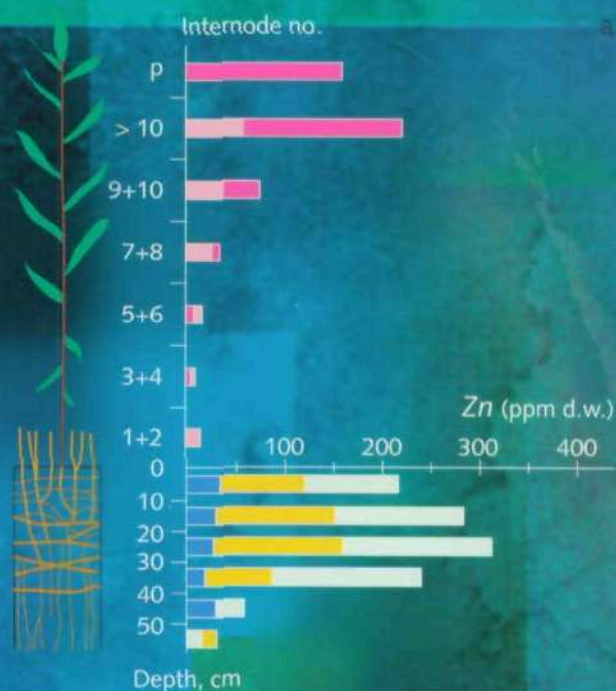




Mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen bij uiterwaardenvegetatie

RIZA rapport 2000.016





Mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen bij uiterwaardenvegetatie

RIZA rapport 2000.016

ISBN 9036953103

Auteurs: Jos Verkleij

Wilma ten Bookum

Else Sneller

Roland Bernhard

Redactie: Jos Vink

RIZA

Lelystad, oktober 2000

vrije Universiteit *amsterdam*
Afdeling Ecologie en Ecotoxicologie van Planten



Dit rapport maakt deel uit van het project

"Beslissings-ondersteunend systeem Inrichting Verontreinigd Rivierengebied"

(Projectacroniem BIOCHEM) van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) Hoofdafdeling Watersystemen, afdeling Chemie en Ecotoxicologie (WSC)

Doel:

De bouw en toetsing van een beslissings-ondersteunend instrumentarium om de mobiliteit van verontreinigingen en de effecten op vegetatie en fauna, onder invloed van verschillende omgevingscondities, te schatten. Dit om de kansen van natuurontwikkeling en ecologisch herstel op verontreinigde bodem vooraf beter te kunnen inschatten en vroegtijdig sturing te kunnen geven aan het inrichtingswerk en beheer.

Van het project BIOCHEM is verschenen:

- Mobiliteit van verontreinigingen: systeemanalyse voor herinrichtingen. Fase 1: verkenning voor zware metalen en arseen. Functioneel ontwerp instrumentarium. RIZA/WL, nota 97.044, ISBN 90-369-5090-2, 1997.
- Bodemchemisch model CHARON+. RIZA/WL, 1998.
- Gebruikershandleiding CHARON+. RIZA/WL, 1998.
- Mobiliteit van zware metalen in de uiterwaardebodem: aanpassing milieuchemisch model. WL/RIZA, document 99.021X, 1999.
- Poriewater-concentratie effect van zink op biomassaproductie en zinkaccumulatie in drie ecologisch verschillende plantensoorten in uiterwaarden. VU/RIZA, 1999.
- Speciatie van zink in poriewater. RIZA/VU, 1999.
- Risicobecoördinatie modellen voor het waterkwaliteitsbeheer. BKH/RIZA, 2000.
- Mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen bij uiterwaardevegetatie. RIZA nota, 2000.016, ISBN 90-369-5310-3, 2000.
- Overdrachtsfuncties voor de opname van organische microverontreinigingen door terrestrische planten. RIZA document 2000.103X, 2000.
- Plant-metaal herbivoren: Dieet samenstelling van herbivoren in uiterwaarden. RIZA document 2000.104X.

Vrije Universiteit
Afdeling Ecologie en Ecotoxicologie van Planten
De Boelenlaan 1087
1081 HV Amsterdam

RIZA
Afdeling Chemie en Ecotoxicologie
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Samenvatting 7

1 Inleiding en doelstelling 11

2 Speciatie en biologische beschikbaarheid 13

- 2.1 Factoren die de (bio)beschikbaarheid van metalen en arseen beïnvloeden 13
- 2.2 (Bio)beschikbaarheid per element 15
- 2.3 Biotische interacties 17

3 Fytotoxiciteit van metalen en arseen 19

- 3.1 Inleiding 19
- 3.2 Zink fytotoxiciteit 20
- 3.3 Cadmium fytotoxiciteit 21
- 3.4 Koper fytotoxiciteit 22
- 3.5 Arseen fytotoxiciteit 23
- 3.6 Lood fytotoxiciteit 23
- 3.7 Kwik fytotoxiciteit 24
- 3.8 Chroom fytotoxiciteit 24
- 3.9 Nikkel fytotoxiciteit 24
- 3.10 Aandachtssoorten 25

4 Opname en transport naar bovengrondse delen 27

- 4.1 Inleiding 27
- 4.2 Zink opname en transport 29
 - 4.2.1 Algemeen 29
 - 4.2.2 Aandachtssoorten 30
- 4.3 Cadmium opname en transport 35
 - 4.3.1 Algemeen 35
 - 4.3.2 Aandachtssoorten 36
- 4.4 Koper opname en transport 37
 - 4.4.1 Algemeen 37
 - 4.4.2 Aandachtssoorten 38
- 4.5 Arseen opname en transport 38
 - 4.5.1 Algemeen 38
 - 4.5.2 Aandachtssoorten 38
- 4.6 Lood opname en transport 39
 - 4.6.1 Algemeen 39
 - 4.6.2 Aandachtssoorten 41
- 4.7 Kwik opname en transport 41
 - 4.7.1 Algemeen 41
 - 4.7.2 Aandachtssoorten 42
- 4.8 Chroom opname en transport 43
 - 4.8.1 Algemeen 43
 - 4.8.2 Aandachtssoorten 44
- 4.9 Nikkel opname en transport 45
 - 4.9.1 Algemeen 45
 - 4.9.2 Aandachtssoorten 45

5 Gevoeligheid en tolerantie van de aandachtsoorten	47
5.1 Water- en oeverplanten	47
5.2 Pioniersoorten	47
5.3 Graslandsoorten	47
5.4 Planten van ruigten en zoom	48
5.5 Struweel-bomen	48
6 Respons op metaalstress en detoxificatiemechanismen	49
6.1 Fytochelatines	49
6.2 Metallothioneinen	49
6.3 Algemene stress-respons	50
6.4 Mechanismen van zware metalen tolerantie	50
7 Combinatie toxiciteit	53
8 Plantkarakteristieken van de kensoorten	55
8.1 Beschrijving en voorkomen	55
8.2 Wortelstructuur met maximale worteldiepte	63
9 Discussie en conclusies	65
9.1 Metaalconcentraties in de bodem en fytotoxiciteit	65
9.2 Metaalopname en -accumulatie in de plant	66
9.2.1 Kwik en chroom	66
9.2.2 Nikkel	67
9.2.3 Arseen en lood	67
9.2.4 Koper, zink en cadmium	67
9.3 Water en oeverplanten	67
9.4 Pioniersoorten	68
9.5 Graslandsoorten	68
9.6 Ruigten en zomen	68
9.7 Struweel/bos	69
Literatuur	71

Synthese en overzichtstabellen 84

Bijlagen

1 Referentie overzicht per metaal en soort	114
2 Wortelstructuren	115

Figuren:

- 1 Schematische voorstelling van de belangrijkste bodem- en plantfactoren die de metaalbeschikbaarheid en de opname door planten beïnvloeden.
- 2 Opbrengst curven voor een essentieel en een niet essentieel element.
- 3 Kritische weefselconcentraties voor Cd, Cu, Ni en Zn gebaseerd op gegevens van verschillende land- en tuinbouwgewassen.
- 4 Verdeling van de minerale massa aan zware metalen over de planten-biomassa van twee wilgensoorten.
- 5a Gehalten van Zn, Cu, Pb en Cd in sediment, wortels, rhizomen en bovengrondse biomassa van Riet (eutroof).
- 5b Gehalten van Zn, Cu, Pb en Cd in sediment, wortels, rhizomen en bovengrondse biomassa van Riet (oligotroof).
- 6 Cd gehalten in spruit en wortel van verschillende plantensoorten opgekweekt in een voedingsoplossing.
- 7 Metaal-accumulatie patronen van metaalgehalten in de spruit bij toenemende metaalgehalten in de bodem.
- 8 Hg gehalten in *Elodea densa* na 28 dagen blootstelling.
- 9 Opname model voor chroom.
- 10 Mechanismen van zware metalen tolerantie bij hogere planten.

Tabellen:

- 1 Aandachtssoorten voor de uiterwaarden.
- 2 In-situ verdelingscoëfficiënten voor zware metalen voor aërobe en anaërobe bodemsegmenten in uiterwaarden van de Maas.
- 3 Toxiciteit van de verschillende metalen en As, gebaseerd op de EC₅₀ waarden van de wortellengtegroei van *Silene vulgaris*.
- 4 Toxiciteitsvolgorde van de verschillende metalen en arseen.
- 5 Vergelijking van resultaten van een aantal toxiciteitstoetsen bij Engels raaigras en verschillende metalen.
- 6 Concentraties van verschillende metalen die 50% groeiremming vertoonden ten opzichte van normale wortellengtegroei bij een aantal soorten.
- 7 Zink concentraties van nieuw blad, het jongst gevouwen blad, het jongste open blad en het oudste blad van *Trifolium subterraneum*.
- 8a Metaalgehalten in planten afkomstig van uiterwaarden (Maas).
- 8b Bioaccumulatiefactoren op basis van gegevens uit tabel 8a.
- 9 Arseen concentraties in wortel en spruit van Riet en Grote brandnetel.
- 10 Relatie tussen het loodgehalte in de plant en de mate van wortelremming door Pb.
- 11 Chroom gehalten in diverse plantensoorten gegroeid op bodems met verschillende Cr-gehalten.
- 12 Bewortelingsklassen voor uiterwaard aandachtssoorten.

Verantwoording

De volgende personen hebben een bijdrage geleverd aan de totstandkoming van deze rapportage:

Dr. P. den Besten	RIZA-WSC
Dr. Ir. J. Hendriks	RIZA-WSC
Dr. Ir. F. Kappers	RIZA-IHO
Ir. A. Remmelzwaal	RIZA-IHO
Ir. T. Schröder	Universiteit Wageningen/RIZA-WSC

waarvoor hartelijke dank.

Jos Vink RIZA-WSC

Samenvatting

.....

In het kader van het project *Inrichting Verontreinigd Rivierengebied* (BIOCHEM; RIZA) is een gerichte literatuurverkenning uitgevoerd naar de opname en accumulatie van zware metalen en arseen door planten in zijn algemeenheid en voor zover mogelijk toegespitst op planten die voorkomen in de uiterwaarden. Deze verkenning heeft tot doel de effecten van herinrichtingen te beoordelen op de biobeschikbaarheid, opname en transport van zware metalen en arseen door planten en op grond daarvan een verantwoorde eco(toxico)logische afweging te kunnen maken met betrekking tot eventuele risico's.

Biobeschikbaarheid

Van de relevante zware metalen (Zn, Cd, Cu, Pb, Hg, Cr en Ni) en arseen (As) zijn allereerst gegevens over de biobeschikbaarheid onder overstroomde en niet-overstroomde omstandigheden beschreven en meer in het algemeen speciatieprocessen die daarbij kunnen plaatsvinden. Met name de rol van de plant bij deze speciatie wordt benadrukt.

Fytotoxiciteit

De toxische effecten van deze metalen en arseen op planten zijn zeer uiteenlopend. In het algemeen blijkt Hg het meest fytotoxisch te zijn en Zn het minst. Vanwege de hogere mobiliteit en/of concentraties in de bodem zijn Cd en Zn en in mindere mate Cu en As echter wel van belang. De poriewaterconcentraties van de andere metalen zijn waarschijnlijk te laag om negatieve effecten te kunnen uitoefenen.

Over de fytotoxiciteit bij de aandachtsoorten is nauwelijks iets bekend, met uitzondering van Engels raaigras, Riet en Grote brandnetel.

