase kyselé deště ve větší míře vyluhovat mangan).

O aktuální koncentraci prvků v mechovém segmentu rozhoduje množství biomasy, které narostlo za dobu, po niž byl mech spadu vystaven, a podíl adsorbovaného prvku k jeho celkovému spadu. Produkce nejčastěji používaných bioindikátorů závisí na klimatické oblasti a příliš se nemění (v ČR asi 130-160 gramů na metr čtvereční za rok). Účinnost adsorpce se však pro jednotlivé prvky může značně lišit. Závisí na převažující formě atmosférického spadu a na poměrném zastoupení jednotlivých sloučenin prvků v něm. V ČR mechy například adsorbují z celkového ročního spadu téměř veškeré stříbro, rtuť, olovo a antimon, zatímco arzen, síry nebo thoria jen 20-40 %. Pomocí převodních koeficientů lze ze zjištěného prvkového složení v mechovém segmentu známého stáří vypočítat průměrný roční spad analyzovaných prvků pro místo, kde mech roste.

Myšlenka využít analýzu obsahu některých prvků (kadmia, olova) v suchozemských meších pro bioindikaci spadu prvků vznikla v polovině šedesátých let minulého století ve Švédsku na univerzitě v Lundu. Jako indikátory úrovně atmosférického spadu (nejen prvků a jejich sloučenin, ale např. i nestabilních izotopů, organických

znečišťujících látek, pesticidů atd.) se nejčastěji využívají: rokytník skvělý (*Hylocomium splendens*), travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*) a lazec čistý (*Scleropodium purum*). Tyto druhy hromadí prvky v téměř stejném množství, takže výsledky jsou srovnatelné. Navíc se u prvních dvou druhů dobře rozeznají roční přírůstky lodyžek a obsahy prvků můžeme podle stáří analyzovaných mechových segmentů vztáhnout k ročnímu až tříletému období. Podmínkou správné interpretace analýz je, aby byl zkoumán vzorek mechu vystavený volné atmosférické depozici nepozměněné podkorunovými srážkami, výluhy z opadu nebo nadzemní biomasy keříčků a bylin. Nesmí být kontaminován nadložním humusem, půdními pokryvy či zvětralinami skal, nesmějí na něj působit lokální emisní zdroje (komunikace, domácí topeniště apod.). Je však třeba počítat s částicemi přinášenými větrem nebo s prvky vstupujícími do koloběhu v oblastech geochemických anomálií (to se např. týká jižní Moravy, Ostravska, Mostecka, oblastí odkrytých rudních zvrstvení nebo těžných surovin).

2.6.3. Speciální biomonitorovací studie

Pomocí analýz mechů se může dobře sledovat spad prvků v okolí místních emisních zdrojů nebo ukládání spadu prvků v podrobném mapovém měřítku. Velmi dobré výsledky dávají analýzy nenáročného mechu rokytu cypřišovitého (*Hypnum cupressiforme*). Pokud není mech na potřebných místech k dispozici, používá se metoda pasivního biomonitoringu (odebrané části mechových polštářů se přenesou na požadovaná místa), hrozí však riziko nekontrolované reakce rostlin na změněné podmínky. Lepší je umístit na těchto místech vzorky suchého mechu v nylonových sítkách. Často je užíván některý druh rašeliníku (*Sphagnum*), který pochází z dané oblasti, ale rostl mimo dosah emisního zdroje, nebo se přiveze z oblasti čisté, popř. se z něj v roztoku kyseliny odstraní adsorbované kationty, jak je to známé např. u iontoměničů v tzv. H-cyklu. Tak se v zahraničí zjišťoval spad prvků v městském prostředí, v okolí pozemních komunikací, tepelné elektrárny, spalovny komunálního odpadu, krematoria, hutních provozů, sopky a geotermálních vývěřů, tektonického zlomu, vojenského letiště atd. (Suchara a Sucharová, 2005).

2.6.4. Časově a prostorově ucelený dlouhodobý biomonitoring prvků prostřednictvím mechů

Užití ploníku ztenčeného (*Polytrichum formosum*) pro biomonitoring těžkých kovů a stavu k životního prostředí a k získání dalších informací o dlouhodobém chování tohoto mechu ve vztahu k chemickým látkám, 12 chemickým prvkům (baryum, kadmium, vápník, chrom, měď, železo, draslík, hořčík, nikl, olovo, stroncium a zinek) bylo

determinováno AAS (Atomová absorpční spektrometrie) a AES/ICP (Atomová emisní spektrometrie s indukovaně vázaným plazmatem) měřením po odebrání vzorků v pravidelných intervalech od 1985 do 1991. Jak již bylo zjištěno v předchozích studiích, všechny chemické prvky jsou charakteristické typickými sezónními výkyvy s maximálními koncentracemi v zimě a nejnižšími v letních měsících následkem zředění zapříčiněným vyšší produkcí biomasy u *Polytrichum formosum* na jaře. S výjimkou draslíku, který vykazuje v průběhu let opačné chování s nejvyššími koncentracemi v letních měsících, což může být vysvětleno důležitou fyziologickou a osmotickou funkcí tohoto prvku (např. pro pohyb listů). Shodně s nižšími emisemi koncentrace kadmia, chromu, železa a niklu klesly od roku 1985 k roku 1991 a byla pozorovatelná redukce amplitudy sezónních změn. Koncentrace olova po poklesu v letech 1985-1988 vzrostly v roce 1989 a poté byl opět pozorovatelný klesající trend. Důvodem by mohla být doprava z Amsterdamu do Berlína, která po pádu Berlínské zdi vzrostla, protože odběrové místo se nachází relativně blízko dálnice A30. Vedle poklesu těchto těžkých kovů, koncentrace nutričních prvků vápníku a hořčíku v letech 1985-1991 vzrostla, což je v dobré shodě s výsledky režimu těchto prvků v různých znečištěných místech. Nižší koncentrace těchto prvků (Ca, Mg) byly zjištěny ve znečištěných regionech a vyšší v neznečištěných. Další kovy alkalických zemin vykazují konstantní koncentrace (stroncium) nebo klesající (baryum), možná kompetičním efektem vápníku a hořčíku na mechanismy příjmu stroncia a barya. Měď je charakterizována klesajícími hladinami koncentrace a novým nárůstem od roku 1990 pozorovatelným v *Polytrichum formosum*. Obsah zinku je od roku 1988 téměř konstantní. *Polytrichum formosum* bylo a je stále testováno jako přijatelný bioindikátor pro různé chemické prvky. Aby se tato rostlina rozšířila do biomonitorovacích systémů, bylo navrženo testovat ji asi na dvaceti různých místech Evropy s rozdílným stupněm znečištění.

Možnost pozorování stavu těžkých kovů v našem životním prostředí využitím organismů místo přímého měření imisí do ekosystémů je intenzivně diskutována po více než 35 let (Arndt a kol., 1987; Bundesministerium für Forschung und Technologie, 1988; Forster a kol., 1990; Lee a Tallis, 1973; Manning a Feder, 1980; Markert, 1993; Martin a Coughtrey, 1982; Roberts, 1972; Schubert, 1985; Steubing a Jaeger, 1982). Velké množství stimulací působících na organismus během jeho života a mnoho proměnných citlivé reakce na tyto stimulace naznačují, jak složité je rozvinout a zavést použití specifických bioindikátorů nebo biomonitorů. Zvláště povětrnostní vlivy, umístění, čas a genetická variabilita organismů jsou hlavně zodpovědné za vzrůstající problémy v průběhu standardizace jednoho organismu na jeden podnět - např. na specifickou chemickou látku (Kreeb a Weinmann-Kreeb, 1987; Markert, 1991; Martin a Coughtrey, 1982; Steubing a Jaeger, 1982). Od základní práce uskutečněné Rühlingem a Tylerem (1968-1973) jsou mechy stále více označovány jako organismy nejvíce vhodné pro bioindikační účely (Engelke, 1984; Glooschenko a kol., 1986; Glooschenko a Arafat, 1988;

Little a Martin, 1974; Markert a Meer, 1985; Markert, 1991; Maschke, 1981; Ross, 1990; Steinnes, 1984; Wiersma a kol., 1987; Wolf a kol., 1984; Yeaple, 1972).

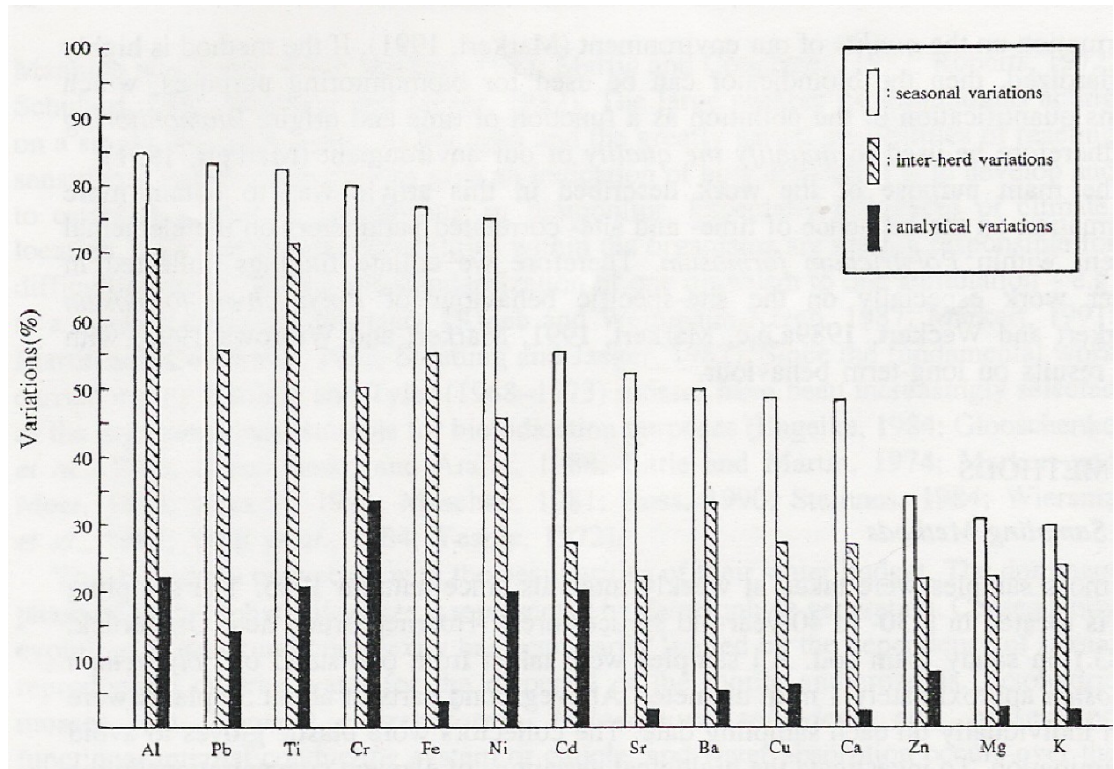
Dominantní fází životního cyklu mechorostů reprezentuje generace gametofytu. Následkem toho byla strukturální složitost částečně limitována závislostí sexuální reprodukce na volné vodě pro rozptýl pohyblivých spermatozoidů. Ektohydričné mechy např. rokytník skvělý (*Hylocomium splendens*), rokyt cypřišovitý (*Hypnum cupressiforme*) atd. nemají žádný funkční vnitřní cévní vodivý systém ani kutikulu a vodu absorbují celým povrchem těla. Tyto mechy jsou používány hlavně pro přímý monitoring vstupu mokrých nebo suchých depozic z atmosféry. Endohydričné druhy jako ploník ztenčený (*Polytrichum formosum*) mají diferencovaný vnitřní vodivý systém. Kromě toho přítomnost kutikuly na povrchu lístků některých endohydričných druhů zabraňuje nekontrolované absorpci vody povrchem lístků (Bell a kol., 1992; Callaghan a kol., 1978). Většina prací týkajících se biomonitoringu s použitím mechu se uskutečňuje na ektohydričných meších, jak navrhuje klasická práce Rühlinga a Tylera. Tato práce pokračovala na endohydričném mechu *Polytrichum formosum*, protože v průkopnické studii z let 1985-1987 byly zjištěny údaje o typických bioindikačních vlastnostech tohoto druhu mechu. Navíc jsou těmito rostlinnými druhy splněna následující typická bioindikační kritéria:

-rostou po celé zeměkouli

-vyskytují se ve velkém množství

-odběr vzorků může být uskutečněn systematicky a je analyzovatelný podle standardních analytických metod, které jsou okamžitě k dispozici (Markert a Weckert, 1989a, b, c).

Obr. 7: Souhrnné srovnání sezónních výkyvů, mezistanovištních rozdílů a analytických variací koncentrace prvků v *Polytrichum formosum* (nadzemních částí). Rozdíly byly vypočteny z průměrné hodnoty v průběhu celé vegetační doby (sezónní odchylky), jako odchylky od průměrné hodnoty z devíti různých míst (mezistanovištní rozdíly) nebo jako odchylky od průměrné hodnoty během instrumentální analýzy (analytické variace).