Het lijkt niet erg zinvol om metaalconcentraties in plantenweefsels te gebruiken om het risico te schatten van het betreffende metaal voor de plant (zogenaamde kritische weefselconcentraties), omdat deze afhankelijk zijn van verschillende factoren zoals tijdsduur van blootstelling, weefsel, orgaan, ecotype en plantensoort. De bioconcentratiefactor is hierdoor niet of nauwelijks bruikbaar als betrouwbare parameter voor toxiciteit, wat blijkt uit de zeer grote variatie in waarden, die binnen een soort en voor een metaal worden gevonden (factor 100 tot 500 verschil is geen uitzondering). Naast effectparameters zoals wortellengtegroei, kieming en biomassa-productie, die meestal onder (semi)geconditioneerde omstandigheden worden vastgesteld, zijn andere parameters ontwikkeld, die nauwkeuriger of duidelijker de relatie laten zien met het effect van metaalstress, zoals fytochelatinen (metaal-bindende peptiden) of andere algemene stress-parameters.

Opname en transport van metalen

Er is weinig bekend over opname en accumulatie van zware metalen en arseen door de genoemde aandachtsoorten. De literatuurgegevens over opname en accumulatie van Cr, Hg en Ni bij planten zijn gering en beperken zich tot een paar soorten (niet de aandachtsoorten). Over As en Pb is duidelijk meer bekend en dat geldt ook voor een aantal aandachtsoorten. De meeste data zijn gepubliceerd over Zn, Cd en Cu.

De Zn-gehalten in de bovengrondse delen van planten die op bodems in uiterwaarden groeien zijn enigszins verhoogd. Het ecotoxicologische effect van Zn op planten wordt om reden van de wijde verspreiding als vrij hoog

ingeschat in vergelijking met andere metalen. Een doorvergiftiging in de voedselketen is echter volgens de literatuur niet waarschijnlijk. Een definitieve uitspraak hierover echter is moeilijk te geven, voornamelijk omdat nog steeds te weinig gegevens verzameld zijn over poriewaterconcentraties in bodem en in vegetatie van uiterwaarden. Daarnaast is niet bekend hoe de uitwerking in de voedselketen zal zijn van deze verhoogde concentraties in planten.

Zowel de Cd-gehalten van uiterwaardenbodems als ook de gehalten in planten die op deze bodems groeien overschrijden deels de richtwaarden. Omdat Cd mobiel kan zijn, vrij toxisch is en bovendien een lange biologische verblijftijd heeft, is het gevaar van accumulatie in de voedselketen groot en zelfs al aanwezig.

Concentraties van koper in het poriewater van de uiterwaarden zijn soms zeer hoog. Hoewel Cu een vrij toxisch element is, is het onduidelijk wat het effect van deze concentraties is op opname, transport en doorvergiftiging in de voedselketen. Hoe groot het risico van doorvergiftiging in de voedselketen voor het element Cu is, zou verder bestudeerd moeten worden. In ieder geval kan Cu als een aandachtstof worden aangemerkt.

Alhoewel nikkel vrij mobiel en toxisch voor planten kan zijn wordt er geen gevaar van dit element verwacht wat betreft de doorvergiftiging in de voedselketen.

Voor het uiterwaardensysteem vormt Pb momenteel waarschijnlijk geen actueel risico voor de doorvergiftiging in de voedselketen. Afhankelijk van bodemcondities kan de beschikbaarheid in waterverzadigde bodemsegmenten echter sterk verhoogd zijn, zoals is aangetoond in uiterwaarden van de Maas. Daarnaast is zeer weinig bekend over de (fyto-)toxiciteit van Pb.

Acuut zal er hoogst waarschijnlijk geen gevaar uitgaan van kwik in de uiterwaarden, voornamelijk omdat het beschikbare Hg weinig naar bovengrondse delen wordt transloceerd. Een definitieve uitspraak is echter moeilijk omdat te weinig over Hg in bodem-plant-relaties en over de gevaren voor de voedselketen bekend is. Verder onderzoek zal hierover moeten plaatsvinden en is zeker aan te raden.

De chroom-concentraties in uiterwaarden liggen deels tegen de bovengrens aan die in de EU wordt aangehouden. Toch wordt in de regel weinig Cr in poriewater aangetroffen. Dit geeft aan dat de beschikbaarheid van Cr laag kan zijn, waardoor de kans op accumulatie in planten laag is. Bovendien wordt Cr niet in dier of mens geaccumuleerd, waardoor het risico voor doorvergiftiging in de voedselketen laag is.

De mobiliteit van arseen in zuurstofrijke bodems is laag en de beschikbare fractie in het poriewater klein. De translocatie naar bovengrondse delen is gering. De concentratie in (terrestrische) planten is laag, in voedingsmiddelen wordt weinig As aangetroffen en het opgenomen As wordt grotendeels weer uitgescheiden. *Om deze redenen is een doorvergiftiging via de voedselketen voor de in de uiterwaarden voorkomende dieren onwaarschijnlijk.*

Combinatietoxiciteit

Uit studies naar combinatietoxiciteit van Cu, Cd en Zn bleek het gecombineerde effect sterk concentratie-afhankelijk te zijn. Als de gebruikte concentraties voor beide componenten binnen het laag toxische gebied werden gehouden (< NOEC, LOEC), waren de responsen (wortellengtegroei) non-additief (Cu/Zn en Cu/Cd) of antagonistisch (Zn/Cd). Zodra één van de mengselcomponenten een kritisch niveau van toxiciteit overschreed was synergisme het dominante effect, zelfs als de concentratie van de andere component niet toxisch was. Het lijkt erop dat boven een bepaalde drempelwaarde de meest toxisch component de gevoeligheid van de andere component versterkt.

Plantkarakteristieken

De plantkarakteristieken van de aandachtsoorten geven een groot verschil aan in de structuren van het wortelstelsel. Dit bepaalt in feite de blootstellingskans: opname en accumulatie van metalen zullen mede afhankelijk zijn van de metaal distributie in de bodem, de worteldiepte en het worteloppervlak van de soort.

1 Inleiding en doelstelling

Het project *Inrichting Verontreinigd Rivierengebied (BIOCHEM)* dat door de afdeling Chemie en Ecotoxicologie van het RIZA wordt uitgevoerd houdt zich bezig met het gedrag en risico's van stoffen onder lokale omstandigheden in buitendijkse gebieden (uiterwaarden). Om de effecten van herinrichtingen op de mobiliteit van verontreinigende stoffen te kunnen beoordelen dient, afhankelijk van de uitgangssituatie en beoogde inrichting, een (eco)toxicologische afweging plaats te vinden. Hiervoor zal een beleidsinstrument worden ontwikkeld (BOS). Dit zal worden gedaan door een integrale benadering van bodemchemische en ecologische/toxicologische deelonderzoeken, die zowel biotische als abiotische factoren bestrijken.

De actuele beschikbaarheid van zware metalen en arseen in het bodemvocht wordt in een chemische module berekend en de uitkomsten daarvan dienen als invoer voor de ecotoxicologische module. Om deze verschillende modules op een zinvolle wijze te koppelen is kennis nodig over de effecten van zware metalen en arseen op de aandachtsoorten (gevoeligheid, specificiteit) en de mechanismen van metaalmobiliteit bij deze specifieke kensoorten. De kennis hierover ontbreekt voor een groot deel en het doel van literatuurstudie is derhalve na te gaan wat de huidige stand van zaken is over de gevoeligheid van de verschillende aandachtsoorten voor zware metalen en arseen (groei-/reproductieremming) en wat er bekend is over de opname via het wortelstelsel en transport naar de bovengrondse delen van deze zware metalen/arseen met het oog op de doorvergiftiging in de voedselketen.

De verkenning is gericht op de belangrijkste ecotypen die voorkomen in buitendijkse gebieden met de daarbij meest algemeen voorkomende aandachtsoorten (zie tabel 1, lijst van aandachtsoorten). De relevante elementen zijn Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb en Zn en As. Omdat opname van metalen door planten sterk afhankelijk is van allerlei (a)biotische factoren, is een apart hoofdstuk gewijd aan metaalspeciatie. Verder zijn zo mogelijk plantkarakteristieken opgenomen die mede bepalend kunnen zijn voor de uiteindelijke risicobeoordeling, zoals maximale worteldiepte en nat-/droogminnend (in verband met de overstromingsgevoeligheid).

Het rapport wordt afgesloten met een discussie en samenvattende conclusies op basis waarvan risicobeoordeling tot een bepaalde hoogte mogelijk is.

Doelstelling

Het genereren van overdrachtsfuncties voor opname- en translocatiemechanismen van zware metalen voor uiterwaardenvegetatie, en wel zodanig dat deze functies aangewend kunnen worden voor een risicobeoordeling die is gerelateerd aan bodemconcentraties.

De risicobeoordeling dient een afgeleide te zijn van enerzijds de plantfysiologische eigenschappen en anderzijds de metaalbeschikbaarheid in de bodem.

Bij de uitwerking is naar een aantal aspecten gekeken:

1. De verkenning is met nadruk gericht zijn op de toxiciteit, opname en het interne transport van zware metalen bij plantensoorten, die in één

of meerdere ecotopen in het rivierengebied algemeen zijn en een vrij grote biomassa kunnen vormen. Een van de belangrijkste redenen hiervoor is dat, naast de effecten op de plant zelf, een groot risico is gelegen in de consumptie van plantendelen door dieren. Er is een selectie gemaakt van waterplanten, graslandsoorten, ruigtesoorten en houtige gewassen waarbij nattere en drogere standplaatsen worden onderscheiden.

- De relevante verontreinigingen zijn zeven zware metalen (Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) en arseen (As).
- Er worden gegevens beschikbaar gemaakt over speciatie van metalen in relatie tot de opname-mogelijkheid en transport naar bovengrondse delen.
- In de verkenning zijn plant-karakteristieken opgenomen die niet direct met de opname en transport van zware metalen te maken hebben, maar die wel de uiteindelijke risico-beoordeling mede zullen gaan bepalen.

Tabel 1.
Aandachtsoorten voor de uiterwaarden.

	Frequent overstroomd of water/moeras	Regelmatig overstroomd	Weinig overstroomd
Water- en oeverplanten	Waterlelie Gele plomp Watergentiaan Riet Scherpe zegge Oeverzegge Gele lis		
Pioniersoorten	Rode ganzenvoet Spiesmelde Melganzenvoet Reukloze kamille Rode waterereprijs		Zwarte mosterd Herik
Grasland	Geknikte vossenstaart Fioringras Zilver schoon Grote weegbree	Straatgras Ruw beemdgras Varkensgras Engels raaigras Ridderzuring Kruizuring Kweek Witte klaver	Rood zwenkgras Kropaar Grote vossenstaart Kamgras Glanshaver Fluitenkruid Berenklauw
Ruigten en zomen	Liesgras Rietgras Harig wilgenroosje	Grote brandnetel Akkerdistel Boerenwormkruid Kleefkruid	
Struweel en bomen	Schietwilg Amandelwilg Katwilg Populier		Meidoorn Vlier

2 Speciatie en biologische beschikbaarheid

De biologische beschikbaarheid van metalen en arseen in bodems wordt bepaald door een veelheid van factoren, waarvan de belangrijkste hier genoemd worden (zie verder Salomons en Förstner, 1984; Van Straalen en Verkleij, 1993; Van Hesteren *et al.*, 1998). Daarnaast zijn per element enkele specifieke opmerkingen gemaakt.

2.1 Factoren die de (bio)beschikbaarheid van metalen en arseen beïnvloeden

Organisch materiaal: zware metalen kunnen door adsorptie en complexe binding aan organisch materiaal gebonden worden. Wanneer het organisch stof gehalte toeneemt zal in het algemeen de biobeschikbaarheid van metalen in aërobe bodems afnemen. Naast de vaste organische stof speelt opgelost organische stof (Dissolved Organic Carbon, DOC) een belangrijke rol in de beschikbaarheid van metalen. Tijdens de eerste fase van decompositie van organisch plantenmateriaal worden fenolzuren gevormd, waarvan enkelen (o.a. salicylzuur, cumaarzuur) een hoge affiniteit hebben voor de diverse zware metalen en op deze wijze de metaalspeciatie veranderen (Kuiters, 1987). In het verdere mineralisatieproces worden fulvine- en huminezuren gevormd. Deze organische verbindingen vertonen een verschillend pH-afhankelijk gedrag voor metaalcomplexering en stabiliteit. Cu en Fe vormen stabielere verbindingen dan Cd en Zn. De oplosbaarheid van deze metaalcomplexen wordt in het algemeen verhoogd bij $\text{pH} < 5$ (Van Straalen & Verkleij, 1993). De interactie tussen vaste en opgeloste organische stof in relatie tot veranderingen in pH en Ca op de mobiliteit en beschikbaarheid van Cu en Cd in zandgronden is uitvoerig beschreven door Temminghoff (1998).

Zuurgraad (pH): in het algemeen geldt dat bij een lage pH metalen in oplossing gaan en zo beschikbaar komen voor planten. Planten oefenen zelf ook invloed uit op de bodem-pH door het uitscheiden van protonen om de interne ionenbalans op peil te houden. Geochemische processen (waaronder oxidatie en reductie) gaan veelal gepaard met de consumptie of het afstaan van protonen. Of dit een daadwerkelijke verandering van de bodem-pH tot stand brengt is afhankelijk van het bufferend vermogen van de bodem. Dit bufferend vermogen wordt hoofdzakelijk door de oplosbaarheid van calciëet ($\text{CaCO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) gefaciliteerd.

Sorptiecomplex: metalen worden voor een groot deel electrostatisch gebonden (adsorptie aan o.a. kleideeltjes en organische carboxyl-/alcoholgroepen) of vormen complexen met hydroxiden. Met name ijzer- en mangaan(hydr)oxiden vormen kwantitatief een belangrijk aandeel in de sorptiecapaciteit van de bodem. De geadsorbeerde fractie maakt een groot deel uit van de zogenaamde uitwisselbare fractie.

Redox-toestand (E_h): de redoxpotential van de bodem bepaalt in hoge mate de speciatie en dus de oplosbaarheid van metalen. Door veranderende macrochemie zullen metalen stapsgewijs herverdeeld worden over beschikbare sorptiefasen of bindingsvormen. In een gereduceerde (water)bodem kunnen metalen ionparen aangaan met (onoplosbare) sulfides en daardoor

geïmmobiliseerd raken; in een geoxideerde bodem kunnen metalen gebonden zijn aan Fe/Mn (hydr)oxiden (Fe-plaque, zie verder o.a. As-opname, hoofdstuk 4.5.1). Door reductie in de bodem zullen Fe/Mn (hydr)oxiden "oplossen" en hun sorptiecapaciteit zal afnemen. Dit is de belangrijkste reden voor het toenemen van de chemische beschikbaarheid van bijvoorbeeld arseen.

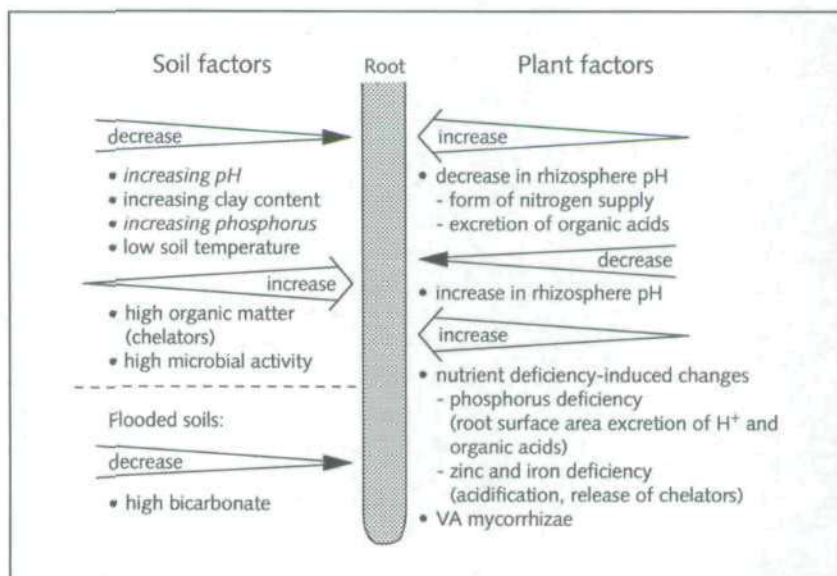
Blootstelling: de diepte van voorkomen van de verontreiniging bepaalt direct de kans op blootstelling. De bewortelingsdiepte van de plant en de omvang van het wortelstelsel spelen daarbij een grote rol. Deze beide karakteristieken verschillen aanzienlijk tussen de aandachtsoorten (zie hoofdstuk 8 en bijlage 2: wortelstructuren).

Bioturbatie: menging van bodem door de activiteit van bodembewonende organismen. Hierdoor kunnen gereduceerde bodemlagen geoxideerd worden. Metaal-sulfide complexen zullen hierdoor dissociëren waardoor metalen worden gemobiliseerd.

Worteluitscheiding: planten kunnen de biobeschikbaarheid van nutriënten -en dus ook voor metalen- vergroten door het uitscheiden van protonen (Marschner, 1995). Verder wordt de biobeschikbaarheid beïnvloed door uitscheiding van organische zuren zoals appelzuur of citroenzuur bij tweezaadlobbigen (dicotylen) en van fyto siderofo ren bij grassen. Deze verbindingen zijn in staat om zware metalen uit de uitwisselbare fractie te halen.

In het algemeen wordt de biobeschikbaarheid van de meeste metalen verhoogd bij een verlaging van de pH, een verhoging van de E_h en bij een lage sorptiecapaciteit (CEC) van de bodem (Van Straalen en Verkleij, 1993).

Figuur 1
Schematische voorstelling van de belangrijkste bodem- en plantfactoren die de metaalbeschikbaarheid en de opname door planten beïnvloeden.



De verdeling van metalen over vaste en vloeibare fase worden in de meest eenvoudige vorm uitgedrukt met de verdelingscoëfficiënt K_d :

$$K_d = \frac{[M_e]_{\text{vaste fase}}}{[M_e]_{\text{poriewater}}} \text{ (l.kg}^{-1}\text{)}$$

waarbij $[M_e]$ -vaste fase het totale metaalgehalte voorstelt (geëxtraheerd met een geconcentreerd HCl-HNO₃ mengsel; de zogenaamde "koningswater- of aqua regia-extractie") en $[M_e]$ -poriewater de metaalconcentratie in het poriewater. Ook een met een zwakke extractiemethode afgeleide concentratie (zoals met 0,01M CaCl₂) kan hier worden toegepast (Vink et al., 1999).

Vink (1999) voerde, op basis van aërobe en anaërobe metingen in poriewater, speciatie-berekeningen uit voor zware metalen en arseen als afhankelijke van redox-status in uiterwaarden van de Maas. De verdeling over vaste en opgeloste fase kan per metaal aanzienlijk veranderen, zoals in tabel 2 is weergegeven.

Tabel 2

In-situ verdelingscoëfficiënten voor zware metalen (K_d in l.kg⁻¹) voor aërobe en anaërobe bodemsegmenten in uiterwaarden van de Maas (Vink, 1999).

Element	Aëroob	Anaëroob
As	8.500 - 11.000	4.000 - 4.500
Cd	9.000 - 11.000	106.000 - 312.000
Cr	24.000 - 30.000	35.000 - 47.000
Cu	3.000 - 4.000	28.000 - 47.000
Ni	10.000 - 13.000	28.000 - 29.000
Pb	286.000 - 443.000	46.000 - 80.000
Zn	23.000 - 24.000	76.000 - 137.000

Uit tabel 2 blijkt dat de verdeling over vaste en vloeibare fase per metaal aanzienlijk kan verschillen. Bovendien verschuiven deze waarden bij veranderende redoxcondities. Een afname van de verdelingscoëfficiënt, zoals voor As en Pb, houdt in dat de concentratie van het betreffende metaal in het poriewater stijgt en dus meer beschikbaar is voor plantopname. Cd, Ni en Zn worden daarentegen meer vastgelegd.

2.2 (Bio)beschikbaarheid per element

Zink-beschikbaarheid in bodems

Een groot deel van het zink is gebonden aan kleimineralen, hydroxiden en organisch materiaal. Slechts een klein gedeelte bevindt zich in de bodemoplossing. De concentratie in deze oplossing en de snelheid van nalevering zijn derhalve van essentieel belang voor het bepalen van de plant-beschikbare fractie.

De pH van de bodem heeft een belangrijke invloed op de plantenbeschikbaarheid van Zn. Verlaging van de pH verhoogt de beschikbaarheid, verhoging van de pH en fosfaat concentratie verlaagt de Zn beschikbaarheid. Infectie van plantenwortels met symbiotische Vesiculaire Arbusculaire Mycorrhiza schimmels (VAM) verhoogt daarentegen direct de Zn beschikbaarheid. In waterbodems en bij verhoogde pH (6,8-8,0) blijkt de bicarbonaatconcentratie (HCO₃⁻) verhoogd en deze verhindert de zink-opname en translocatie naar de spruit, tenminste in rijst (Marschner, 1995). Bij tweezaadlobbigen (dicotylen) en éénzaadlobbigen (monocotylen) wordt de Zn-influx geregeld via divalente kation kanalen (uitgezonderd de grassen). Fytosideroforen, organische moleculen met een laag molecuulgewicht die ijzer complexeren en door wortels worden uitgescheiden, blijken een belangrijke rol te spelen bij de zink-absorptie en opname in grassen (Marschner, 1995).

Cadmium-beschikbaarheid in bodems

Cd opname door plantenwortels is afhankelijk van de concentratie en speciatie van Cd in de bodemoplossing en fysisch-chemische eigenschappen van het substraat. De pH, het organisch stofgehalte en de concentratie van andere, complexerende verbindingen bepalen de bio-beschikbaarheid en Cd-mobiliteit in de bodem.

Naast de bodemkarakteristieken spelen ook plantenfactoren een essentiële rol bij de beschikbaarheid van metalen. Door excretie van chelerende stoffen kan direct of indirect de oplosbaarheid en daardoor de Cd opname sterk worden beïnvloed door de plant zelf (Mench en Martin, 1991; Morel *et al.*, 1987). Zo wordt de pH en dus de Cd beschikbaarheid in de rhizosfeer indirect beïnvloed door differentiële $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ opname door de plant (Eriksson, 1990).

Symbiose tussen VAM-schimmels en plantenwortels kan een aanzienlijk effect hebben op de Cd opname en is mogelijkwerwijs een belangrijke oorzaak van de differentiële Cd opname door VAM geïnfecteerde versus niet-VAM geïnfecteerde planten (Ernst *et al.*, 1992).

Koper-beschikbaarheid in bodems

De opname van Cu is bij lagere pH waarden ($< 8,0$) groter. Deze verhoogde opname wordt veroorzaakt door de hogere oplosbaarheid van Cu in waterige oplossingen doordat Cu voornamelijk aanwezig is in de vorm van CuOH^+ en $\text{Cu}_2(\text{OH})^{2+}$. In bodems met een hoog organisch stof gehalte zal Cu gebonden zijn aan humusverbindingen, waarbij met name fulvine- en huminezuren een belangrijke rol spelen bij de oplosbaarheid. In aanwezigheid van deze zuren wordt de oplosbaarheid van een metaal als Cu verhoogd bij pH waarden < 5 . De stabiliteit van organometaalcomplexen in de bodemoplossing is voor Cu^{2+} hoog in vergelijking met andere metalen zoals Zn^{2+} en Cd^{2+} . Door de ongelijkmatige verdeling van humine- en fulvinezuren in bodemprofielen is het zeer moeilijk te voorspellen in welke vorm het metaal aanwezig zal zijn, zoals bleek uit studies van Van der Werff (1981).

Nikkel-beschikbaarheid in bodems

De opname van Ni is verhoogd bij pH-waarden $< 6,5$. Ni-complexen in de bodem kunnen zowel organisch als anorganisch zijn; deze complexen zijn geadsorbeerd aan kleideeltjes en hydroxiden. In tegenstelling tot bijvoorbeeld koper is de bindingsaffiniteit van nikkel met organisch materiaal laag, waardoor de verdelingscoëfficiënt ook vaak laag is. Gehalten in uiterwaardbodems zijn in zijn algemeenheid vrij laag. Nikkel is vrij toxisch voor planten, maar de toxiciteit kan verlaagd zijn door de complexering met fosfaten (laag oplosbare verbindingen als $\text{Ni}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ en $\text{Ni}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{NiHPO}_4$; Pratt *et al.*, 1964). In de literatuur is nog controversie over de essentialiteit van nikkel voor planten.