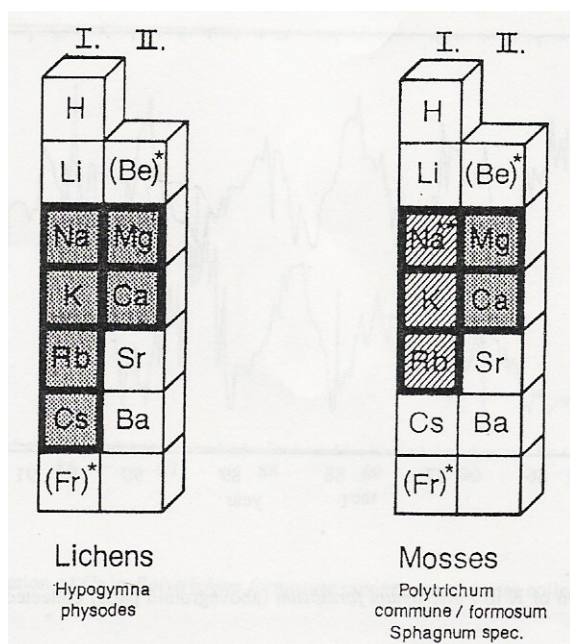
Pozorováním a měřením změn bioindikátoru můžeme vyvodit závěr o druhu znečištění (např. těžký kov), jeho zdroj (např. z hutě) a eventuelně jeho intenzitu (danou jako vztah mezi koncentrací znečištění a pozorovatelnými nebo měřitelnými změnami bioindikátoru). Bioindikátor tedy podává informaci o kvalitě našeho životního prostředí (Markert, 1991). Jestliže je metoda vysoce standardizována, potom může být bioindikátor použit pro biomonitorovací účely, což znamená kvantifikaci znečištění jako funkci času a původu. Biomonitoring tedy může být použit ke kvantifikaci kvality našeho životního prostředí (Markert, 1991).

Hlavním účelem bylo získat více informací o vlivu časových a místních korelačních parametrech na základní obsah chemických látek uvnitř *Polytrichum formosum*. Shromažďují se tudíž poznatky shrnuté v dřívějších pracích speciálně ohledně místně specifického režimu chování *Polytrichum formosum* (Markert a Weckert, 1989a, b, c; Markert, 1991; Markert a Wtorowa, 1992) s novými poznatky z dlouhotrvajícího výzkumu režimu chování.

2.6.4.1. Srovnání koncentrací prvků v *Polytrichum formosum* na rozdílně znečištěných místech

Jak ukazují Markert a Wtorowa (1991), obohacování mechových rostlin těžkými kovy spojené vyčerpáním prvků vápníku a hořčíku se uskutečňuje bez ohledu na místo, což potvrzuje srovnání mezi mechy z Ruska a Německa. Akumulace těžkých kovů se tak zdá přímo spojena s vylučováním vápníku a hořčíku (obr.8). V kontrastu s tímto např. lišejník *Hypogymna physodes* nespotřebovává žádný alkalický prvek jako sodík, draslík, rubidium nebo cesium, ale spíše akumuluje draslík.

Obr. 8: Srovnání obsahu alkalických kovů (kromě vodíku) a kovů alkalických zemin v akumulujících rostlinách lišejníku *Hypogymna physodes* a mešič *Polytrichum commune/ formosum* a *Sphagnum sp.*
 -závorka s hvězdičkou = nedeterminováno
 -silně vyznačeno = akumulované prvky
 -dvě hvězdičky = vyšší koncentrace nalezeny pouze u *Sphagnum sp.*, ne pro *Polytrichum sp.*



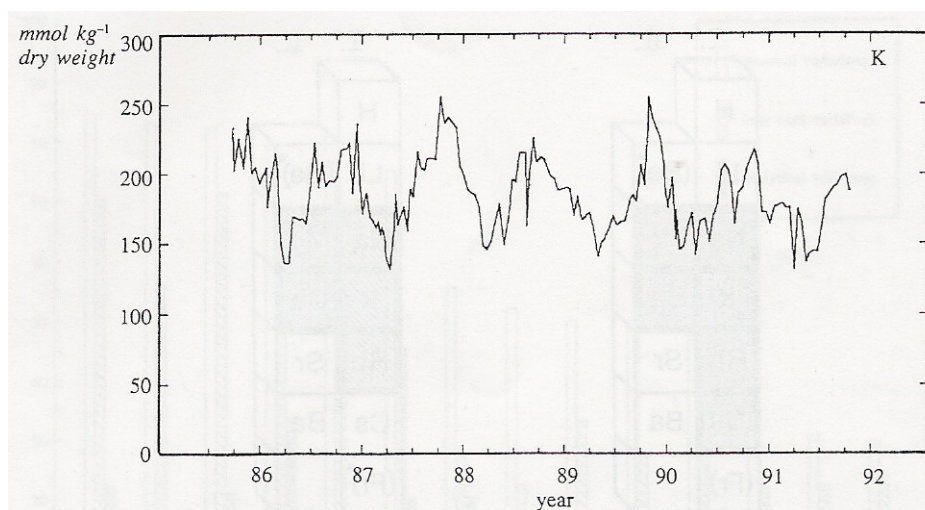
2.6.4.2. Dlouhodobé chování *Polytrichum formosum*

Jak již bylo dříve poznáno, všechny chemické prvky jsou charakterizovány typickými sezónními výkyvy s maximálními koncentracemi v zimě a nejnižšími koncentracemi v letních měsících. Toto může být vysvětleno efektem zředění chemických prvků během

vyšší produkce biomasy *Polytrichum formosum* v průběhu jara. V kontrastu s tímto jiní autoři nezpozorovali tyto sezónní výkyvy.

Steinnes (1993) vysvětlil rozdíly mezi těmito výsledky srovnáním se skandinávským výzkumem mechů, kde byl poměr mokrých a suchých depozic pravděpodobně podstatně rozdílný. Ve skandinávském výzkumu mechů byla většina prvků spojena se znečištěním vzduchu, které bylo podporováno dálkovým atmosférickým transportem a z toho důvodu tvořily mokré depozice dominantní proces. V tomto výzkumu se jednalo hlavně o příspěvky z lokálních zdrojů, většinou ve formě suchých depozic o relativně velkých částicích. Ale tato hypotéza nevysvětluje, proč rozdílné prvky vykazují různé sezónní výkyvy a proč nutriční prvky jako hořčík, vápník a draslík, které nejsou znečištěním vnášeny do ekosystémů, vykazují tyto sezónní výkyvy. Obvykle je draslík charakterizován úplně odlišným chováním v létě a zimě (obr. 9). Akumulace draslíku byla shledána na začátku vegetační doby, což kontrastuje s efektem zředění následkem nástupu biomasy. Fyziologická funkce draslíku je zaměřena hlavně na osmotické regulace uvnitř buňky. Toto je spojeno se stanovením elektrického potenciálu, který je odpovědný za pohyb rostlinných mechanismů. Zvláště pro *Polytrichum formosum* je pohyb listů v průběhu vlhkých a suchých klimatických podmínek důležitý pro regulaci zásoby vody. Nicméně může být předpokládáno, že příjem draslíku proti koncentračnímu spádu je aktivní a spojen se spotřebou energie oproti pasivnímu příjmu jiných prvků.

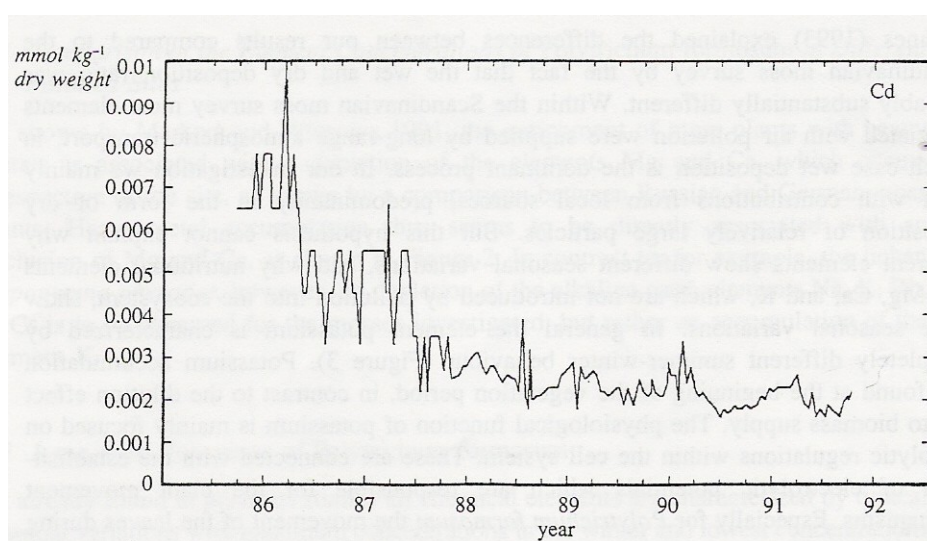
Obr. 9: Koncentrace draslíku v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



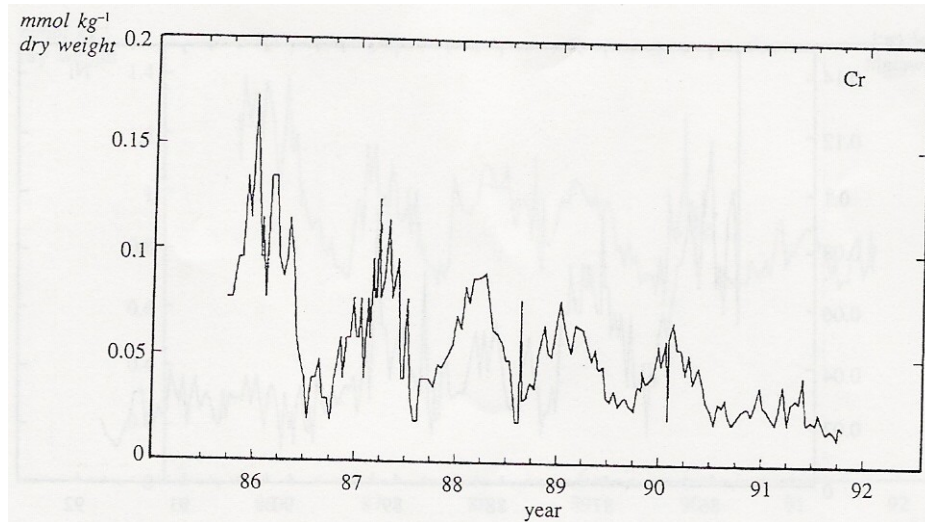
Na obr. 10-14 je prezentován pokles koncentrací kadmia, chromu, železa, niklu a olova. Obsah kadmia (obr. 10) klesá od 0,007 mmol/kg suché váhy v roce 1986 k 0,002 mmol/kg suché váhy v 1991, chrom od 0,12 mmol/kg k 0,02 mmol/kg (obr. 11), nikl od 0,09 mmol/kg

k 0,02 mmol/kg (obr. 13) a olovo od 0,35 k 0,05 mmol/kg (obr. 14). Pro olovo může být pozorován pokles koncentrace k 0,01 mmol/kg suché váhy v roce 1988, ale tato minimální hodnota nebyla opět dosažena v následujících třech letech. Může se to vztahovat k vyšší západovýchodní dopravě mezi Berlínem a Amsterdamem po otevření berlínské zdi po roce 1989, což je spojeno s vyššími emisemi olova z motorové dopravy. A proto nemůže být opět dosažena v následujících letech minimální hodnota 0,01 mmol/kg suché váhy *Polytrichum formosum* z roku 1988, nejnižší hodnota olova se nyní pohybuje kolem 0,02 mmol/kg. Redukce znečištění těžkými kovy v Evropě vedla ke snížení obsahu těžkých kovů v *Polytrichum formosum*. Snížení bylo kolem faktoru 3 pro kadmium ve srovnání se začátkem výzkumu v roce 1985, faktor 4,5 pro nikl a faktor 6 pro chrom a železo. Pro další biomonitorovací účely by mělo být zmíněno, že variabilita obsahu niklu jsou týden od týdne obrovské, takže *Polytrichum formosum* by nemělo být používáno jako včasné varující systém pro tento prvek. Oproti kovům zmíněným výše měď a zinek jsou charakterizovány odlišnými distribučními modely v průběhu pozorování. Z let 1986-1987 zde existuje menší pokles jejich koncentrací v *Polytrichum formosum* (zinek: z 1,2 k 0,8 mmol/kg, měď: z 0,4 k 0,2 mmol/kg-obr. 15 a 16). Koncentrace zinku a mědi byly od roku 1987 více či méně konstantní, ale obsah mědi aktuálně od roku 1990 stoupá. Důvodem vyrovnanějšího režimu mědi a zinku může být nepostradatelnost obou těchto prvků pro *Polytrichum formosum*, protože je obsah těchto prvků rostlinným organismem lépe kontrolován.