Lood-beschikbaarheid in bodems

In de bodem vormt lood redelijk stabiele en slecht oplosbare verbindingen zoals PbCO_3 en $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$. Verzuring kan de oplosbaarheid van deze bindingsvormen verhogen. De verdelingscoëfficiënt is onder aërobe omstandigheden veelal erg hoog. Onder reducerende condities zijn echter verhoogde concentraties Pb in het poriewater aangetroffen (Vink, 1999), hetgeen wordt toegeschreven aan hoge CO_2 concentraties als gevolg van afbraakprocessen en wortelassimilatie.

Arseen-beschikbaarheid in bodems

In bodem en sedimenten kan arseen in verschillende vormen aanwezig zijn: onder aërobe omstandigheden is arseen voornamelijk aanwezig als arsenaat (AsO_4^- , een vijfwaardige arseen-verbinding), onder anaërobe

omstandigheden hoofdzakelijk als arseniet (As_2O_3 , een driewaardige arseenverbinding). De mobiliteit in de bodem hangt in sterke mate af van de fosfaat- en ijzerconcentraties zoals ijzer(hydr)oxiden en pyriet (FeS_2 , een ijzer-sulfidemineraal). Omdat As(V) sterker bindt aan ijzer(hydr)oxiden dan As(III), is As(V) minder mobiel dan As(III) in de bodem (Carrow *et al.*, 1975). Als As(III) wordt geadsorbeerd aan ijzer(hydr)oxiden, kan het geoxideerd worden tot As(V) (De Vitre *et al.*, 1991). Arseen is onder gereduceerde condities dus mobieler dan onder aërobe omstandigheden.

De ijzerplaque, die aan de buitenkant van de wortels onder anaërobe omstandigheden wordt gevormd, blijkt de As opname te bevorderen. Dit is in tegenstelling tot wat men zou verwachten van een dergelijke morfologische barrière. Een verklaring zou kunnen zijn dat oxidatie van zowel As als Fe in de rhizosfeer leidt tot verhoogde concentraties in de plaque én verhoogde concentraties buiten de plaque, leidend tot toenemende diffusie richting wortel. Dicotyle soorten reduceren Fe(III) naar Fe(II) voor hun opname, waarbij ook de As mobiliteit wordt verhoogd (Bienfait, 1989; Otte *et al.*, 1990).

Chroom-beschikbaarheid in bodems.

Evenals arseen is chroom onder oxische condities minder mobiel dan onder anoxische condities. De bindingsaffiniteit met organisch materiaal is laag. Onder oxische condities komt chroom voor als Cr(VI) ; HCrO_4^- en CrO_4^{2-} (chromaat). Een redelijk stabiele sorptie vindt plaats aan ijzer(hydr)oxiden. Gehalten in uiterwaardebodems en in poriewater zijn in de regel vrij laag.

Kwik-beschikbaarheid in bodems

Sommige organometaalverbindingen hebben een verhoogde toxiciteit ten opzichte van het vrije metaal ion. Via methylering van metalen door micro-organismen worden methylverbindingen gevormd die toxischer zijn dan het actieve metaal. Deze verbindingen zoals CH_3HgCl , CH_3HgOH en $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ zijn lipofiel, gemakkelijk opneembaar en worden sneller getransporteerd dan ionisch Hg (Ribeyre en Boudou, 1990).

2.3 Biotische interacties

Mycorrhiza schimmels

Van de symbiotische schimmels accumuleren de ectomycorrhiza (ECM) in zekere mate zware metalen en vormen daardoor een gedeeltelijke bescherming voor de gastheerplant. Hoge concentraties van zware metalen worden in vruchtlichamen van de ECM gevonden (Van Straalen en Verkleij, 1993; Leyal *et al.*, 1997). De ericoïde mycorrhizas zijn een bijzondere groep van ECM-schimmels (*Hymenoscyphus ericae*). *Calluna* (struikheide) soorten zijn hierdoor in staat op zwaar metaal verontreinigde bodems te overleven (Bradley *et al.*, 1982; Sharples *et al.*, 1999). Hoge metaal concentraties worden aangetroffen in deze mycorrhiza schimmels, die als "buffer" voor de gastheer fungeren en de *Calluna* plant beschermen tegen hoge metaal-toxiciteit.

De rol van de VAM-schimmels is onduidelijk met betrekking tot de zware metalen toxiciteit. Er zijn aanwijzingen dat VAM-schimmels de speciatie van het metaal veranderen, waardoor het detoxificatieproces in de plant positief wordt beïnvloed (Dueck *et al.*, 1986). Met name de infectie van metaalgevoelige planten met een metaalresistente schimmel stimuleert de groei van de gevoelige plant op een met metaal-gecontamineerde bodem. Metaaltolerante planten, al dan niet geïnfecteerd met VAM, blijken geen verschil in biomassa respons te geven bij groei op metaal (Zn, Cd, Pb) rijke bodems (Ietswaart *et al.*, 1992). Daar staat tegenover dat bij hoge Cu

contaminatie geen VAM aanwezig is, vanwege de fungicide-achtige werking van Cu (Griffioen *et al.*, 1994).

3 Fytotoxiciteit van metalen en arseen

3.1 Inleiding

Volgens Bowen (1969) kunnen de elementen op grond van hun toxiciteit voor planten in drie groepen worden ingedeeld:

- 1. *Zeer toxisch*. Tot deze groep behoren metalen met een hoge affiniteit tot sulfydryl-groepen, zoals Cu, Hg, Ag en Sn. Deze metalen kunnen al toxische effecten induceren bij gehalten in de bodem kleiner dan 1 mg.kg⁻¹ dw.
- 2. *Matig toxisch*. Toxische symptomen treden op bij gehalten tussen 1-100 mg.kg⁻¹ in de bodem. Tot deze groep behoren ondermeer As, Cr, Mo, Zn, Cd, Ni.
- 3. *Nauwelijks toxisch*. Gehalten in de bodem > 100 mg.kg⁻¹. Tot deze groep behoren onder andere Cl en Br.

Volgens Farago en Cole (1988) is het meest algemene verschijnsel van metaalvergiftiging bij planten chlorose in de bladeren. Door de toxische metaalconcentratie is de chlorofyl ontwikkeling gestagneerd. De mate van chlorose blijkt metaalafhankelijk te zijn, waarbij de effecten bij gelijke concentraties afnemen volgens de reeks (Farago en Cole, 1988):

Co > Cu > Zn > Ni > Cr > Mn > Pb

Het is de vraag of deze volgorde in toxiciteit correct is. Indien de metaal-toxiciteit bepaald wordt volgens de (negatieve) effecten op wortellengte-groei, een effect parameter die veel zinvoller is als het gaat om de beschikbaarheid van het metaal in het bodemvocht en de directe effecten op de plant, dan is de volgorde anders (Schat en Ten Bookum, 1992):

Ag > Hg > Cu > As > Cd > Ni > Pb > Zn

(gebaseerd op EC₅₀ waarden van wortellengtegroei bij *Silene vulgaris* na 3 dagen; zie tabel 3):

Tabel 3
Toxiciteit van de verschillende metalen en As, gebaseerd op de EC₅₀ -waarden van de wortellengte groei van *Silene vulgaris* (metaal gevoelig ecotype) na 3 dagen belasting in voedingsoplossing onder gestandariseerde omstandigheden.

	EC ₅₀ (in µM)	Literatuurref.
Ag ⁺	0,20	1
Hg ⁺	0,55	1
AsO ₄ ³⁻	< 2,5 (bij 10 µM P _i); 29 (bij 100 µM P _i)	2
Cu ²⁺	3,5	3
Cd ²⁺	16,0	3
Ni ²⁺	17,0	3
Pb ²⁺	35,0	4
Co ²⁺	111	3
Zn ²⁺	142	3

- 1) Schat (niet gepubliceerd);
- 2) Sneller *et al.* (1999b);
- 3) Schat en ten Bookum (1992);
- 4) Verkleij (unpublished).

Een vergelijkbare studie aan Engels raaigras levert een ander beeld op voor de relatieve toxiciteit van metalen (Tabel 4; Wong en Bradshaw, 1982). Bij deze studie is de tijdsduur van blootstelling en de metaaloplossing verschillend ten opzichte van die van Schat en Ten Bookum (1992). Toch is de toxiciteitsranking te afwijkend om dit louter te wijten aan soortspecifieke reacties.

Tabel 4
Toxiciteitsvolgorde van de verschillende metalen en arseen.

<i>Silene vulgaris:</i> (wortellengte test) EC ₅₀	Ag > Hg > Cu > As > Cd > Ni > Pb > Co > Zn
<i>Lolium perenne:</i> (wortellengte test) ED ₅₀	Cu > Ni > Mn > Pb > Cd > Zn > Hg > Cr > Fe
<i>Triticum aestivum:</i> (Chlorose; Hunter en Vergano, 1952)	Ni > Cu > Co > Cr > Zn > Mn

Indien andere toxiciteitstoetsen worden uitgevoerd bij dezelfde soort (Engels raaigras, *Lolium perenne*) dan zijn de verschillen in concentratie en rangorde navenant (tabel 5). De betrouwbaarheid van deze testen is echter variabel, zoals uit de NOEC en EC₅₀ waarden is op te maken. De meest betrouwbare en reproduceerbare toxiciteitstest, die ook het relevantste is ten opzichte van de anderen, blijft de wortellengtetest. In tabel 5 zijn voor een aantal soorten en metalen de resultaten weergegeven, waarbij er geen grote verschillen bestaan tussen de toxiciteit van het beschouwde metaal. Opvallend blijft de lage toxiciteit van Hg ten opzichte van de resultaten bij *Silene vulgaris*.

Tabel 5
Vergelijking van resultaten van een aantal toxiciteitstoetsen bij Engels raaigras en verschillende zware metalen (in mg.l⁻¹).

		EC ₅₀	NOEC
Wortellengte (14 d)	Cr	2,0	3,5
	Cu	0,02	0,26
	Ni	0,18	0,45
	Zn	1,6	48
Zaailing test (28 d)	Cr	2,5	3,5
	Cu	10,8	0,26
	Ni	100	0,45
	Zn	1.000	48
Zaailing test (36 d)	Cu	200	0,26
	Ni	1.000	0,45
	Zn	1.000	48

De No Observed Effect Concentration (NOEC) waarden zijn gebaseerd op drie parameters: kiemingsrespons, plantgrootte en wortellengtegroei. Omdat effecten op kieming nauwelijks door het type metaal en de metaalconcentraties worden beïnvloed maar door de structuur van de zaadhuid, en de effecten op de plantengrootte variëren per metaal, zijn de NOEC waarden in sommige gevallen hoger dan de EC₅₀ (deze laatste is alleen vastgesteld op basis van wortellengtegroei).

3.2 Zink fytotoxiciteit

Zink is een essentieel element en fungeert als cofactor of component in een aantal metalloenzymen, zoals alcohol dehydrogenase en carbon anhydrase (Marshner, 1995) en in gen-regulatie als zogenaamde *zinc fingers* en bescherming van membranen tegen oxidase (Cakmak en Marshner, 1988). Fytotoxiciteit veroorzaakt door Zn is meer verspreid dan de fytotoxische verschijnselen die door andere metalen zoals Cu, Ni, Co en Cd worden teweeggebracht (Chaney, 1993). In veel bodems heeft de vervuiling door menselijke activiteit (pesticiden, kunstmest, rioolslib, etc.) geleid tot hoge Zn concentraties. Met name in uiterwaarden is zink vaak normoverschrijdend en dus klassebepalend op basis van totaalgehalten (mg.kg⁻¹). Bij daling van de bodem pH neemt de Zn beschikbaarheid toe en bij concentraties in het blad van 300-1.000 mg.kg⁻¹ worden fytotoxische niveau's overschreden

(Chaney, 1993). In zure bodems gaat deze fytotoxiciteit gepaard met een door Zn-geïnduceerd Fe-gebrek en deze chlorose is vooral te zien bij dicotyle planten. Grassen zijn minder gevoelig voor Zn in zure bodems vergeleken met dicotyle planten, maar blijken weer gevoeliger te zijn in neutrale of alkalische bodems: de toename van de excretie van fytosideroforen door grassen onder neutrale of alkalische omstandigheden verhoogt de Zn mobiliteit en daardoor de gevoeligheid.