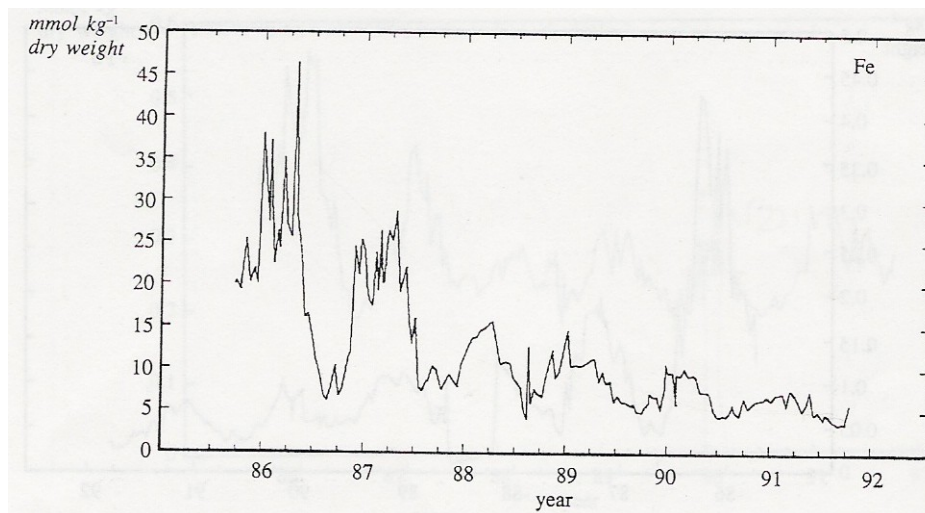
Obř. 10: Koncentrace kadmia v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



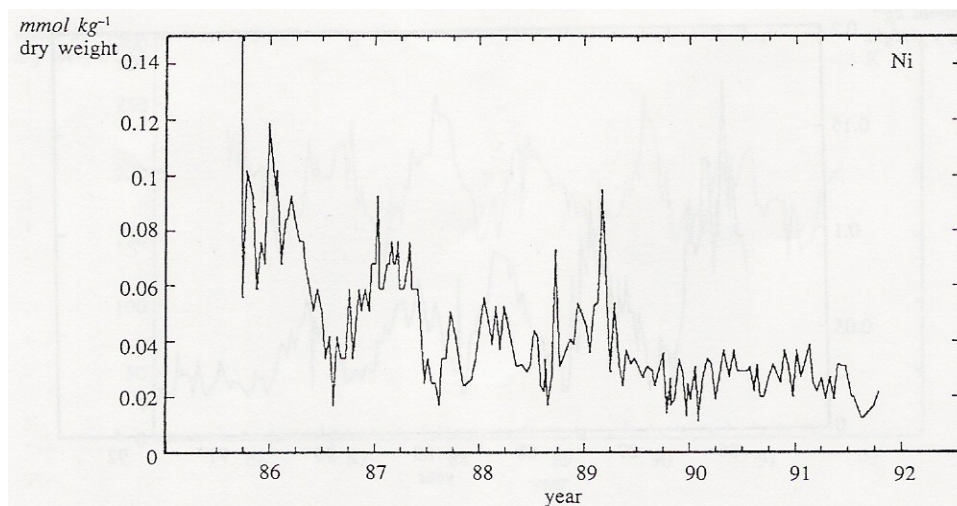
Obr. 11: Koncentrace chromu v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



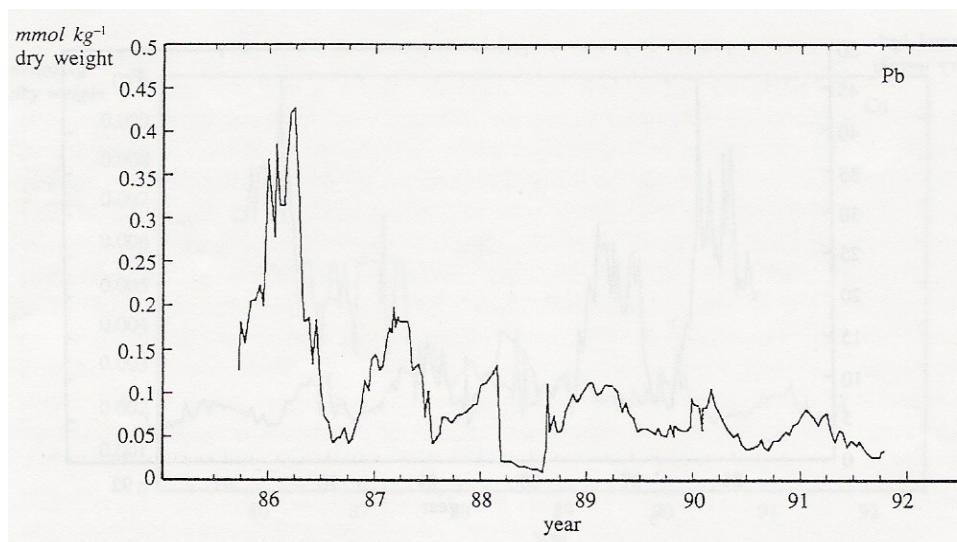
Obr. 12: Koncentrace železa v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



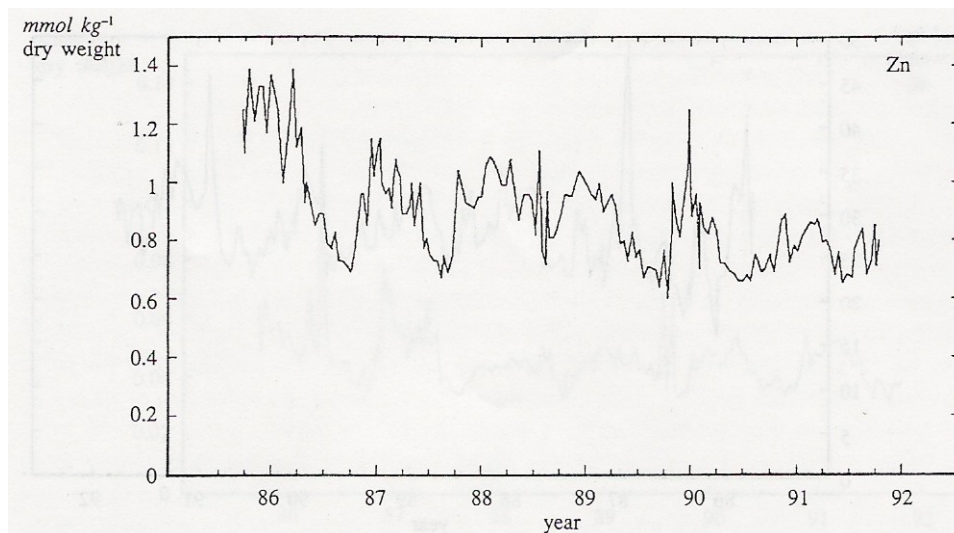
Obr. 13: Koncentrace niklu v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



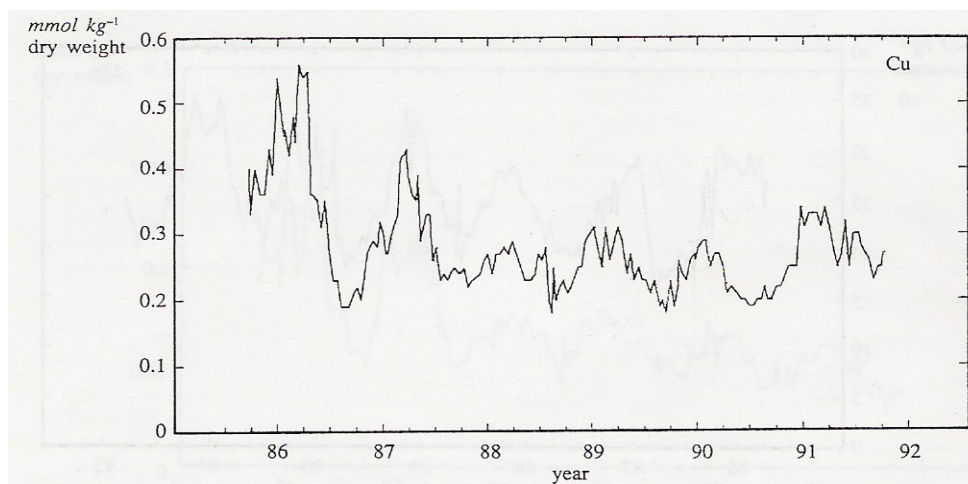
Obr. 14: Koncentrace olova v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



Obr. 15: Koncentrace zinku v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.

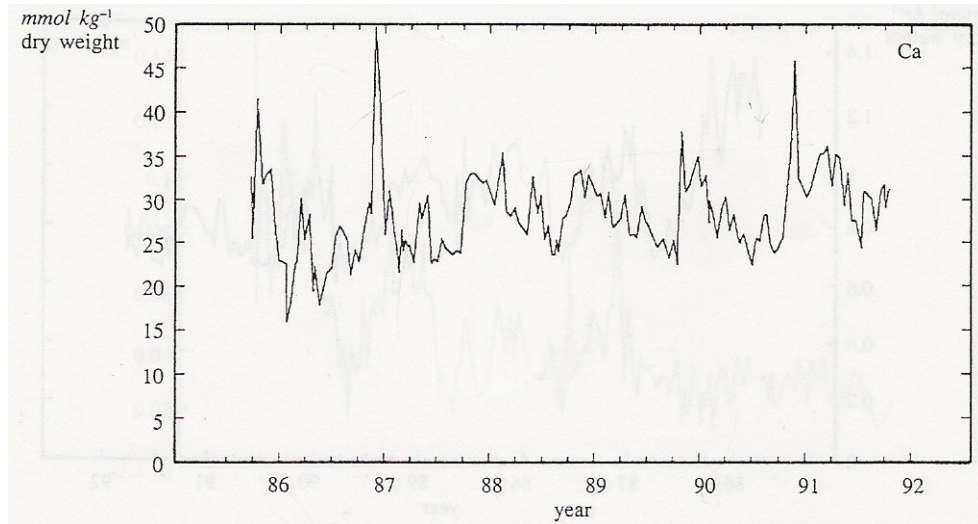


Obr. 16: Koncentrace mědi v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.

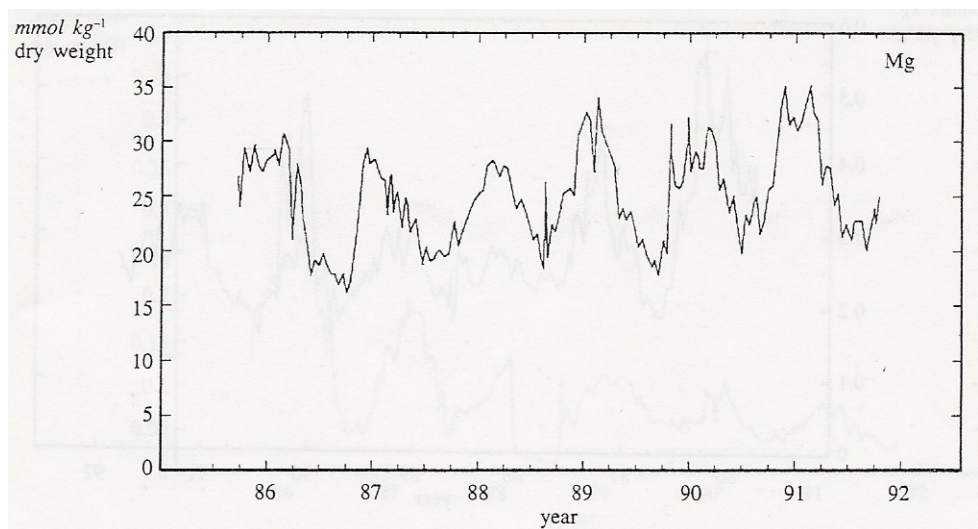


Mezi poklesem koncentrací těžkých kovů koncentrace nutričních prvků vápníku a hořčíku vzrostly mezi lety 1985-1991 (obr. 17-18), což je ve shodě s výsledky režimu těchto prvků na různě znečištěných místech. Nižší koncentrace těchto prvků (Ca, Mg) byly nalezeny na znečištěných místech a vyšší na neznečištěných (obr. 8). Další alkalické půdní prvky se vyznačovaly konstantními koncentracemi (stroncium) nebo klesajícími koncentracemi (baryum), možná v důsledku kompetičního efektu vápníku a hořčíku na mechanismus příjmu stroncia a barya (obr.19-20).