Toxische zink concentraties in de wortel remmen de celdeling (Davies *et al.*, 1991) en celstrekking (Wainwright en Woolhouse, 1977). In de bladeren leidt Zn toxiciteit tot chlorose en remming van de fotosynthese door de remming van de RUBISCO activiteit en het electronentransport (Van Asche en Clijsters, 1990). Het kritische toxische niveau van Zn in bladeren van gewassen wordt geschat rond 400-550 mg.kg⁻¹ dw (Marshner, 1995). De toxiciteit van Zn is relatief laag ten opzichte van de andere elementen op grond van de EC₅₀ waarden, gebaseerd op de wortellengte test en biomassa-productie (zie tabel 6).

Tabel 6

Concentraties van verschillende metalen die 50% groeiremming vertoonden ten opzichte van normale wortellengtegroei bij een aantal soorten vergeleken met andere studies.

Metaal	ppm	µM	Soort	Latijnse naam	Symptomen
Cd	1,85	16,5	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	< 5	< 44,5	Tabak	<i>Nicotiana tobacum</i>	chlorose
Cu	0,02	0,3	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀
	0,25	3,9	Struisgras	<i>Agrostis tenuis</i>	ED ₅₀
	0,10	1,6	Witte mosterd	<i>Sinapis alba</i>	veldgewicht
	0,04	0,58		<i>Chloris gayana</i>	ED ₅₀
	0,26	4,06	Gierst	<i>Panicum maximum</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	0,27	4,23	Mais	<i>Zea mays</i>	ED ₅₀
Hg	6,30	31,4	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	< 5,0	< 24,9	Tabak	<i>Nicotiana tobacum</i>	groeiremming
Ni	0,18	3,1	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	0,15	2,5	Gierst	<i>Panicum maximum</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	0,23	4,0		<i>Chloris gayana</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	0,39	6,6	Mais	<i>Zea mays</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	0,10	1,7	Witte mosterd	<i>Sinapis alba</i>	gereduceerd vers gewicht
Pb	1,70	8,2	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	10,0	48,3	Schapengras	<i>Festuca ovina</i>	wortelgroei
	11,2	54,1	Mais*	<i>Zea mays</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	5,0	24,3	Gerst**	<i>Hordeum vulgare</i>	ED ₅₀ wortelgroei
Zn	1,6	24,5	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	5,0	76,9	Bruine boon	<i>Phaseolus vulgaris</i>	wortelgroei geremd
	8,4	128	Mais	<i>Zea mays</i>	ED ₅₀ groeisnelheid wortel
	0,1	1,5	Witte mosterd	<i>Sinapis alba</i>	gereduceerd vers gewicht
Cr (V)	0,4	7,7	Mais	<i>Zea mays</i>	ED ₅₀ wortelgroei (14 d)
	0,18	3,5	Engels raaigras	<i>Lolium perenne</i>	ED ₅₀ wortelgroei
	5,0	96,1	Alfalfa	<i>Medicago sativa</i>	ED ₅₀ wortelgroei

Gegevens uit Wong en Bradshaw (1982) met de daarin vermelde andere studies.

* Wierzbicka (1993); ** Gorsuch *et al.* (1989).

3.3 Cadmium fytotoxiciteit

Cadmium heeft, in tegenstelling tot het geochemisch verwante zink, geen bekende biologische functie en is toxisch voor zowel plant, dier als mens in zeer lage concentraties. Deze toxiciteit is hoogstwaarschijnlijk te wijten aan de hoge affiniteit van Cd voor thiolgroepen in enzymen en eiwitten (Woolhouse, 1983).

Symptomen van Cd-fytotoxiciteit zijn algehele groeiremming, verwelking van bladeren, leidend tot verkleuring van het blad, chlorose en necrose.

Verskillende fysiologische veranderingen liggen ten grondslag aan deze symptomen die door toxisch Cd worden geïnduceerd. Zo wordt de fotosynthese aangetast door het vervangen van Mg door Cd in chlorofyl-moleculen. Hierdoor wordt de energie-opbrengst verminderd (Küpper *et al.*, 1998). Daarnaast worden allerlei enzymsystemen (ook die van de fotosynthese) geremd (Van Assche en Clijsters, 1990). De afname van de wortelgroei zou veroorzaakt kunnen worden door remming van de celdeling in de cortex en/of celstrekking (Vasquez *et al.*, 1992).

Cadmium heeft ook effect op de plant-water-relaties. Door remming van de wortelgroei wordt de wateropname verminderd, wat resulteert in een lager watergehalte van bovengrondse delen. Blootstelling aan Cd induceert de aanmaak van proline, een typisch verschijnsel van waterstress (Alia en Saradhi, 1991, Schat *et al.*, 1997). De verminderde waterstroom leidt tot het sluiten van de huidmondjes (stomata) en een verminderde transpiratie en fotosynthese. Deze toxische effecten van Cd op de plant-water-relaties zijn indirect, het wegnemen van de waterstress door het kweken van planten in 100 % luchtvochtigheid doet de symptomen van waterstress verdwijnen, de toxische effecten op de wortelgroei echter blijven zichtbaar (Schat *et al.*, 1997). Ook de celwand-elasticiteit neemt af, waardoor aan Cd blootgestelde planten een lagere tolerantie hebben voor waterstress (Barceló *et al.*, 1986, Barceló en Poschenrieder, 1990).

Op grond van EC₅₀ waarden van de wortellengte van Blaassilene (*Silene vulgaris*) en Engels raaigras (*Lolium perenne*) is Cd minder toxisch dan Cu, Hg en arsenaat en vergelijkbaar met Ni (zie tabel 3, 4).

3.4 Koper fytotoxiciteit

Koper is een essentieel micronutriënt en speelt een belangrijke rol bij verschillende fysiologische processen zoals fotosynthese, ademhaling, stikstofreductie en eiwit metabolisme. Vele metalloenzymen (o.a. ascorbinezuur oxidase) bevatten Cu en zijn betrokken bij redox reacties, waarin O₂ de electronenacceptor is en gereduceerd wordt tot H₂O₂ of H₂O. In het blad is Cu voornamelijk opgeslagen in de chloroplast (35-90% van het totale Cu). Het Cu-gehalte in plantenweefsels varieert tussen 5-20 mg.kg⁻¹ dw onder niet gecontamineerde omstandigheden (Fernandes en Henriques, 1991). Symptomen van deficiëntie in landplanten treden gewoonlijk op bij Cu-gehalten lager dan 2-5 mg.kg⁻¹ dw.

De Cu-gehalten waarbij toxiciteitsverschijnselen worden waargenomen variëren sterk: vanaf 20 mg.kg⁻¹, die bij sommige soorten al tot toxiciteit leidt, tot 575 mg.kg⁻¹, die als drempelwaarde zou gelden voor Zeggesoorten. Bij echte Cu-tolerante soorten ligt deze drempelwaarde nog hoger (metalloyten; Ernst, 1974). Overmaat Cu is een zeer effectieve remmer van de wortelgroei. Cu is daarbij één van de meest toxische metalen, op Hg en Ag na (zie tabel 3). De Cu toxiciteit heeft daarbij een sterker effect op de wortelcelstrekking dan op de wortelceldeling (Hogan en Rauser, 1981). Daarnaast is de wortelgroei veel gevoeliger voor Cu dan de spruitgroei, wat duidelijk het gevolg is van de geringe Cu-translocatie naar de spruit.

De symptomen van Cu toxiciteit zijn verder niet duidelijk omschreven en tegenstrijdig. Cu toxiciteit kan geassocieerd zijn met chlorose, het rood worden van bladeren en toenemend bladverlies, naast een slechte ontwikkeling van laterale wortels (Foy *et al.*, 1978). Toxische concentraties van Cu in het blad hebben een negatief effect op de fotosynthese, zoals duidelijk is aangetoond in geïsoleerde chloroplasten (remming van fyto-systeem I en II,

Baszynski *et al.*, 1982). Bij terrestrische planten is deze fotosynthese-remming door Cu een secundair effect vanwege de lage Cu translocatie van de wortel naar de spruit.

3.5 Arseen fytoxiciteit

Arseenverontreiniging is wijdverspreid en wordt onder meer veroorzaakt door mijn- en industrie-activiteiten en het intensieve gebruik van arseenhoudende pesticiden (Otte en Ernst, 1994). Naast deze antropogene bronnen van arseenvervuiling zijn ook natuurlijke bronnen van belang, zoals eerst-aders en opwelling vanuit diep grondwater van holocene mariene sedimenten (van Rossum, 1998).

Bij verhoogde externe concentraties veroorzaakt arseen duidelijk fytotoxische effecten. De toxische symptomen zijn afname in groei en opbrengst, wortelcelplasmolyse, verkleuring en verwelking van het blad en necrose van bladtoppen en randen. Daarnaast wordt ook de fotosynthese geremd (Machlis, 1941, Marin *et al.*, 1993).

Arseen wordt door de plant opgenomen als het fosfaat-analoog arsenaat (Asher en Reay, 1979). Hierdoor is de toxiciteit afhankelijk van de externe fosfaatconcentratie: bij lage fosfaat-concentraties is arsenaat toxischer (Meharg en Macnair, 1990). In de Blaassilene was de EC_{50} bij hoge P_i (500 μM fosfaat) 29,2 μM AsO_4 en bij lage P_i (100 μM fosfaat) < 2,5 μM (de laagst geteste concentratie) (Sneller *et al.*, 1999b). Zie ook tabel 3.

De toxiciteit van arseen kan verklaard worden door:

1. Toxiciteit van arsenaat, dat als fosfaatanaloog de energiehuishouding van de plant kan verstoren (Huang en Mitchell, 1972);
2. Toxiciteit van arseniet, door de hoge affiniteit voor thiol-groepen (Webb, 1966);
3. Toxiciteit als gevolg van de oxidatie-reductie cyclus tussen deze twee arseen-vormen. Hierbij kunnen radicalen gevormd worden, die membraan-beschadiging kunnen veroorzaken (Schlenk *et al.*, 1997).

3.6 Lood fytotoxiciteit

Lood veroorzaakt een aantal uiteenlopende fytotoxiciteit symptomen. Wortelgroei wordt geremd, bijwortels worden extra gevormd, en tevens worden stengelgroei en bladgroei geremd (Lane *et al.*, 1978). Er zijn aanwijzingen dat de groeiremming door toxische Pb concentraties wordt veroorzaakt door interferentie met auxine gereguleerde celstrekking en wel via stimulering van IAA oxidatie (=indol-3-azijnzuur; Woolhouse, 1983). Daarnaast heeft toxisch Pb een negatief effect op de fotosynthese (Wierzbicka, 1995). Chloroseverschijnselen die gepaard gaan met Pb toxiciteit zijn waarschijnlijk het gevolg van grote gevoeligheid voor Pb van enzymen betrokken bij de chlorophyl biosynthese. Enzymen zoals δ -amino laevulinezuur dehydratase en portobilinogenase worden geremd door Pb in geïsoleerde chloroplasten van spinazie (Hampp en Ziegler, 1974). Het is opvallend dat bij dieren Pb toxiciteit ook leidt tot beschadiging van de synthese van haemoglobine. De bovengenoemde effecten lijken echter van secundaire aard te zijn. De primaire toxische effecten van Pb in het wortelmilieu zijn nog niet opgehelderd, maar binding van Pb aan fosfaatgroepen, waarbij de fosforylering wordt geblokkeerd, lijkt het meest waarschijnlijk.

3.7 Kwik fytotoxiciteit

Kwik komt in het milieu voor als fenyalkwik, metallisch kwik en Hg^{2+} en is in bodems onder anaërobe omstandigheden vooral aanwezig als HgS (Van Straalen en Verkleij, 1993). Bacteriën en schimmels zijn in staat om het bijna onoplosbare HgS om te zetten naar oplosbare, meer toxische vormen zoals Hg^0 en het zeer toxische CH_3Hg^+ (methylkwik) en het minder toxische $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (dimethylkwik).

Kwik is een van de meest toxische zware metalen. Op grond van wortellengte methode blijkt ionisch Hg^{2+} (als HgCl_2) bij een concentratie van 1 mg.l^{-1} al een remmend effect te hebben op de wortellengtegroei van *Chloris barbata* en *Cyperus rotundus* (Lenka *et al.*, 1993). Ook bij *Silene vulgaris* zijn de NOEC en EC_{50} waarden de laagste in vergelijking met de andere geteste zware metalen (Schat en Vooijs, 1998; zie tabel 3).

Er zijn voor zover bekend geen gegevens gepubliceerd over de toxische effecten van methylkwik bij planten. Zowel Hg^{2+} als methylderivaten van Hg hebben een zeer sterke interactie met thiol en dithiol groepen in eiwitten en peptiden.

3.8 Chroom fytotoxiciteit

Chroom wordt gezien als een essentieel element voor mens en dier, maar dit geldt niet voor planten. De functie van Cr in planten is onbekend en er is tot nu toe weinig onderzoek aan verricht. De geringe interesse voor Cr kan verklaard worden doordat Cr geen wereldwijd milieuprobleem is, Cr wordt nauwelijks geabsorbeerd en getransloceerd door planten en geen accumulatie van Cr in de voedselketen is tot nu toe waargenomen. Verder is chroom fytotoxiciteit in het veld nauwelijks aangetroffen.

Symptomen van Cr-toxiciteit zijn o.a. chlorose in jonge bladeren (gelijkend op Fe-deficiëntie), donkergroen verkleuring van oudere bladeren en remming van zowel wortelgroei en later de wortelontwikkeling. Deze effecten treden echter pas op bij hoge Cr-concentraties (Barcelo *et al.*, 1986).

Alleen Cr(VI) en Cr(III) lijken van belang te zijn in biologische systemen. Cr(VI) verbindingen zijn extreem toxisch voor alle organismen. Reductie van Cr(VI) tot Cr(III) vindt plaats in de cel via effectieve reductanten als haem- en flavoproteinen en thiolen zoals glutathion (Barceló en Pochenrieder, 1997).

3.9 Nikkel fytotoxiciteit

Nikkel behoort bij dieren tot de essentiële micronutriënten en speelt een rol bij de ureum biosynthese via het nikkel metalloenzym urease. Ook bij sommige hogere planten is vastgesteld dat Ni een essentieel micronutriënt is. Planten behorend tot de familie van de vlinderbloemigen zoals sojaboon vertonen gele necrotische plekken in de bladtoppen bij het opkweken zonder Ni (Eskew *et al.*, 1983).

Ni-toxiciteit bij planten geeft in eerste instantie aanleiding tot onregelmatig gele en chlorotische banden in het blad (de typische chloroseverschijnselen van ijzergrek) en vervolgens necroseverschijnselen. Er lijkt een verschil te zijn in de symptomen van Ni-toxiciteit tussen eenzaadlobbigen (zoals grassen) en de tweezaadlobbigen. Haver bijvoorbeeld vertoont afwisselende gele chlorotische bandering in het blad bij Ni-toxiciteit; dicotylen zoals sojaboon laten meer algemene chloroseverschijnselen zien en vlekken (Farago en Cole, 1988). Chlorose verschijnselen zijn echter een secundair kenmerk van de toxische effecten van Ni. Het primaire effect vindt plaats in het wortel-

weefsel. Van een aantal plantensoorten zijn de ED_{50} -waarden vastgesteld in voedingsoplossingen (effectieve dosis die 50% remming geeft van de wortellengte ten opzichte van de normale groei; tabel 5): Ni blijkt hierbij een zeer toxisch metaal te zijn, bijna vergelijkbaar met Cu en meer toxisch dan Cd!

Symptomen van Ni toxiciteit kunnen worden waargenomen tussen 11-50 $mg.kg^{-1}$ Ni dw. Op niet-verontreinigde bodems worden bij een aantal boomsoorten Ni-concentraties gevonden tussen 1-15 $mg.kg^{-1}$ (Ngriagu, 1980).

Bij hogere Ni-concentraties wordt de groei verder geremd en treedt necrose op van het blad. Bij groei in voedingsoplossing werd de wortellengte en bovengrondse biomassa van rijst eniger mate geremd in het concentratiegebied van 0,6-6 $mg.l^{-1}$. Bij hogere Ni concentraties was de remming aanzienlijk (Das *et al.*, 1978). Bij *Lemna minor* (Eendenkroos) bleek Ni zeer toxisch te zijn met een EC_{50} waarde van 470 $\mu g.l^{-1}$ (Wang, 1986). Ni concentraties in oppervlaktewater van 1 $mg.l^{-1}$ kunnen 30% remming van de groei veroorzaken bij *Lemna minor* en 70% groeiremming in zeer zacht water (Wang, 1987).

3.10 Aandachtssoorten

Van al deze soorten zoals vermeld in hoofdstuk 1 zijn *geen* gegevens bekend over de gevoeligheid/tolerantie ten opzichte van de behandelde metalen, behalve voor Engels raaigras (*Lolium perenne*), Witte klaver (*Trifolium repens*) en Zwenkgras (*Festuca rubra*, het metaal tolerante ecotype). Het is derhalve uiterst noodzakelijk dat meer onderzoek wordt verricht om de gevoeligheid/tolerantie van deze soorten voor de betreffende metalen vast te stellen.

4 Opname en transport naar bovengrondse delen

4.1 Inleiding

Er bestaat zeer veel literatuur over opname en transport van metalen door planten. Enige eenduidigheid over de mechanismen is echter moeilijk te vinden. Een poging om metaalgehalten te koppelen aan toxiciteit is gedaan door Becket en Davis (1977) en Davis en Becket (1978). Zij vergeleken in hun studies de metaalgehalten in jonge planten van gerst, tarwe, koolzaad, sla en raaigras, gekweekt op metaal-gecontamineerde grond en definieerden op grond hiervan de "kritische" concentraties van metalen in plantenweefsels. Boven deze kritische concentraties veroorzaken de metalen toxische reacties en neemt de biomassa of opbrengst van planten af. In hun concept bestaat er een opbrengst plateau (Y_0) waarbinnen het betreffende metaal toxisch noch deficiënt is en de biomassa onafhankelijk is van de metaalconcentratie in het weefsel (zie figuur 2). Er bestaat een kritische weefselconcentratie T_c waarboven het metaal toxisch is en de opbrengst (biomassa) wordt gereduceerd.

Figuur 2

Opbrengst curven:

(a) voor een essentieel element;

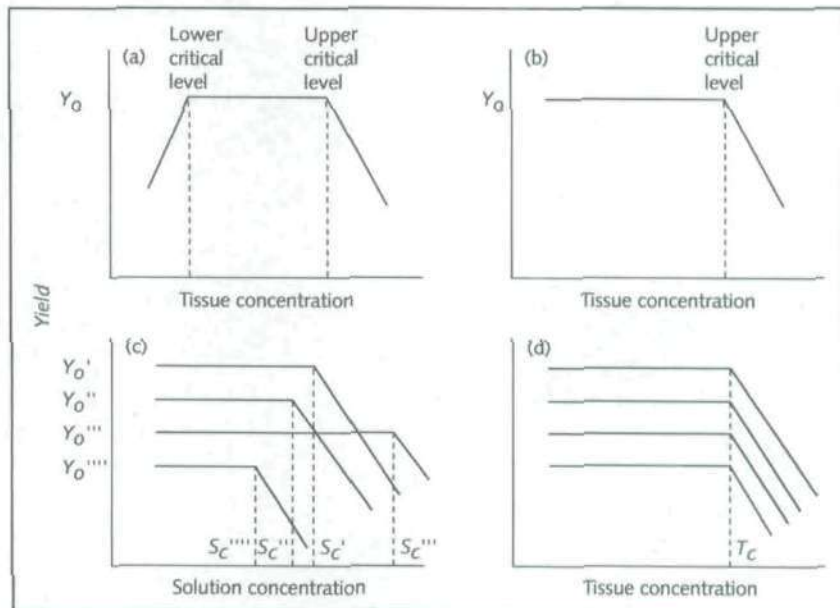
(b) voor een niet-essentieel element.

Y_0 is de maximale opbrengst, niet verminderd vanwege deficiëntie en toxiciteit.

(c) de effecten van andere factoren op de relatie tussen opbrengst (Y) en voedingsoplossing concentraties;

(d) de relatie tussen opbrengst en weefsel concentraties.

$Y_0', Y_0'', Y_0''', Y_0''''$ zijn opbrengsten, die niet door toxiciteit zijn verminderd; $S_c', S_c'', S_c''', S_c''''$ zijn kritische voedingsoplossing concentraties en T_c de kritische weefselconcentratie (Davis en Becket, 1978).



Bij groei van planten op voedingsoplossingen is er een vergelijkbare kritische concentratie van de (voedings)oplossing: S_c . Uit hun experimenten blijkt dat de opbrengst en de opname van de verschillende metalen afhankelijk is van de groeiomstandigheden, maar dat de kritische weefselconcentratie (T_c -waarden) daarvan min of meer onafhankelijk lijkt te zijn en kenmerkend is voor ieder zwaar metaal en weinig verschillend tussen de geteste plantensoorten. Zo zijn de T_c -waarden (mediaan) voor Ni bij gerst 12 mg.kg⁻¹ en bij Engels raaigras 14 mg.kg⁻¹ en de T_c -waarden voor Cu in gerst, Engels raaigras, sla en koolzaad resp. 19, 21, 21, 16 en 18 mg.kg⁻¹. De T_0 -waarden in weefsels van de onderzochte plantensoorten, gekweekt in een normale voedingsoplossing, blijkt ook redelijk gelijk (tussen 9-11 mg.kg⁻¹). Op basis

hiervan wordt voorgesteld een empirische formule te gebruiken om de risico's in te schatten in hoeverre een bepaalde locatie toxisch is (Beckett en Davis, 1977; Davis en Becket, 1978).

Echter, in een overzichtartikel van een aantal jaren later (Macnicol en Becket, 1985), waarbij ongeveer 1.000 artikelen zijn geraadpleegd, blijken de kritische weefselconcentraties voor de onderzochte elementen wel degelijk te verschillen tussen soorten zoals te zien is in figuur 3.

Bij het element Ni zijn 17 referenties aangehaald. Bij Zn 34 referenties. Van de 17 referenties worden in totaal 8 soorten onderzocht. Bij Raaigras varieerde de C.L. (*upper critical level*) tussen 12 en 220 mg.kg⁻¹ dw. In de 34 referenties voor Zn worden 18 soorten onderzocht. Bij boon (*bush bean*) varieerde de C.L. tussen 60 en 250 mg.kg⁻¹ dw.

Dit grote verschil is uiteraard niet verrassend, om een aantal redenen:

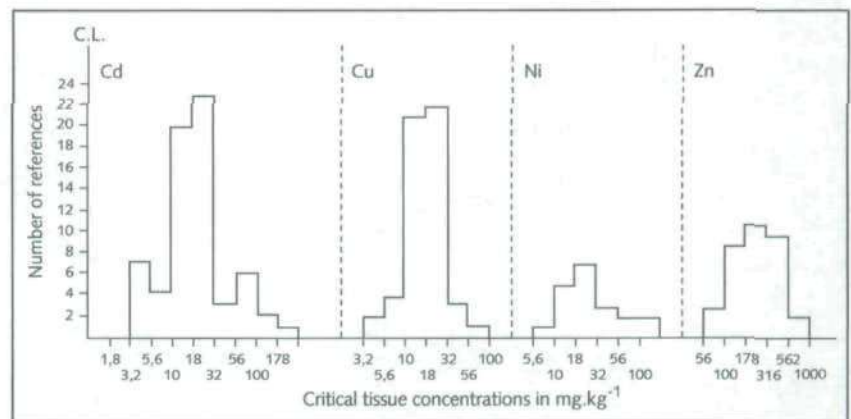
- Verschillende organen bevatten verschillende metaalconcentraties (wortel/spruit/aar).
- Er is compartimentering binnen organen, weefsels en cellen (geen uniforme verdeling van het metaal).
- Concentraties veranderen gedurende de ontwikkeling van de plant.
- Er is interactie tussen de metalen onderling en andere nutriënten.
- Er zijn verschillen in groeivormen.

Het concept lijkt redelijk bruikbaar indien het toegepast wordt voor één bepaald element en één bepaalde soort (in het geval van Becket en Davis (1977) betreft het gerst en Engels raaigras).

In figuur 3 is op de verticale as het aantal referenties weergegeven. Op de horizontale as staan de *critical tissue concentrations*, uitgedrukt in mg.kg⁻¹ dw.