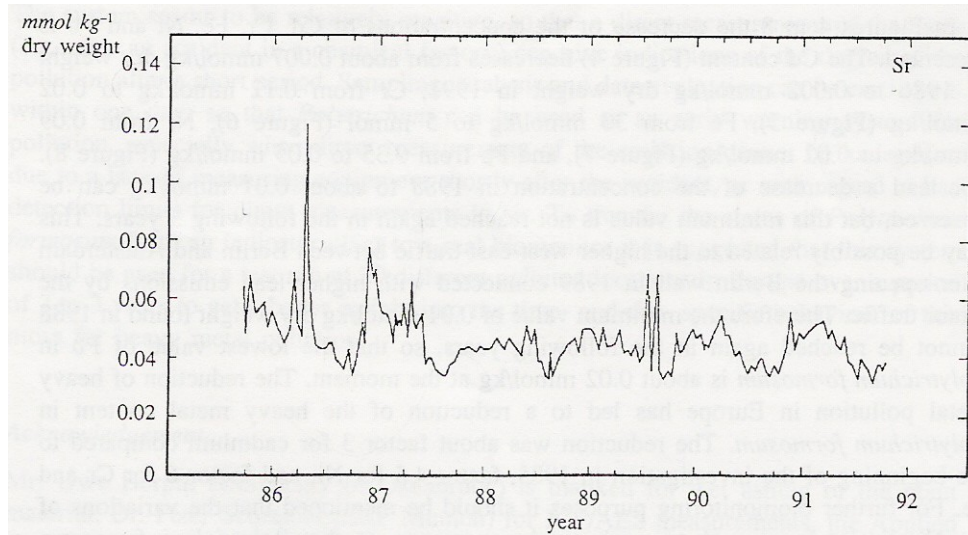
Obr. 17: Koncentrace vápníku v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



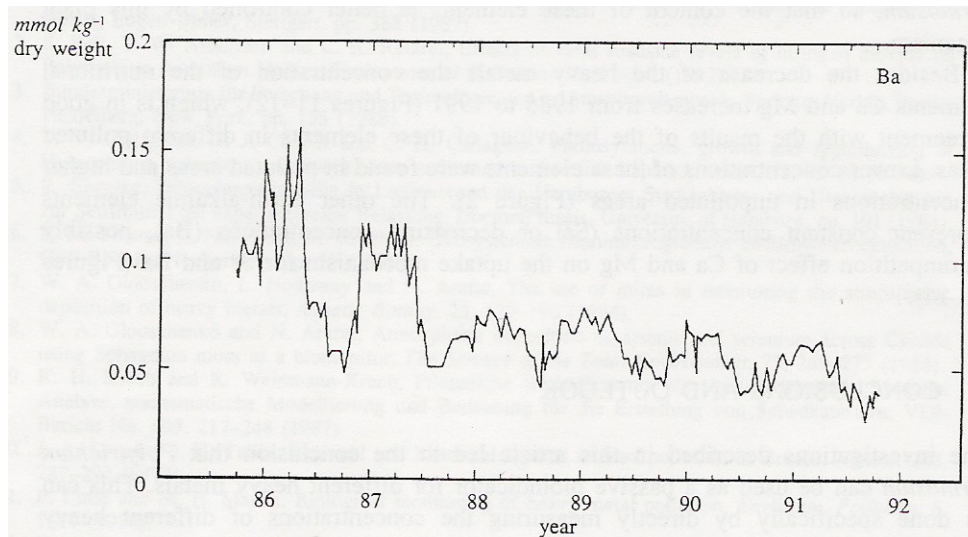
Obr. 18: Koncentrace hořčíku v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



Obr. 19: Koncentrace stroncia v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



Obr. 20: Koncentrace barya v nadzemních částech *Polytrichum formosum* sbíraných od podzimu 1985 do podzimu 1991.



Výzkumy vedly k závěru, že *Polytrichum formosum* může být použito jako pasivní bioindikátor pro znečištění různými těžkými kovy. Toto může být uděláno speciálně měřením koncentrací těžkých kovů nebo jako suma parametrů měřením obsahu vápníku a hořčíku za účelem získání první indikace intenzity stupně znečištění těžkými kovy ve specifickém regionu.

Tento systém se zdá relativně citlivý, ale přímé měření mechu (např. po nehodě v chemické laboratoři) může dát indikaci stupně

znečištění za krátký časový úsek. Odběr vzorků, analýza a vyhodnocení údajů může být provedeno v jednom dni, takže *Polytrichum formosum* může být použito jako včasný varující systém pro znečištění, zvláště když přímé měření emisí nemůže být použito kvůli nedostatku měřících vybavení krátce po nehodě nebo s ohledem na špatné detekční limity pro přímé měření ve vzduchu. Převod postavení rostliny *Polytrichum formosum* z indikátoru k reálnému biomonitoru je navrženo zároveň s tím, že by tento systém měl být otestován na 20 různě znečištěných místech v Evropě v průběhu 2 až 3 let k získání lepšího náhledu do časově a místně specifického režimu tohoto mechu pro zjištění znečištění těžkými kovy (Steinnes, 1993).

3. Rhizofiltrace a dekontaminace

3.1. Čištění vody akumulujícími rostlinami

K fytořemediaci vod (tj. odstraňování nežádoucích prvků nebo látek z růstového prostředí) znečištěných kovy jsou dobře použitelné některé vodní a suchozemské rostliny, protože dokážou většinou velmi dobře využít cílový odstraňovaný prvek. V suchozemských systémech hyperakumulujících rostlin porůstajících znečištěné půdy musí rostlina nejprve rozpustit cílový prvek v rhizosféře a potom mít schopnost transportovat jej do nadzemních pletiv. Problém dostupnosti není, když rostlina přirozeně roste nebo je vysazena do vodního média. Není proto překvapující, že některé takové efektivní hyperakumulace těžkých kovů z vodních systémů mohou být dosaženy a posledních padesát let jsou opravdu známy.

Čištění vod vodními rostlinnými čistícími systémy se dá rozčlenit na dvě použitelné metody:

- čistě vodními rostlinami jako vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) splývající na vodě
- ponoření kořenového systému suchozemských rostlin pro odstranění znečišťujících kovů (rhizofiltrace).

3.1.1. Dekontaminace znečištěných vod

Užití vodních cévnatých rostlin k odstraňování polutantů bylo navrženo před už více než třiceti lety a následováno průkopnickou prací Wolvertona (1975), Wolvertona a McDonalda (1975a, 1976b) a Wolvertona a kolektivu (1975), pro tento účel bylo doporučeno několik druhů, zvláště vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*).

Existují dvě hlavní možnosti, ve kterých by mohly být vodní cévnaté rostliny použity k čištění kontaminovaných vod. Jednou z nich jsou rybníční monokultury volně plovoucích rostlin jako např. vodní hyacint. Rostliny akumulují polutanty, dokud není dosaženo ustáleného stavu rovnováhy. Poté jsou sklizeny z rybníka.

U této metody se vyskytují různé závažné problémy. První se týká toho, jak použít odpadní materiál (sklizeň). Jedno řešení bylo objeveno u rostlin čistících odpadní splašky, kde by byl toxický odpad užíván k vyvíjení methanu. Další problémy spojené s „volně plovoucími“ rostlinami zahrnovaly přítomnost nechtěných patogenů, které by mohly zničit celou monokulturu a je tu také problém s nepřetržitou sklizní vyžadující speciální vybavení.

Druhá metoda využívá vodní cévnaté rostliny k odstraňování polutantů pěstováním kořenových rostlin v průtočných biologických filtrech. Příjem stopových prvků v těchto systémech je obvykle způsoben mikrobi žijícími v kořenových systémech rostlin s jen relativní malou

částí využitou samotnými rostlinami. Kořenové metody čištění odpadních vod nemusí nutně využívat jen vodní cévnaté rostliny.

3.1.2. Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*)

Vodní hyacint je asi jeden z nejvíce obecně zmiňovaných druhů pro čištění odpadních vod pomocí rostlin (fytoremediace) (Gupta, 1980; McDonald a Wolverton, 1980). Rostlina má vysokou rychlost růstu a může hyperakumulovat živiny (Cornwell a kolektiv, 1977) stejně dobře jako těžké kovy (Wolverton, 1975; Wolverton a kolektiv, 1975).

Vodní hyacint má řadu problémů, které brání jeho komerčnímu užití. Prvním z nich je, že v mnoha zemích je škodlivým plevelem, který dusí velké plochy vodních cest. Například v Súdánu kompletně pokryl velkou plochu Nilu hustotou rohožky známou jako „sudd“. Další nevýhodou této rostliny je, že roste jen v tropických nebo teplých částech světa, kde v zimě nemrzne.

Jak určili Kay a kolektiv (1984), mnoho výzkumů na vodním hyacintu bylo chybných proto, že odhady produkce biomasy byly provedeny v neznečištěných vodách, zatímco experimenty s dávkami jsou obvykle prováděny v laboratoři, kde je kontaminant redukován biomasou.

Neexistuje téměř žádná pochybnost, že je zde velká rychlost odstranění těžkých kovů absorpcí vodním hyacintem. Toto je demonstrováno v tabulce č.3, která ukazuje rychlost odstranění šesti těžkých kovů ze systému, ve kterém byla produkce biomasy 600 kg/ha/den.

Tab.3: Rychlost odstranění těžkých kovů z vody s užitím vodního hyacintu (*Eichhornia crassipes*)

Element	mg/g of dry biomass/day	g/ha/day
Cadmium	0.67	400
Cobalt	0.57	340
Lead	0.18	90
Mercury	0.15	110
Nickel	0.50	300
Silver	0.44	260

After: Outridge and Noller (1991).

Účinek olova, mědi a kadmia na příjem kovu a růst vodního hyacintu byl studován Kayem a kolektivem (1984). Přestože olovo nemělo žádný účinek na růst rostliny, shledali, že kadmium a měď byly pro tuto rostlinu toxické a že vzájemné prahy byly 0,5 a 1-2 µg/ml ve vodě. Za těmito prahovými koncentracemi následovaly účinky jako chloróza, potlačený rozvoj nových kořenů a silně potlačená rychlost růstu.

Muramoto a Oki (1983) studovali příjem kadmia, olova a rtuti pro vodní hyacint. Jejich poznatky jsou shrnuty v tabulce č.4. Absorpční faktory prvků se jeví být poněkud nízké v porovnání s průměrně několika tisíci v tabulce č.1. Nicméně, musíme brát zřetel na to, že údaje byly pro čerstvou váhu a že sušina vodních rostlin je obvykle kolem 5 % čerstvé hmotnosti. Toto dává koncentrační faktory prvků 1000 pro horní části rostliny rostoucí v kadmium a olovo a kolem 5000 pro kořeny. Také je vidět, že rostoucí obsah těžkých kovů ve vodních médiích působí významné snížení koncentračních faktorů prvků vlivem toxicity těchto kovů pro rostlinu.

Tab.4: Koncentrační faktory čerstvé váhy (rostlina/voda) pro vodní hyacint rostoucí ve vodách o rozdílné koncentraci kadmia, olova a rtuti

Treatment		Tops	Roots	Max. removal*
Cadmium	1.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	44	101	6.6
	4.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	47	47	17.7
	8.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	35	29	5.6
Lead	1.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	42	296	47.5
	4.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	19	220	336
	8.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	20	127	627
Mercury	0.5 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.044	438	3.5
	1.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.032	488	105
	2.0 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.048	340	7.5

*These values are in g/m^2 of whole plants under field conditions assuming a biomass yield of 45 kg (fresh weight)/ m^2 . After: Muramoto and Oki (1983).

Když byly převedeny laboratorní údaje na přírodní podmínky v Japonsku, Muramoto a Oki (1983) vypočítali maximální odstranění těžkých kovů z velmi kontaminovaných vod. Poznatky jsou možná příliš optimistické, protože zde opět nastávají problémy s převedením z laboratoře do terénu a sledování biomasy na základě kultivace v podmínkách bez těchto kovů.

Bylo navrženo využít tuto rostlinu k získání zlata z chudých ložisek (Anon, 1976). Gold Hill Mesa Corp. v Colorado Springs podnikla průzkum, ve kterých zlato z nalezišť bylo vymyto od kyanidů a uskladněno v odkalovacích rybnících, do kterých byla *Eichhornia* přidána. Počáteční kádňové čistící procedury vrátily jen 60% ze zlata a doufalo se, že něco ze zbytku by se mohlo odčerpat vodním hyacintem a později znovu získat spálením rostlinného materiálu. Není k dispozici žádná informace o úspěchu nebo jiném výsledku z této operace.

3.2. Rhizofiltrace

Rhizofiltrace obvykle zahrnuje hydroponické pěstování rostlin v pevném nebo pohyblivém vodním prostředí, kde kořeny rostliny absorbují polutanty z vody. Principy této techniky byly popsány Dushenkovem a kol. (1995) a Saltem a kol. (1995).

Ideální rostliny pro rhizofiltraci by měly mít rozsáhlý kořenový systém a být schopné odstraňovat kovový polutant v krátké době. Takové rostliny by měly být schopné vyprodukovat 1,5 kg (sušiny) kořenů za měsíc na metr čtvereční vodního povrchu.

Suchozemské rostliny mají obvykle mnohem větší kořenový systém než vodní. Tyto kořeny jsou často cévnaté a jsou pokryty velkým množstvím kořenových vlásků představujících obrovský povrch prostoru do média, ve kterém rostou. Tento relativně nový obor byl popsán jako rhizofiltrace a je současně studován různými institucemi jako např. v Rutgers University, New Jersey, kde je velmi aktivní na tomto poli I. Raskin. Mnoho z jejich práce na univerzitě a v jejich propojeném komerčním podniku (Phytotech Inc.) se týkalo získání olova ze znečištěných vod použitím kořenových systémů suchozemských rostlin.

Vhodnými kandidáty pro rhizofiltraci jsou hořčice indická (*Brassica juncea*) a slunečnice roční (*Helianthus annuus*). Oba tyto druhy koncentrují těžké kovy v kořenových systémech a pouze malé obsahy kovu jsou translokovány do nadzemních rostoucích částí. Jestliže dojde k rozsáhlejší translokaci má to za následek snížení výkonnosti rhizofiltrace.

Kromě fyzické adsorpce těžkých kovů kořenovým systémem jsou rostliny schopné snížit obsah kovu jako např. olova na kořenovém systému vylučováním fosfátů, které mohou tvořit vysoce nerozpustné fosfáty olova. Koncentrační faktory prvků (bioakumulační koeficienty) definované jako obsah prvku v kořenech dělené obsahem ve vodě jsou vysoké-až 60.000 pro některé prvky (Salt a kol., 1995).

Rhizofiltrací se dají odstranit nejen těžké kovy, ale i organické látky a živné prvky (Schnoor a kol., 1995), často použitím velkých stromů jako vrba a topol. Tyto stromy mohou odstraňovat ostatně i kovy.

Rhizofiltrace může být rozdělena do tří hlavních sekcí dle použitých rostlin:

- velkých ročních nebo trvalých bylin nebo trav
- stromů
- stromů, velkých bylin, rákosí nebo trav k čištění kontaminovaných vod, kde je voda navracena do atmosféry a kovy jsou zachyceny v rostlinách.

3.2.1. *Brassica juncea* (Indická hořčice)

Olovo

Některé z dřívějších pokusů využití *Brassica juncea* pro rhizofiltraci olova byly provedeny Dushenkovem a kol.(1995). Studovali 24 různých bylin, trav a kulturních rostlin a zkoumali, která absorbuje největší množství olova do svého kořenového systému. Hodnoty se pohybovaly od 60 mg olova/g suché biomasy k 136, 140 a 169 mg/g pro *Brassica juncea*, *Helianthus annuus* a *Agrostis capilaris* (psineček tenký). Příliš malá celková biomasa trávy *Agrostis* brání jejímu potenciálnímu využití pro rhizofiltraci, protože pro tento účel jsou použitelnější trávy s větší biomasou.

Příjem olova a pěti dalších prvků kořeny a rostoucími nadzemními částmi *Brassica juncea* byl srovnán s odpovídajícími hodnotami pro penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*), dobře známým hyperakumulátorem kadmia a zinku. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce č.5, kde je vidět, jaké jsou rozdíly v příjmu kovů pro rostoucí nadzemní části a kořeny pro oba druhy. Biomasa kořenů *Brassica* je nicméně daleko větší než u *Thlaspi* a to je ten největší činitel v její prospěch.

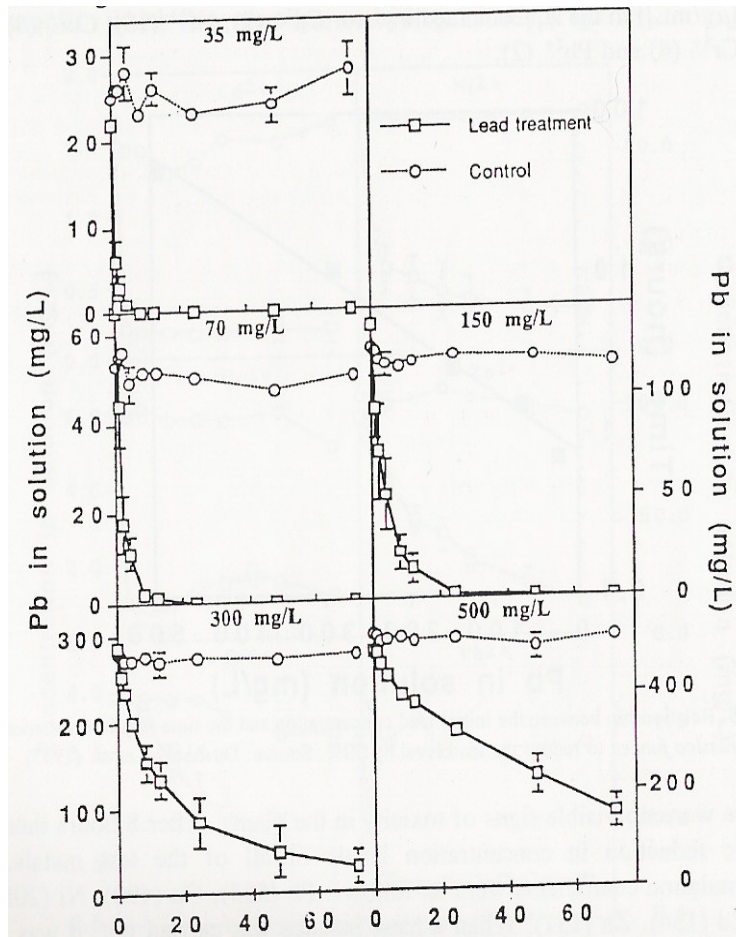
Tab. 5: Bioakumulační koeficienty pro kořeny a rostoucí nadzemní části hydroponicky pěstovaných vzorků *Thlaspi caerulescens* a *Brassica juncea* vystavených po 8 dní působení roztoků o různém obsahu kovů.

Metal	Initial conc.	BS	TS	BR	TR
Cd	5 µg/mL	175	59	20574	4258]
Cu	1 µg/mL	159	623	55809	60716
Cr	0.4 µg/mL	80	89	5486	8545
Ni	1 µg/mL	587	2739	11475	8425
Pb	5 µg/mL	3	29	1432	7011
Zn	3 µg/mL	49	770	1816	2990

BS-*Brassica* shoots, TS-*Thlaspi* shoots, BR-*Brassica* roots, TR-*Thlaspi* roots. After: Salt *et al.* (1995).

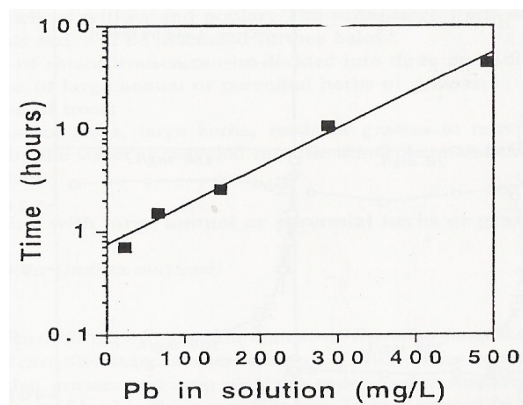
Experimenty popsané Dushenkovem a kol.(1995) dokázaly rychlé odstranění olova z roztoků obsahujících 0-500 µg/ml (=ppm) olova, ve kterých *Brassica juncea* hydroponicky rostla (obr. 21).

Obr. 21: Odstranění olova kořeny *Brassica juncea* pěstované hydroponicky až 72 hodin v testovacích roztocích obsahujících 0-500 mg/l ($\mu\text{g/ml}$) olova (Dushenkov a kol., 1995).



Kořeny byly schopné odstranit většinu olova ve 24 hodinách pro koncentrace olova vyšší než 150 $\mu\text{g/ml}$. Na vyšších koncentracích byla extrakce pomalejší a méně ucelená. Existuje zde lineární vztah mezi počáteční koncentrací olova a časem potřebným pro kořeny *Brassica* k odstranění poloviny počátečního obsahu olova ve vodě, což ukazuje obr. 22.

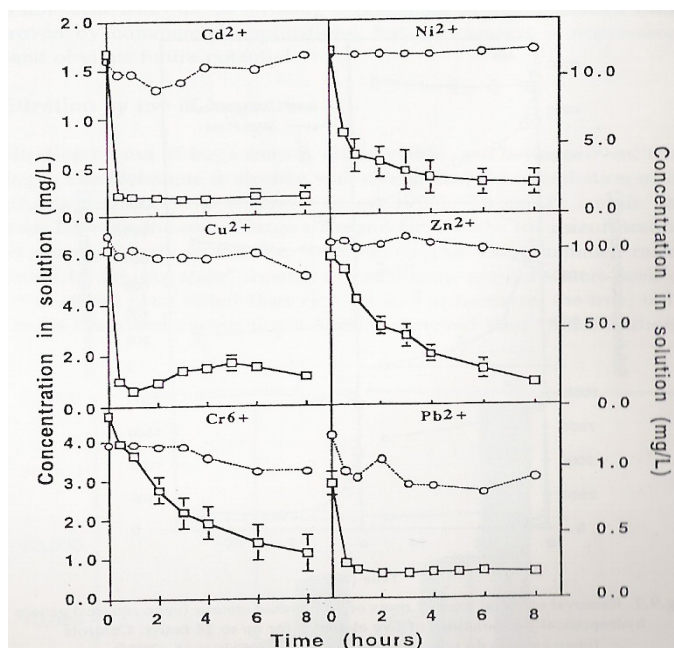
Obr. 22: Vztah mezi počáteční koncentrací olova a časem potřebným pro kořeny *Brassica juncea* ke snížení obsahu olova o 50 %.



Další prvky

Ačkoli většina prací provedených Dushenkovem a kol.(1995) byla věnována příjmu olova, také tam popisují analogické pokusy pro rhizofiltraci kadmia, niklu, mědi, zinku a chromu. Výsledky těchto pokusů jsou uvedeny na obr. 23. Počáteční koncentrace prvků (mg/l) ve vodných médiích byly: dvojmocné kationty: kadmium(2), nikl(10), měď(6), zinek(100), olovo(2); šestimocný: chrom(4).

Obr. 23: Odstranění iontů kovů kořeny *Brassica juncea* (čtverce) rostoucí hydroponicky v roztocích šesti prvků až 8 hodin. Kontrolní vzorky (kruhy) neobsahovaly kořeny (Dushenkov a kol.).



Neobjevily se žádné viditelné známky toxicity pro testované rostliny. Po osmi hodinách citelně poklesly hladiny koncentrace všech testovaných kovů. Bioakumulační koeficienty byly následující: olovo 563, měď 490, nikl 208, chrom 179, kadmium 134, zinek 131. Když byla provedena hmotnostní bilance vážením biomasy rostlin, zjistilo se, že v rostlinách bylo o dost méně kovu než se ztratilo z roztoku. To by mohlo být vysvětleno vysrážením některých těžko rozpustných iontů vyloučenými exsudáty rostlin jako např. fosfáty. Chrom extrahovaný do kořenů rostliny byl nalezen ve formě trojmocného kationtu, což indikuje, že chrom je během procesu absorpce rostlinou redukován.

Proplachování usušených kořenů *Brassica juncea* bylo mnohem méně efektivní v odstraňování těžkých kovů z roztoku. Například roztok na počátku obsahující 300 µg/ml olova ihned klesl na 250 µg/ml (způsobeno srážením) ve všech pokusech a poté klesl k asi 20 µg/ml po desíti hodinách s využitím živých kořenů, ale stále měl 200 µg/ml, když byly použity sušené kořeny.

3.2.2. *Helianthus annuus* (slunečnice roční)

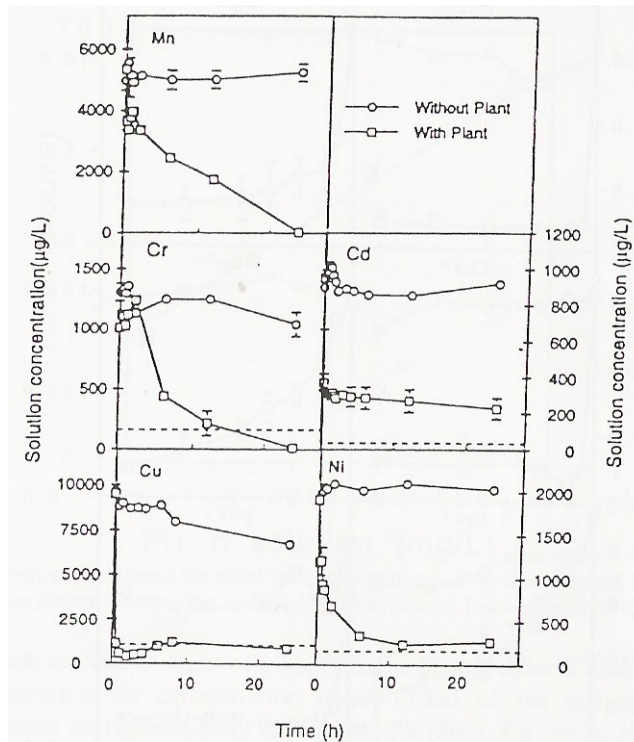
Mnoho extenzivních pokusů bylo provedeno se slunečnicí roční (*Helianthus annuus*). Tato velká jednoletá rostlina má přibližně stejný objem biomasy jako *Brassica juncea* a hned absorbuje stopové prvky do své rhizosféry. Salt a kol.(1995) popsal pokusy, ze kterých byla tato rostlina schopná odčerpat pět prvků z roztoku, ve kterém byla hydroponicky pěstována.

Jak je vidět z obr. 24, slunečnice je schopná výrazně snížit koncentrace manganu, chromu, kadmia, mědi a niklu na extrémně nízké hladiny už po 24 hodinách. Podobné výsledky byly dosaženy i pro uran, olovo a zinek.

Protože rhizofiltrace může být využita hospodárně většinou především v situacích o velkých objemech vody s relativně nízkými hladinami kontaminantů, zdá se být možnou metodou k odstranění radioaktivních nuklidů ze znečištěných vod jako např. v Černobylu. Cooney (1996) zveřejnil testy provedené blízko Černobylu B.D.Ensleyem (Phytotech Inc.) a I.Raskinem a dalšími z Rutgers University. V těchto testech byl rybník kontaminovaný radioaktivním stronciem a césiem pokryt pěnovými polystyrenovými plováky o velikosti jednoho metru čtverečního a do nich byly vloženy sazenice *Helianthus annuus*. Po čtyřech až osmi týdnech byly rostliny sklizeny, usušeny a analyzovány na oba radioizotopy. Nejvyšší biokoncentrační koeficient pro césiem byl nalezen v kořenech slunečnice a pro stroncium v rostoucích nadzemních částech.

V testech provedených v Ashtabula, Ohio, měly slunečnice kořeny ponořené ve vodách kontaminovaných 100-400 ng/ml (=ppb) uranem (Cooney, 1996). V prvních 24 hodinách obsah uranu klesl z 95 % pod standard EPA, tj. 20 ng/ml.

Obř. 24: Odstranění iontů kovů kořeny *Helianthus annuus* (čtverce) rostoucí hydroponicky v roztocích pěti prvků až 24 hodin. Kontrolní vzorky (kruhy) neobsahovaly kořeny (Salt a kol., 1995).