Figuur 3

Kritische weefsel concentraties voor Cd, Cu, Ni en Zn gebaseerd op gegevens van verschillende land- en tuinbouwgewassen, die door Macnicol en Becket (1985) zijn verzameld. De waarden zijn uitgezet op log-schaal omdat de toxische effecten proportioneel blijken te zijn met de log van de weefselconcentratie.



Het blijft daarom zeer de vraag of het meten van metaalconcentraties in plantenweefsels c.q. organen een zinvolle methode is om het risico aan toxiciteit van een betreffend metaal op de plant goed in te schatten. Recent zijn bij de Vrije Universiteit de effecten bestudeerd van oplopende concentraties Zn en Cd op de verdeling van deze metalen binnen en tussen organen (wortel, blad) van metaalgevoelige en -tolerante Blaassilene (*Silene vulgaris*) in de tijd (Chardonens *et al.*, 1998; Chardonens *et al.*, 1999a). De Zn en Cd verdeling in wortel en spruit blijkt afhankelijk te zijn van de externe concentratie, tijdsduur, type blad (jong, volwassen, oud), orgaan en ecotype. Daarnaast is de allocatie binnen het blad sterk asymmetrisch, waarbij de

hoogste concentraties worden gevonden in de onder-epidermis (en de laagste in mesofyl cellen). Bovendien is bij externe concentraties van Zn respectievelijk Cd, waarbij beide metalen een vergelijkbare groeireductie van de plant (*Silene*) bewerkstelligen, het effect van deze metalen op de bio-massaverdeling duidelijk verschillend.

Betrouwbare en reproduceerbare methoden om risico's van metaaltoxiciteit te schatten zijn echter voorhanden. Onder geconditioneerde omstandigheden zijn wortellengtegroei voor korte termijn (Schat en Ten Bookum, 1992) en biomassa productie (RGR) voor lange termijn (Sneller *et al.*, 1999a) goede, betrouwbare effectparameters. Daarnaast zijn onder experimentele veld-omstandigheden verschillende fysiologische en biochemische parameters voor fytotoxiciteit ontwikkeld zoals enzymactiviteiten, analyse van metaal-bindende peptiden (fytochelaten), isoenzymen, proline gehalte etc. Zo vonden Vangronsveld *et al.* (1992) een goede correlatie tussen verhoging van enzymactiviteiten van een set enzymen (peroxidase etc.) en de metaal-toxiciteit (gemeten aan reductie van de spruit). Er was verder een duidelijk verband tussen enzymactiviteit en de reciproke van de metaalconcentratie in het bladweefsel (zie verder hoofdstuk 6).

Van de in tabel 1 genoemde aandachtsoorten is slechts aan een zeer klein aantal daadwerkelijk onderzoek verricht (zie bijlage 1). Van de pioniersoorten en soorten uit de ruigten en zomen zijn alleen over één soort (Grote brand-netel, *Urtica dioica*) literatuurgegevens bekend. De water en oeverplanten zijn iets vaker onderzocht (voornamelijk Riet) en dat geldt ook voor struiken/bomen. De meeste literatuur over metaalaccumulatie betreft graslandsoorten (over vijf van de in bijlage 1 vermelde soorten). De gegevens over metalen en As zijn ook ongelijk verdeeld. Over Cr en Hg is de informatie zeer schaars. Bij Ni zijn de meeste data beperkt tot de hyperaccumulatoren. Van Pb en As opname en accumulatie in planten is duidelijk meer informatie aanwezig, maar het meest onderzocht zijn de metalen Cu, Zn en Cd. In dit hoofdstuk zullen deze elementen achtereenvolgens besproken worden.

4.2 Zink opname en transport

4.2.1 Algemeen

Wanneer zink in overmaat wordt aangeboden aan de plant, zal het grootste gedeelte van het opgenomen Zn in de wortel, en dan voornamelijk in de vacuolen, worden opgeslagen. NB: bij opname door planten wordt binding aan de wortel/celwand niet meegerekend. In de literatuur (en zeker bij studies waar bodem-plant interacties plaats vinden) wordt daar nauwelijks rekening mee gehouden. Analytisch-methodisch is er een standaard procedure om de aan de celwand gebonden fractie (het geadsorbeerde deel) uit te wisselen tegen CaCl_2 of $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$. De cel-interne metaalconcentratie in de wortel is van belang, niet de totaal aan de wortel geadsorbeerde en geabsorbeerde fractie. Zo vonden White *et al.* (1979) bij normaal aanbod van zink 92 mg Zn.kg^{-1} in het blad van sojaboon en 35 mg Zn.kg^{-1} in de wortel. Na toediening van toxische hoeveelheden Zn werd 133 mg.kg^{-1} in het blad en 1.335 mg.kg^{-1} Zn in de wortels gevonden. Een hogere zink concentratie in de wortels hoeft niet noodzakelijkerwijs te betekenen dat Zn wordt geaccumuleerd, omdat toxische Zn concentraties de wortelgroei remmen. Zink-gevoelige planten transporteren meer zink van de wortel naar de spruit dan zink-tolerante planten (Harmens *et al.*, 1993; Brown en Wilkins, 1985).

De zink concentraties in gezonde bladeren variëren in het algemeen tussen $15\text{--}100 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$, met uitzondering van wilgen (*Salix* spp.), berken

(*Betula* spp.) en populieren (*Populus* spp.), die een 2-5 maal hogere zink concentratie in het gezonde blad kunnen hebben. Bij zink-toxiciteit kunnen Zn concentraties sterk oplopen en variëren per soort, variëteit, populatie, tijdsduur en externe Zn toediening. Bij overschrijding van NOEC waarden gaat dit gepaard met biomassaverlies. Zn concentraties in bladeren van tolerante soorten kunnen zeer hoge waarden aannemen zonder dat er sprake is van biomassa-verlies.

Bij hoge Zn toediening accumuleert het Zn in de oude bladeren van plant. In planten met adequate zinkvoorziening is de zinkconcentratie van bladeren van verschillende leeftijd dezelfde (zie tabel 7, Reuter *et al.*, 1982).

Tabel 7

Zink concentratie (mg.kg⁻¹) van nieuw blad, het jongst gevouwen blad, het jongste open blad en oudste blad van *Trifolium subterraneum* planten, die verschillende hoeveelheden Zn toegediend kregen (Reuter *et al.*, 1982).

	0	Zinktoediening (mg Zn per kg bodem)			2,1
		0,13	0,26*	0,52	
Nieuw blad	23	25	30	41	60
Jongste gevouwen blad	13	12	23	41	62
Jongste open blad	8	9	19	44	121
Oudste blad	-	8	24	98	487

* maximum drooggewicht bij 0,26 mg zinktoediening

De remobilisatie van Zn uit oude bladeren hangt af van de zinkstatus van de plant. Bij normale zinkvoorziening is de remobilisatie naar nieuw jong blad groot; bij toxische niveaus wordt het zink in het oude blad vastgehouden.

4.2.2 Aandachtsoorten

In rioolslib met ± 3% totaal N en verschillende metalen waaronder Zn (525 mg.kg⁻¹), Cd (2,3 mg.kg⁻¹) en Cu (216 mg.kg⁻¹) werden stekken van twee wilgensoorten gekweekt gedurende 10 weken bij 5 verschillende behandelingen (oplopende doses met rioolslib met equivalente kg N van 0, 40, 80, 120, 150 en 200 ha⁻¹; Labrecque *et al.*, 1995). Twee wilgensoorten (*Salix discolor* en *Salix viminalis*) groeiden het meest optimaal bij de hoogste dosis rioolslib en vertoonden geen symptomen van toxiciteit. De maximum bladmetaalconcentraties lagen beneden of ongeveer op het toxiciteitsniveau van deze soorten: Cd: 1,8; Cu: 20,7; Hg: 0,05; Ni: 20; Pb: 6,5 en Zn: 560 mg.kg⁻¹ dw (Kabata-Pendias en Pendias, 1989).

De overdrachts-coëfficiënt *bodem-plant* wordt uitgedrukt als:

$$OC = \frac{(M_r - M_c)}{M_b}$$

waarbij:

OC = overdrachts-coëfficiënt van metalen (van bodem naar plant);

M_r = geaccumuleerde hoeveelheid metaal in wortels en bovengrondse delen (onder behandeling met rioolslib);

M_c = geaccumuleerde hoeveelheid metaal in wortels en bovengrondse delen (onder controlebehandeling);

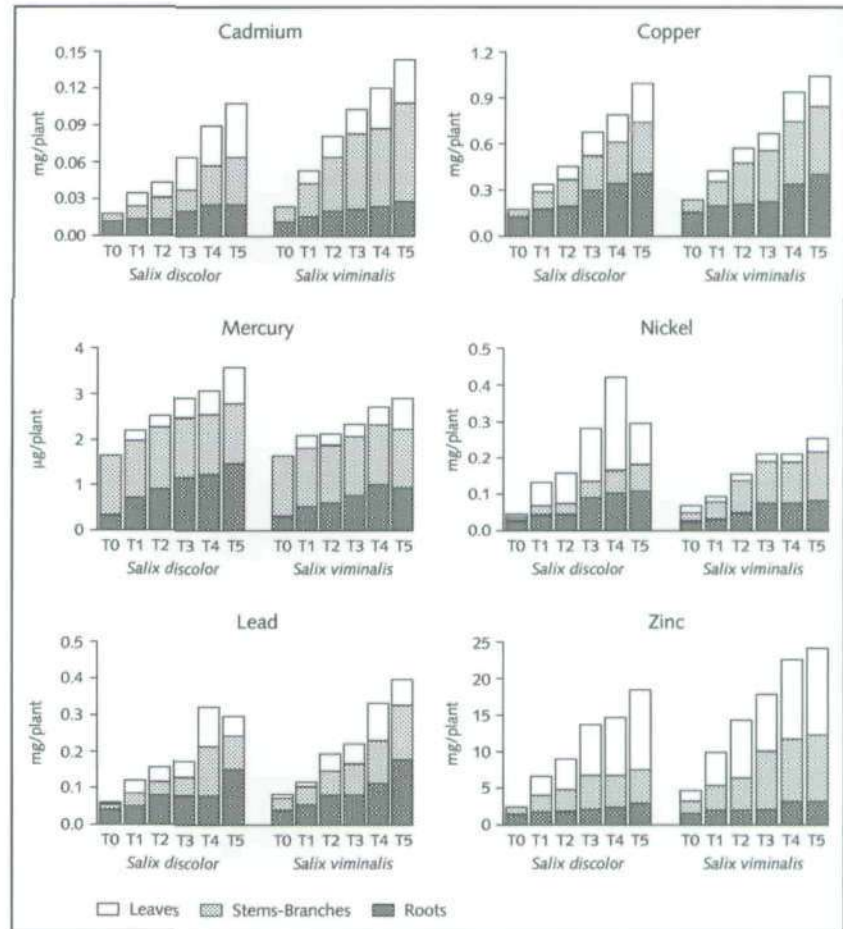
M_b = metaal in de bodem (mg) op basis van dosis rioolslib;

Het gebruikte rioolslib blijkt een goede meststof te zijn. De metalen zijn in deze gehalten niet toxisch. Beide wilgensoorten kunnen gebruikt worden als filters voor zuiveren van afvalslib en voor biomassaproductie. Circa 50-80% van de totale minerale massa aan metalen werd gevonden in de wortel en stengel (stam), hetgeen betekent dat meer dan de helft tot driekwart is geïmmobiliseerd.

De overdrachts-coëfficiënten van Cd, Zn en Ni waren hoger dan voor de andere metalen, wat aangeeft dat deze metalen mobieler en meer beschikbaar zijn voor de planten. De overdrachts-coëfficiënten varieerden niet tussen de soorten, maar waren significant verschillend voor Cd en Zn en de andere metalen (zie figuur 4).

Figuur 4

Verdeling van de minerale massa aan zware metalen (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) over de planten-biomassa van twee wilgensoorten (naar Labrecque *et al.*, 1995).