3.2.3. Praktické návrhy pro rhizofiltraci užitím velkých bylin

Propagační materiály rozšiřované firmou Phytotech Inc. navrhuji komerční rhizofiltrační systém, ve kterém znečištěná voda teče skřz řady buněk, ve kterých jsou rostliny hydroponicky pěstovány a hnojeny postřikem shora. Čištěná voda potom odchází ze systému nebo může jím být znovu protečena, jestliže není dostatečně čistá. Klady systému dle tvrzení firmy jsou, že dovoluje čištění -in situ- s minimalizací narušení prostředí a že tento postup zatím není drahý, více efektivní než srovnatelné technologie a vhodný pro odstranění i nízkých hladin radioaktivní kontaminace.

Z propagační brožurky není jasné na jakém stupni byl tento systém prozkoušen v praxi, ale pojetí samo je působivé v jeho designu a jasném budoucím potenciálu pro praktické využití.

3.2.4. Rhizofiltrace velkými stromy

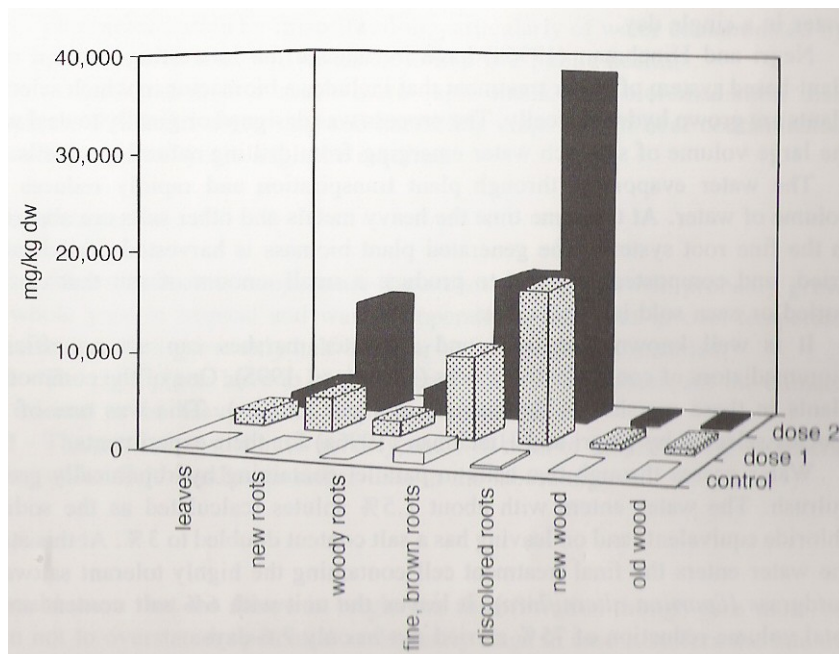
Rhizofiltrace s využitím velkých stromů je také možná a lépe vyzkoušená rozvíjející se technologie. Tato technika je již dobře

zavedena pro odstraňování organických kontaminantů jako např. TNT (Schnoor a kol., 1995). Existují určité nutné rozdíly mezi užitím stromů a větších bylin pro filtraci kořeny. Stromy rostou obvykle „in situ“ (= v místě). Cirkulující podzemní vody vyhledají kořenovou sféru stromů, spíše než naopak. Kromě toho strom není sklizen po rhizofiltraci na rozdíl od jednoletých bylin.

Nyer a Gatliff (1996) zveřejnili práci provedenou Negrim a kol. (1996), ve které byl zkoumán příjem zinku hybridním topolem (*Populus sp.*). Laboratorní pokusy zahrnovaly růst rostlin v křemenném písku, ve kterém živiny a různá množství zinečnatých roztoků cirkulovaly skrz rhizosféru. Jednoduchý průchod roztoku obsahujícího 800 µg/ml zinku ukázal téměř kompletní odstranění zinku za dobu 4 hodin. Pro roztoky obsahující více než 1000 µg/ml kovu měly výluhy vždy méně než 100 µg/ml zinku.

Na konci pokusu byly topoly sklizeny a různé rostlinné orgány analyzovány na zinek. Výsledky jsou na obr. 25, ze kterého je vidět, že daleko největší koncentrace zinku (38 055 µg/g) byla nalezena v kořenech. V nadzemních částech rostlin koncentrace kovu nepřevýšily 2 250 µg/g v suchých listových tkáních a 900 µg/g ve zdřevnatělých větvích.

Obr. 25: Koncentrace zinku v topolech vystavených kontaminovaným vodám (Negri a kol., 1996).



3.2.5. Užití rhizofiltrace k ozdravení a čištění kontaminovaných odpadních vod

Existují situace, ve kterých je vhodné nejen pročistit odpadní vodu, ale i snížit její objem. Stromy jako topol a vrba jsou velmi výkonné přírodní pumpy, které čistí podzemní vodu a vrací ji do atmosféry transpirací. Nyer a Gatliff (1996) zveřejnili, že jedna vrba využije a transpiruje a prodýchá 22 500 litrů (500 galonů) vody v jednom dni.

Negri a Hinchman (1996) představili zajímavé pojetí systému čištění vod na základě rostlin, který zahrnuje bioreaktor, ve kterém jsou hydroponicky pěstovány vybrané rostliny. Proces byl původně navržen k vyřešení obrovských objemů slané vody vyvěrající z navrtaných přírodních plynových vřidel.

Voda se vypařuje prostřednictvím transpirace rostlinou a rychle klesá objem vody. V ten samý čas jsou těžké kovy a ostatní soli absorbovány v kořenovém systému. Vytvářená biomasa rostlin je periodicky sklízena, sušena a kompostována nebo spálena k produkci malého množství popela, který může být zakopán nebo dokonce v některých případech prodán.

Je dobře známo, že sladko- a slanovodní mokřady mohou pracovat jako účinné biologické čistírny kontaminovaných vod (Kirschner, 1995). Jednou z nejběžnějších rostlin těchto mokřadů je skřípina (*Scirpus validus*). Toto byl jeden z druhů vybraných Negrim a Hinchmanem (1996) pro jejich pokus.

Voda proudí paralelně skrz dvě buňky obsahující hydroponicky pěstované sítiny. Voda vstupuje do buněk s obsahem kolem 1,5 % solí (počítáno jako ekvivalent NaCl) a na výstupu má obsah solí zdvojnásoben na 3 %. Na tomto stupni voda vstupuje do konečné čistící buňky obsahující vysoce tolerantní slanovodní *Spartina alterniflora*. Jednotku opouští s obsahem soli 6 % a celkovou objemovou redukcí 75% provedenou jen v 7,6 dne.

3.2.6. Konečné zhodnocení rhizofiltrace

Rhizofiltrace jako obecnější obor biologického čištění odpadních vod v novém pojetí, se těší světovému zájmu, protože není jen ekologický, ale jeví se daleko levnější než mnoho jiných alternativ a v některých případech může být i finančně návratný, jestliže je konečný produkt prodejný. Počáteční euforie popsání nového postupu musí být mírněna výskytem nevýhod stejně jako výhod nové technologie. Toto bylo načrtnuto Blackem (1995) pro biologické čištění odpadních vod všeobecně spíše než specificky pro rhizofiltraci. Nicméně platí i pro rhizofiltraci.

Výhody:

B.Ensley z Phytotech Inc. odhadl, že cena ozdravení jednoho metru krychlového kontaminované půdy bude stát kolem 80 amerických dolarů oproti 250 pro běžné metody. Není udána žádná suma pro kontaminované vody, ale můžeme předpokládat, že rhizofiltrace bude stát kolem 25 % ze sumy pro jiné metody tak jako u půdy.

Jednoduchost a levnost biologického čištění odpadních vod by měla dobře urychlit současný stav čištění rizikových odpadních vod.

Objem biomasy, která musí být odstraněna a uskladněna nebo prodána je o několik řádů menší než původní objem vody.

Čištění rhizofiltrací, částečně vod kontaminovaných jedovatými kovy jako olovo, dělá hodně pro zlepšení zdraví všeobecně.

Rhizofiltrace je mnohem rychlejší metoda biologického čištění odpadních vod než technologie, které zahrnují pěstování a sklizeň plodin rostoucích na kontaminovaných půdách, kde je potřeba několika let.

Nevýhody:

Rhizofiltrace je závislá na teplotě. Rostliny budou pravděpodobně růst celý rok v tropických a teplých oblastech, ale v chladném klimatu budou bez nainstalovaného vytápění růst pouze půl roku.

Nedostatečně prozkoumány rostliny, které budou vhodné pro určité klima a tolerantní k těžkým kovům, které jsou odstraňovány.

Metoda je stále na začátku a bude potřeba ji prozkoumat rozsáhlým testováním v polních podmínkách spíše než v laboratoři.

Budoucnost

Zdá se, že budoucnost je pro rhizofiltraci nadějná, ačkoli ještě plně nepřekonala počáteční stadium, kdy jsou nové technologie po prvních problémech vyřazeny. Nicméně je velmi pravděpodobné, že ji tento osud nepotká. Relativně nová myšlenka, která se vynořila (Negri a Hinchman, 1996) je užití chelátových činitelů ke zvýšení účinnosti příjmu těžkých kovů rostlinami rostoucími jako plodiny na znečištěných půdách. Neexistuje žádný důvod, proč tu samou proceduru neaplikovat na systém rhizofiltrace-nakapáním chelátů na filtrační jednotku.

Můžeme se těšit na další myšlenky, které přibudou v dalších letech a mohou dát rhizofiltraci řádné místo mezi již zaběhnutými metodami.

Česká republika

Také v Čechách se během posledního desetiletí podařilo zavést do praxe čištění odpadních vod z malých sídel pomocí rhizofiltrace, respektive pomocí tzv. kořenových čistíren odpadních vod (Vymazal,

2005). Lze předpokládat, že se u nás tato vhodná a k životnímu prostředí šetrná metoda ještě více rozšíří. U nás a ve světě celkově jsou pro rhizofiltraci vhodné zejména chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a rákos obecný (*Phragmites australis*) (Vymazal a Kröpfelová, 2005).

4. Závěr

Z uvedené literatury vyplývá, že vodní mechy jsou použitelné k biomonitoringu těžkých kovů. Jejich akumulční schopnosti však závisí na průběhu vegetačního období, růstové fázi mechu, zastínění vodní plochy, teplotě, pH, tvrdosti a prvkovém složení vody atd. Mechy neabsorbují těžké kovy přednostně - v oligotrofních vodách je přijímají při nedostatku jiných úživných látek více než ve vodách s lepší nabídkou živin. Vodní mechy rovněž dobře akumulují radioaktivní prvky, jejichž mechanismus příjmu je podobný jako v případě těžkých kovů. Nejvíce prozkoumaným vodním mechem je *Fontinalis antipyretica* a některé další např. *Rhynchostegium riparioides* a další druhy *Fontinalis*.

Některé rostliny se používají nejen k biomonitoringu, ale přímo k dekontaminaci vodního či suchozemského prostředí. V tropických a subtropických oblastech je známý vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*), volně rostoucí na Nilu a zavlažovacích kanálech v Egyptě, Súdánu a středovýchodní Africe, kde je ovšem povětšinou škodlivým plevellem. V ČR se této vlastnosti např. chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) a rákosu obecného (*Phragmites australis*) využívá v kořenových čistírnách odpadních vod.

5. Seznam použité literatury:

Ah-Peng, C. a Rausch De Traubenberg, C. (2004): Bryophytes aquatiques bioaccumulateurs de polluants et indicateurs écophysiologicals de stress.-In.: Cryptogamie, Bryologie 25, Pp. 205-248.

Anon. (1976): Hyacinths may help recover gold from tailings.-In.: Engineering and Mining Journal. 32

Arndt, U., Nobel, W. a Schweitzer, B. (1987): Bioindikatoren, Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Stuttgart. Verlag Eugen Ulmer. 388.

Aronsoo, I., Vuori K.-M. a Nieminen M. (1999): Survival and growth of transplanted *Fontinalis dalecarlica* (Bryophyta) in controlled flow and short-term regulated flow sites in the Perhonjoki river, western Finland.-In.: Regul Rivers. Res Manage. 87-97.

Basile, V. a Basile, M.R. (1988): Procedures used for the axenic culture and experimental treatment of bryophytes.-In.: Glime, J.M.: Methods in Bryology. Houghton. Hattori Botanical Laboratory. 1-16.

Beaugelin-Seiller, K., Baudin, J.P. a Brottet, D. (1994): Use of aquatic mosses for monitoring artificial radionuclides downstream of the nuclear power plant of Bugey (River Rhone, France).-In.: J Environ Radioact. 217-233.

Beaugelin-Seiller, K., Baudin, J.P. a Casellas, C. (1995): Experimental study of the effects of various factors on the uptake of ⁶⁰Co by freshwater mosses.-In.: Arch Environ Contam Toxicol. 125-133.

Bell, S., Ashenden, T.W. a Rafarel, C.R. (1992): Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosum*.-In.: Environmental Pollution. 11-14.

Benson, N.R. (1953): Effect of season, phosphate and acidity on plant growth in arsenic toxic soils.-In.: Soil Science. 215-224.

Biehle, G., Speck, T. a Spatz, H.C. (1998): Hydrodynamics and biomechanics of the submerged water moss *Fontinalis antipyretica*- A comparison of specimens from habitats with different flow velocities.-In.: Bot Acta. 42-50.

Black, H. (1995): Phytoremediation.- In.: Innovations. 1-6.

Bode, A. (1928): Reste über Hüttenbetriebe im West- und Mittelharz. Jahrbuch der Deutschen Geographischen Gesellschaft. 141-197.

Bornhardt, W. (1943): Der Oberharzberger Bergbau im Mittelalter. Archiv der Landes-Volkskunde Niedersachsens. 449-502.

Bowden, W.B., Arscott, D., Pappathanasi, D., Finlay, J., Glime, J.M., LaCroix, J., Liao, C.L., Hershey, A., Lampella, T., Peterson, B., Wollheim, W., Slavik, K., Shelley, B., Chesterton, M.B., Lachance, J.A., LeBlanc, R.M., Steinman, A. a Suren, A. (1999): Roles of bryophytes in stream ecosystems.-In.: J.N. Am Benthol Soc. 151-184.

Bowen, H.J.M. (1966): Trace Elements in Biochemistry. London. Academic Press. 241 pp.

- Brown, D.H. a Bates, J.W.** (1990): Bryophytes and nutrient cycling.-In: Bot J Lin Soc. 129-147.
- Bruns, I., Friese, K., Markert, B. a Krauss, G.J.** (1997): The use of *Fontinalis antipyretica* as a bioindicator for heavy metals. 2. Heavy metal accumulation and physiological reaction of *Fontinalis antipyretica* in active biomonitoring in the river Elbe.-In.: Sci Total Environ. 161-176.
- Bruns, I., Siebert, A., Baumbach, R., Miersch, J., Guenter, D., Markert, B. a Krauss, G.J.** (1995): Analysis of heavy metals and sulphur-rich compounds in the water moss *Fontinalis antipyretica*.-In.: Fresen, J.: Anal Chem. 101-104.
- Bundesministerium für Forschung und Technologie (1988). Umweltprobenbank. Springer verlag, Berlin. Heidelberg. New York. Pp 158.
- Burton, M.A.S. a Peterson, P.J.** (1979): Environ Pollut. 39-46.
- Callaghan, T.V., Collins, N.J. a Callaghan, C.H.** (1978): Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland.-In.: Oikos. 73-88.
- Campbell, P.G.C., Tessier, A., Bisson, M. a Bougie, R.** (1985): Accumulation of copper and zinc in the yellow water lily *Nuphar variegatum*: relationships to metal partitioning in the adjacent lake sediments.-In.: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 23-32.
- Carballeira, A., Diaz, S., Vazquez, M.D. a Lopez, J.** (1998): Inertia and resilience in the responses of the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica* to thermal stress.-In.: Arch Environ Contam Toxicol. 343-349.
- Carter, L.F. a Porter, S.D.** (1997): Trace-element accumulation by *Hygrohypnum ochraceum* in the upper Rio Grande basin, Colorado and New Mexico, USA.-In.: Environ Toxicol Chem. 2521-2528.
- Cesa, M., Bizzotto, A., Ferraro, C., Fumagalli, F. a Nimis, P.L.** (2006): Assessment of intermittent trace element pollution by moss bags.-On-line on Web of Science.
- Ciffroy, P., Beaugelin, K., Claveri, B., Siclet, F., Baudin, J.P. a Vazelle, D.** (1997): The quantification of metallic or radioactive pollutant flows in freshwater by the use of a mathematical model describing the evolution of contamination levels of a bryophytes species, *Platyhypnidium riparioides*.-In.: Dismet, G., Blust, R.J., Comans, R.N.J., Fernandez, J.A., Hilton, J. a de Bettencourt, A. (eds): Freshwater and Estuarine Radioecology. Amsterdam. Elsevier Science. Pp 307-318.
- Cooney, C.M.** (1996): Sunflowers remove radionuclides from water on ongoing phytoremediation field tests.-In.: Environmental Science and Technology News. 194A
- Cornwell, D.A., Zoltek, J.Jr., Patrinely, C.D., Furman, T.S. a Kim, J.I.** (1977): Nutrient removal by water hyacinths.-In.: Journal of the Water Control Federation. 57-65.

- Crist, R.H., Martin, J.R., Chonko, J. a Crist, D.R.** (1996): Uptake of metals on peat moss-An ion-exchange process.-In.: Environ Sci Technol. 2456-2461.
- Croisetiere, L., Hare, L. a Tessier, A.** (2001): Influence of current velocity on cadmium accumulation by an aquatic moss and the consequences for its use as a biomonitor,-In.: Environ Sci Technol. 923-927.
- Delépée, R. a Pouliquen, H.** (2002): Determination of oxolinic acid in the bryophyte *Fontinalis antipyretica* by liquid chromatography with fluorescence detection.-In.: J Chromatogr B. 89-95.
- Dushenkov, V., Kumar, N.P.B.A., Motto, H. a Raskin, I.** (1995): Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams.-In.: Environmental Science and Technology. 1239-1245.
- Ellman, G.L.** (1959): Arch Biochem Biophys. 70-77.
- Engelke, R.** (1984): Schwermetallgehalte in Laubmoosen des Hamburger Stadtgebietes und Untersuchungen zur Sensibilität bei experimenteller Belastung.-In.: Doctoral thesis. University of Hamburg. 101.
- Engleman, C.J. a McDiffett, W.F.** (1996): Accumulation of aluminium and iron by bryophytes in streams affected by acid-mine drainage.-In.: Environ Poll. 67-74.
- Englund, G., Jonsson, B.G. a Malmqvist, B.** (1997): Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers.-In.: Biol Conserv. 79-86.
- Forster, E.M., Peichl, L. a Matthies, M.** (1990): Ökosystemare Monitorprogramme zu Umweltchemikalien. Neuherberg. GSF-Bericht. 59.
- Forstner, U. a Wittman, G.T.W.** (1981): Metal Pollution in the Aquatic Environment 2nd Edition. Berlin. Springer.
- Frost, U.** (1990): Cryptogamie, Bryol Lichenol. 339-352.
- Gagnon, C., Vaillancourt, G. a Pazdernik, L.** (1998): Influence of water hardness on accumulation and elimination of cadmium in two aquatic mosses under laboratory conditions.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology 34, Pp. 12-20.
- Gekeler, W., Grill, E., Winnacker, E.-L. a Zenk, M.H.** (1989): Naturforsch. 361-369.
- Glime, J.M.** (1984): Theories on adaptation to high light intensity in the aquatic moss *Fontinalis*.-In.: J Bryol. 257-262.
- Glime, J.M.** (1992): Effects of pollutants on aquatic species.-In.: Bates, J.W. a Farmer, A.M. (eds): Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. Oxford. Oxford Science. Pp 333-361.
- Glime, J.M., Nissila, P.C., Trynovski, S.E. a Fornwall, M.D.** (1979): A model for attachment of aquatic moss.-In.: J Bryol. 313-320.
- Glooschenko, W.A. a Arafat, N.** (1988): Atmospheric deposition of arsenic and selenium across Canada using Sphagnum moss as a biomonitor.-In.: The Science of the Total Environment. 269-275.

- Glooschenko, W.A., Holloway, L. a Arafat, N.** (1986): The use of mires in monitoring the atmospheric deposition of heavy metals.-In.: Aquatic Botany. 179-190.
- Goncalves, E.P.R., Soares, H.M.V.M., Bonaventura, R.A.R., Machado, A.A.S.C. a Esteves Da Silva, J.C.G.** (1994): Sci Total Environ. 143-156.
- Gupta, G.C.** (1980): Use of water hyacinths in wastewater treatment.-In.: Journal of Environmental Health. 80-82.
- Hakanson, L., Brittain, J.E., Monte, L., Bergström, U. a Heling, R.** (1996): Modelling of radiocesium in lakes: lake sensitivity and remedial strategies.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 33, Pp. 1-25.
- Harrass, M.C., Kindig, A.C. a Taub, F.B.** (1985): Responses of blue-green algae and green algae to streptomycin in unialgal and paired cultures.-In.: Aquat Toxicol. 1-11.
- Hébrard, J.P., Foulquier, I. A Grauby, A.** (1968): Aperçu sur les modalités de la contamination d'une mousse dulcicole, *Plathypnidium riparioides* par le césium-137 et le strontium-90.-In.: Revue bryologique et lichenologique 36, Pp. 219-242.
- Hilitzer, A.** (1923): Les lichens des roches amphiboliques aux environs de Vseruby.-In.: Cas. Narodny Museum. 1-14.
- Hill, C.F.** (1975): Impounded lakes of the Waikato River.-In.: Jolly, V.H. a Brown, J.M.A. (eds): New Zealand Lakes. Auckland. Auckland University Press. New Zealand.
- Hongve, D., Brittain, J.E. a Björnstad, H.E.** (2002): Aquatic moss as a monitoring tool for ¹³⁷Cs contamination in streams and rivers- A field study from central southern Norway.-In.: J Environ Radioactiv. 139-147.
- Hutchinson, G.E.** (1975): A Treatise on Limnology Vol.3. London. Wiley. 264-348.
- Chen, Y.-C. (1998): Development of protoplasts from holdfasts and vegetative thalli of *Monostroma latissimum* (Chlorophyta, stromatacea) for algal seed stock.-In.: J Phycol. 1075-1081.
- Imura, S., Higuchi, M., Kanda, H. a Iwatsuki, Z.** (1992): Culture of rhizoidal tubers on an aquatic moss in the lakes near the Syowa station area, Antarctica.-In.: Polar Biol. 114-117.
- Jackson, P.P., Robinson, N.J. a Whitton, B.A.** (1991): Environ Exp Bot. 359-366.
- Jain, S.K., Vasudevan, P. a Jha, N.K. (1989): Removal of some heavy metals from polluted waters by aquatic plants: studies on duckweed and water velvet.- In.: Biological Wastes. 115-126.
- Johansson, L.** (1995): Detection of metal contamination along a small river through transplantation of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*.-In.: Aqua Fennica. 49-55.
- Jones, K.C. a Peterson, P.J.** (1985): Water, Air Soil Pollut. 329-338.
- Kay, S.H., Hailer, W.T. a Garrard, L.A.** (1984): Effects of heavy metals on water hyacinths (*Eichhornia crassipes*).-In.: Aquatic Toxicology. 117-128.

- Kirschner, E.M.** (1995): Botanical plants prove useful in cleaning up industrial sites.-In.: Chemical and Engineering News. 22.
- Kreeb, K.H. a Weinmann-Kreeb, R.** (1987): Pflanzliche Bioindikatoren als stressintegrierende Systeme: Analyse, mathematische Modellierung und Bedeutung für die Erstellung von Schadkatastern.-In.: VDI-Bericht No. 609. 217-248.
- Lange, O. a Ziegler, H.** (1963): Der Schwermetallgehalt von Flechten aus dem *Acarosporetum sinopicae* auf Erzschlackenhalde des Harzes.-In.: Mitteilungen der Floristischen-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft. 156-177.
- Lee, J.A. a Tallis, J.H.** (1973): regional and historical aspects of lead pollution in Britain.-In.: Nature. 287-292.
- Leppard, G.G.** (1983): Trace element speciation and the quality of surface waters: an introduction to the scope for research.-In: Leppard, G.G. (ed.): Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications. New York. Plenum Press. 1-15
- Liddle, J.R.** (1982): Arsenic and other Elements of Geothermal Origin in the Taupo Volcanic Zone. Massey University. PhD Thesis. New Zealand. 309
- Little, P. a Martin, M.H.** (1974): Biological monitoring of heavy metals pollution.-In.: Environm. Pollution. 1-19.
- Loe, G. a Söderström, L.** (2001): Regeneration of *Herbertus* S.F. Gray fragments in the laboratory. *Lindbergia*. 3-7.
- Manning, W.J. a Feder, W.A.** (1980): Biomonitoring Air Pollution with Plants. London. Applied Science Publisher. 35-37.
- Markert, B.** (1991): Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin, USSR, Part 1 : Mosses and peat profiles as bioindicators for different chemical elements.-In.: Vegetatio. 127-135.
- Markert, B.** (1993): Plants as biomonitors/indicators for heavy metal pollution of the terrestrial environment. Weinheim and New York. VCH-Publisher. Pp 644.
- Markert, B. a Fresenius, J.** (1992): *Anal Chem*. 409-412.
- Markert, B. a Meer, G.** (1985): Biomonitoring mittels *Hypnum cupressiforme* im Grossraum Osnabrück.-In.: Veröffentlichungen der naturforschenden Gesellschaft zu Emden, Vol.5. Serie Jahresberichte. 57-67.
- Markert, B. a Weckert, V.** (1989): Fluctuations of element concentrations during the growing season of *Polytrichum formosum*.-In.: Water, Air and Soil Pollution. 177-189.
- Markert, B. a Weckert, V.** (1989): Use of *Polytrichum formosum* (moss) as a biomonitor for heavy metal pollution- (Cd, Cu, Pb, Zn).-In.: Science of the Total Environment. 289-294.
- Markert, B. a Weckert, V.** (1989b): Grenzen passiven Biomonitorings mit Hilfe von *Polytrichum formosum* .-In.: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Essen, 1988). 867-872.
- Markert, B. a Weckert, V.** (1993): *Toxicol Environ Chem*. 43-56.

- Markert, B. a Weckert, V.** (1994): Sci Total Environ. 93-96.
- Markert, B. a Wtorowa, V.** (1991): Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere reserve near Kalinin, USSR. Part 3: Comparison of the multielement budget with a forest ecosystem in Germany.-In.: Vegetatio. 43-58.
- Markert, B.**(1993): Plants as biomonitors/indication for heavy metals in the terrestrial environment. VCH. Weinheim. New York. Tokyo.
- Martin, M.H. a Coughtrey, P.J.** (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution: land and air. London and New York. Applied Science Publishers.
- Martins, R.J.E., Pardo, R. a Boaventura, R.A.R.** (2004): Cadmium (II) a zinc (II) adsorption by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*: effect of temperature, pH and water hardness.-In.: Water Research. P. 693-699.
- Maschke, J.** (1981): Moose als Bioindikatoren von Schwermetallimmissionen.-In.: Cramer, J. (ed): Bryophytum Bibliotheka. P. 492.
- Maurel-Kermarrec, A., Pally, M., Foulquier, L. a Hebrard, J.P.** (1983): Cinétique de la fixation dun mélange de Césium 137, de Chrome 51, de Cobalt 60, de Manganese 54 et de Sodium 22 par *Plathyridium riparioides*.-In.: Cryptogamie Bryologie Lichenologie 4, Pp.299-313.
- McCracken, I.R.** (1989): Purifying algal cultures-A review of chemical methods.-In.: Proc N S Inst Sci. 145-168.
- McDonald, R.C. a Wolverson, B.C.** (1980): Comparative study of wastewater lagoon with and without water hyacinth.-In.: Economic Botany. 101-110.
- Mersch, J. a Reichard, M.** (1998): In situ investigation of trace metal availability in industrial effluents using transplanted aquatic mosses.-In.: Arch Environ Cont Toxicol. 336-342.
- Mouvet, C.** (1985): Verh Internat Verein Limnol. 2420-2425.
- Mouvet, C. a Claveri, B.** (1999): Localization of copper accumulated in *Rhynchostegium riparioides* using sequential chemical extraction.-In.: Aquat Bot. 1-10.
- Mouvet, C., Morhain, E., Sutter, C. a Couturieux, N.** (1993): Aquatic mosses for the detection of follow-up of accidental discharges in surface waters.-In.: Water Air Soil Poll. 333-348.
- Muramoto, S. a Oki, Y.** (1983): Removal of some heavy metals from polluted water by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*).-In.: Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 170-177.
- Negri, M.C. a Hinchman, R.R.** (1996a): Plants that remove contaminants from the environment.-In.: Laboratory Medicine. 36-40.
- Negri, M.C. a Hinchman, R.R.** (1996b): Bioremediation of contaminated soils by enhanced plant accumulation chelation-assisted accumulation experiments.-In.: Report of the Argonne National Laboratory. 3.
- Negri, M.C., Hinchman, R.R. a Gatliff, E.G.** (1996): Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater and wastewater.-In.: Proceedings of an International Topical Meeting on Nuclear and Hazardous Waste Management Spectrum 96 Seattle. American Nuclear Society. 1-5.

- Nieboer, E. a Richardson, D.H.S.** (1980): The replacement of the non-descript term „heavy metals“ by a biologically and chemically significant classification of metal ions.-In.: Environmental Pollution. 3-26.
- Noeske, O., Lauchli, A., Lange, O.L., Vieweg, G.H. a Ziegler, H.** (1970): Konzentration und Lokalisierung von Schwermetallen in Flechten der Ezuschlackenhalden des Harzes.-In.: Flechtensymposium 1969 Vorträge des Gesamtgebietes der Botanik. 67-69.
- Nyer, E.K. a Gatliff, E.G.** (1996): Phytoremediation.-In.: Ground Water Monitoring and Remediation. 58-62.
- Outridge, P.M. a Noller, B.N.** (1991): Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants.-In.: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. 1-63.
- Papastefanou, C., Manolopoulou, M. a Sawidis, T.** (1989): Lichens and mosses: biological monitors of radioactive fallout from Chernobyl reactor accident.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 9, Pp. 199-207.
- Persson, H.** (1956): Studies of the so-called „copper mosses“.-In.: Journal of the Hattori Botanical Laboratory. 1-19.
- Phillips, D.J.H.** (1977): The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments-a review.-In.: Environmental Pollution. 281-317.
- Pickering, D.C. a Puia, I.L.** (1969): Mechanism for the uptake of zinc by *Fontinalis antipyretica*.-In.: Physiol Plantarum. 653-661.
- Rasmussen, G. a Andersen, S.** (1999): Episodic release of arsenic, copper and chromium from a wood preservation site monitored by transplanted aquatic moss.-In.: Water Air Soil Poll. 41-52.
- Rausser, W.E.** (1990): Anna Rev Biochem. 61-86.
- Reay, P.F.** (1972): The accumulation of arsenic from arsenic- rich natural waters by aquatic plants.-In.: Journal of Applied Ecology. 557-565.
- Rehe, W.G. a Nimmo, D.W.R.** (2001): Culturing the bryophyte *Hygrohypnum ochraceum* for use as an instream monitor of metals.-In.: J Freshw Ecol. 375-379.
- Rehe, W.G., Nimmo, D.W.R., Brinkman, S.R. a Davies, P.H.** (2001): Bioconcentration of copper and zinc by a laboratory-cultured bryophyte, *Hygrohypnum ochraceum*, exposed to the metals in a diluter system.-In.: J Freshw Ecol. 381-387.
- Roberts, T.M.** (1972): Plants as monitors of airborne metal pollution.-In.: Journal of Environmental Planning and Pollution Control. 43-54.
- Robinson, B.H.** (1994): Pollution of the Aquatic Biosphere by Arsenic and other Elements in the Taupo Volcanic Zone. Massey University. MSc Thesis. New Zealand. 127.
- Robinson, B.H., Outred, H., Brooks, R. a Kirkman, J.** (1995): The distribution and fate of arsenic in the Waikato River system, North Island, New Zealand.-In.: Chemical Speciation and Bioavailability. 89-96.
- Roeck, U., Glasser, N. a Témolière, M.** (1995): Seasonal variations in mercury accumulation by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*.-In.: Acta Bot Gallica. 741-749.

- Ross, H.B.** (1990): On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition.-In.: Water, Air and Soil Pollution. 63-76.
- Roy, S. a Hanninen, O.** (1993): Biochemical monitoring of the aquatic environment: possibilities and limitations.-In.: Richardson, M.(ed): Ecotoxicology monitoring. VCH London. Pp 119-135.
- Rudolf, H., Kirchhof, M. a Gliemann, S.** (1988): Sphagnum culture techniques.-In.: Glime, J.M. (ed): Methods in Bryology. Nichinan, Japan. Hattori Botanical Laboratory. Pp 17-24.
- Rühling, A. a Tyler, G.** (1968): An ecological approach to the lead problem.-In.: Bot. Notiser. 321-342.
- Rühling, A. a Tyler, G.** (1969): Ecology of heavy metals, a regional and historical study.-In.: Bot. Notiser. 248-259.
- Rühling, A. a Tyler, G.** (1970): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens*.-In.: Oikos. 92-97.
- Rühling, A. a Tyler, G.** (1971): Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia.-In.: J. Appl. Ecol. 497-507.
- Rühling, A. a Tyler, G.** (1973): Heavy metal deposition in Scandinavia.-In.: Water, Air and Soil Pollution. 445-455.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I. a Raskin, I.** (1995): Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants.-In.: Bio/Technology. 468-474.
- Sargent** (1988): A guide to the axenic culturing of a spectrum of bryophytes.-In.: Glime, J.M.(ed): Methods in Bryology.. Nichinan, Japan. Hattori Botanical Laboratory. Pp 17-24.
- Say, J.P. a Whitton, B.A.** (1983): Hydrobiol. 245-260.
- Shaw, J.** (1986): A new approach to the experimental propagation of bryophytes.-In.: Taxon. 671-675."
- Schnoor, J.L., Licht, L.L., McCutcheon, S.C., Wolfe, N.L. a Carreira, L.H.** (1995): Phytoremediation of organic and nutrient contaminants.-In.: Environmental Science and Technology. 318A-323A.
- Schubert, R.** (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Stuttgart. Fischer Verlag. P. 327.
- Siebert, A., Bruns, I., Miersch, J., Krauss, G.-J. a Markert, B.** (1994): Sci Total Environ. 456
- Smies, J.** (1983): Biological aspects of trace elements speciation in the aquatic environment.-In.: Leppard, G.G. (ed.): Trace Element Speciation in Surface Waters and its Ecological Implications. New York. Plenum Press. pp. 177-193
- Smith, A.J.E.** (1978): The moss flora of Britain and Ireland, 2001 ed. Cambridge. Cambridge University Press .
- Söndergaard, M. a Moss, B.** (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes.-In.: Ecol Stud. 115-132.
- Sprengr, M. a McIntosh, A.** (1989): Relationship between concentrations of aluminium, cadmium, lead and zinc in water, sediments

- and aquatic macrophytes in six acidic lakes.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 225-231.
- Steinnes, E.** (1984): Monitoring of trace element distribution by means of mosses.-In.: Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie. 350.
- Steinnes, E.** (1993): Some aspects of biomonitoring air pollution illustrated by the 1976 Norwegian survey.-In.: Markert, B. (ed.): Plants as Biomonitors-Indicators for Heavy Metal Pollution of the Terrestrial Environment. Weinheim and New York. VCH-Publisher. 381-394.
- Steubing, L. a Jaeger, H.L.** (1982): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Den Haag, Boston, New York. Dr. W. Junk Publisher. P. 161.
- Suchara, I. a Sucharová, J.** (2005): Mechový archiv.-In.: Vesmír. P. 598-603.
- Topcuoglu, S., VanDawen, M. a Güngör, N.** (1995): The natural depuration rate of ¹³⁷Cs in a lichen and moss species.-In.: Journal of Environmental Radioactivity 29, Pp. 157-162.
- Turekian, K.K.** (1969): Distribution of elements in the hydrosphere.-In.: 1969 Yearbook of Science and Technology. New York. McGraw Hill.
- Tyler, G.** (1990): Bot. J. Linnean Society. 231-253.
- Vitt, D.H., Glime, J.M. a LaFarge-England, C.** (1986): Bryophyte vegetation and habitat gradient of montane streams in western Canada.-In.: Hikobia. 367-385.
- Vray, F., Baudin, J.P. a Švadlenková** (1992): Effects of some factors on uptake and release of ¹⁰⁶Ru by a freshwater moss, *Platypodium riparioides*.-In.: Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 23. Pp. 190-197.
- Vuori, K.-M., Luotonen, H. a Liljaniemi, P.** (1999): Benthic macroinvertebrates and aquatic mosses in pristine streams of the Tolvajärvi region, Russian Karelia.-In.: Boreal Environ Res. 187-200.
- Vymazal, J.** (2005): Kořenové čistírny v České republice-15 let zkušeností.-In.: Alternativne Sposoby Čistenia Odpadových Vod v Malých Obciach. Nitra. Slovenská Poľnohospodárska Univerzita v Nitre. Pp 92-97.
- Vymazal, J. a Kröpfelová, L.** (2005): Rostliny využívané v kořenových čistírnách v České republice.-In.: Alternativne Sposoby Čistenia Odpadových Vod v Malých Obciach. Nitra. Slovenská Poľnohospodárska Univerzita v Nitre. Pp 98-103.
- Wahaab, R.A., Lubberding, H.J. a Alaerts, G.J.** (1995): Copper and chromium (III) uptake by duckweed.-In.: Water Science and Technology. 105-110.
- Wehr, J.D., Empain, A., Mouvet, C., Say, P.J. a Whitton, B.A.** (1983): Water res. 985-992.
- Wehr, J.D., Kelly, M.G. a Whitton, B.A.** (1987): Factors affecting accumulation and loss of zinc by the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*.-In.: C. Jens. Aquatic Bot. 261-274.

- Wiersma, G.B., Harmon, M.E., Baker, G.A. a Grenne, S.E.** (1987): Elemental composition of *Hylocomium splendens* Hoh Rain Forest Olympic National Park Washington, USA.-In.: Chemosphere. 2631-2645.
- Wolf, A., Schramel, P.,Lill, G. a Hohn, H.** (1984): Bestimmung von Spurenelementen in Moos- und Bodenproben zur Untersuchung der Eignung als Indikatoren für Umweltbelastungen.-In.. Fresenius, Z.: Anal. Chem. 512-519.
- Wolverton, B.C.** (1975): Water hyacinths for removal of cadmium and nickel from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72721.
- Wolverton, B.C. a McDonald, R.C.** (1975a): Water hyacinths and alligator weeds for removal of lead and mercury from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72723.
- Wolverton, B.C. a McDonald, R.C.** (1975b): Water hyacinths and alligator weeds for removal of silver, cobalt and strontium from polluted waters.-In.: NASA Technical Memorandum (tm)-X-72727.
- Wolverton, B.C., McDonald, R.C. a Gordon, J.** (1975): Water hyacinths and alligator weeds for final filtration of sewage.-In.: NASA Technical Memorandum TX-X-72724.
- Xiang Ding, Jian Jiang, Yingyan Wang, Wenqing Wang a Bingeng Ru** (1994): Environ Pollut. 93-96.
- Yang, B.-Y., Hsu, F.M. a Lee, S.M.** (1968): Spore germination and leafy gametophyte of *Haplomitrium Blumii* developed in antiseptic culture.-In.: Taiwania. 73-80.
- Yeaple, D.S.** (1972): Mercury in Bryophytes (moss).-In.: Nature. 229-230.