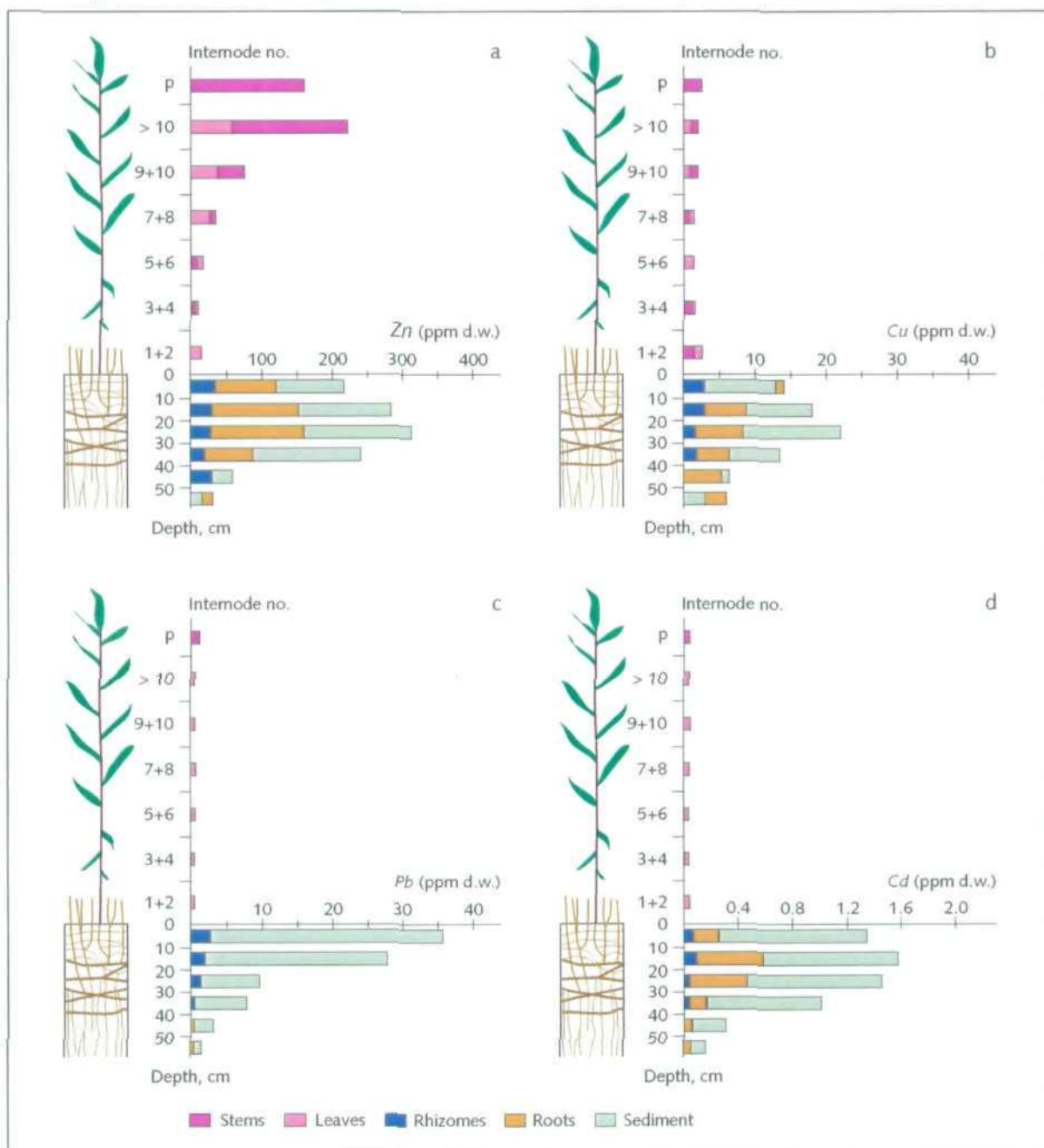


Wolterbeek *et al.* (1993) bestudeerden met behulp van radioisotopen de opname van As, Cd, Cu en Zn in Fonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*). Zij concludeerden dat de metaalaccumulatie in de plant ongeveer 1% bedroeg van het totaalgehalte van het sediment (bioconcentratiefactor = 0,01). Het grootste deel hiervan werd vastgehouden in de wortels.

Riet (*Phragmites australis*) is een dominante soort in de littorale zone van vele ondiepe meren en rivieren, waar het hoge dichtheden vormt die tot de meest productieve ecosystemen behoren in de gematigde streken. Schierup en Larsen (1981) hebben een vergelijkend onderzoek gedaan naar beschikbaarheid, opname en translocatie van een aantal zware metalen in Riet op twee verschillende lokaties: aan de oevers van een eutroof verontreinigd meer (met een bodem rijk aan organisch materiaal) en langs de oever van een oligotroof, schoon meer met een zandbodem (figuren 5a, 5b). Hoewel de concentratie aan zware metalen en het totale gehalte in de littorale zone veel hoger was in het vervuilde meer (tot 80x), bleek de beschikbaarheid en opname van zware metalen groter in het schone meer. Cu, Pb en Cd werden voornamelijk geaccumuleerd in de wortels, veel minder in de rhizomen en nauwelijks in de bovengrondse delen. Zn accumulatie werd

Figuur 5a

Gehalten van: (a) Zn (b) Cu (c) Pb en (d) Cd in sediment, wortels, rhizomen en bovengrondse biomassa van Riet uit IJke Sortes (verontreinigd eutroof meer). Uit: Schierup en Larsen, 1981.



zowel in de wortels als in de bovengrondse delen waargenomen. Als verklaring hiervoor noemen de auteurs twee mogelijkheden:

1. Op grond van het verschil in omstandigheden in beide sedimenten is duidelijk dat de meeste metalen als onoplosbare metaalsulfiden zullen voorkomen dan wel gecompliceerd zijn aan dood organisch materiaal vanwege de alkalische pH en de lagere redoxwaarden in de organische bodem. In het oligotrofe meer is het metaal meer in ionische vorm aanwezig en beschikbaar.
2. Langs het schone meer heeft het Riet talrijke dunne wortels ontwikkeld die ondieper wortelen (enkel in de bovenste laag); het Riet langs het

Figuur 5b
 Gehalten van: (a) Zn (b) Cu (c) Pb en (d) Cd in sediment, wortels, rhizomen en bovengrondse biomassa van Riet uit Lake Hampen (oligotroof, schoon meer). Uit: Schierup en Larsen, 1981.



eutrofe meer bezit minder, maar dikke wortels die ook dieper wortelen. Dezelfde wortelbiomassa heeft in het eerste geval een veel groter worteloppervlak waardoor meer metalen kunnen accumuleren.

Het belang van de wortelmorfologie in relatie tot opname van (zware) metalen is daarmee aangegeven. Bovendien speelt de omvang van het aërenchym (luchtweefsel) voor de oxidatie van metalen in de rhizosfeer een belangrijke rol die door Schierup en Larsen (1981) niet onderzocht is. De concentratie van Zn in bladeren en stengels van Riet is maximaal gedurende het groeiseizoen en neemt daarna af. De Cu-concentratie in het blad is min of meer constant gedurende de studieperiode (Larsen en Schierup, 1981).

In een ander onderzoek werd afvalwater van een *landfill* doorgeleid in een geconstrueerd *wetland* begroeid met Riet en gedurende twee jaar werd de groei en de metaalaccumulatie in Riet gemeten (Powerley *et al.*, 1995). De hoge concentraties aan N, Fe en K in het influent resulteerden in een duidelijke Rietbiomassa toename. Er trad daarentegen geen metaalaccumulatie op in de spruit, noch in de rhizomen. Alleen aan de wortels werden verhoogde concentraties gevonden van met name Cd (0,2 mg.kg⁻¹), Pb (12 mg.kg⁻¹), Zn (45 mg.kg⁻¹) en Cu (65 mg.kg⁻¹). De ijzerplaque fungeerde als filter tegen metaalabsorptie. De rhizosfeer lijkt daardoor te dienen als een effectieve omgeving voor metaalprecipitatie en adsorptie aan de buitenkant van de wortel.

Door de VU is recent gekeken naar concentratie en accumulatie van metalen in het uiterwaardengebied van Limburg. De totaalgehalten in de bodem varieerden voor Zn (470-1.245 mg.kg⁻¹), Cu (23-109 mg.kg⁻¹), Cd (1,6-12,3 mg.kg⁻¹) en Pb (85-257 mg.kg⁻¹) (Sneller, F.E.C., *unp.*). De metaalgehalten in een aantal plantensoorten uit deze locatie staan vermeld in tabel 8a. Geen van de metaalconcentraties is opvallend hoog en lijkt een kritische concentratie te overschrijden. In tabel 8b zijn de bioaccumulatiefactoren berekend en duidelijk moge zijn dat er een grote spreiding in de getallen zit binnen een plantensoort en tussen elementen.

Gegevens over *Poa annua* op zandige zure bodems en langs zinksintels (in de buurt van de Budelse Zn smelterij) laten zien dat de Zn concentratie 5x en de Cu concentratie 3x zo hoog in de spruit van de planten langs de zinksintels ten opzichte van die van de zandbodem (Dueck, 1986). In de bladeren van *Betula pendula* is er geen verschil in Zn en Cu gehalten tussen beide standplaatsen; wel is de Zn concentratie 2 tot 3 hoger in vergelijking met andere soorten.

Tabel 8a
Metaalgehalten in planten afkomstig van de uiterwaarden (Maas).

		Cu (mg.kg ⁻¹)	Cd	Zn	Mn	Fe	Pb
Oever							
<i>H. tuberosus</i> (Aardpeer)	h	22,2	3,10	79,6	14,8	39,6	35,3
		20,9	3,06	79,4	14,9	37,1	#
	bl	9,7	3,08	104,5	20,3	23,9	26,5
		10,7	3,01	94,8	19,4	22,5	38,2
<i>C. arvense</i> (Akkerdistel)	h	16,2	7,51	142,9	16,6	46,2	24,6
		17,1	8,33	149,6	17,4	46,4	37,5
	bl	5,7	1,80	78,4	14,7	29,5	86,8
<i>A. vulgaris</i> (Bijvoet)	bl	27,7	15,68	148,8	45,7	51,2	#
		30,9	15,64	150,3	44,5	46,9	65,8
	h	29,1	20,84	175,3	31,6	41,3	56,1
		29,6	20,27	157,0	34,6	44,7	52,2
Geul							
<i>A. sylvestris</i> (Fluitenkruid)	bl	5,1	0,75	20,0	25,6	35,0	41,5
<i>E. repens</i> (Kweek)	aar	3,5	0,14	13,8	14,8	11,7	*
		2,6	0,17	14,8	14,7	11,5	*
	bl	4,6	0,30	22,4	8,1	14,0	#
		3,9	0,33	22,2	9,2	18,4	15,8
	bl	10,1	0,55	75,1	28,1	57,4	14,7
<i>R. acetosa</i> (Veldzuring)		11,9	0,50	91,3	30,1	58,6	#
	bl	6,1	0,93	45,3	12,5	66,9	40,2
		8,0	0,89	44,8	12,7	66,7	45,0

= rond detectielimiet

* = niet bepaald

h = hele plant

bl = blad

Sneller, F.E.C. (*unp.*)

Tabel 8b
Bioaccumulatiefactoren op basis van de
gegevens uit tabel 8a en RUL (1995).

	Cu		Cd		Zn		Pb	
	a	b	a	b	a	b	a	b
Overstromingsfrequentie ¹	62,5	50	7,0	2,3	740	500	200	125
Bodemconcentratie (mg.kg ⁻¹ dw)								
Aardpeer (blad)	0,35		0,32		0,11		0,13	
Akkerdistel (hele spruit)	0,33		0,83		0,20		0,16	
Bijvoet (hele spruit)	0,24		2,17		0,22		0,27	
Fluitenkruid (blad)	2			0,20		0,04		0,33
Kweek (blad)	2			0,02		0,11		0,12
Veldzuring (blad)	2			0,14		0,09		0,34
Gras ^{3,4}	0,12		0,05		0,24		0,005	

1 Gemiddelde overstromingsfrequentie: a = 1 keer per 2 jaar, b = 1 keer per 300 jaar.

2 Koper in het plantenmateriaal onder de detectielimiet, geen BAF-berekening mogelijk.

3 Grasland, gebruikt als weide, geen verdere onderverdeling gemaakt in plantensoorten.

4 BAF berekend met metaalgehalten op versgewichtbasis.

4.3 Cadmiun opname en transport

4.3.1 Algemeen

De associatie van Cd aan wortelcelwanden en de relatie tussen de kationen uitwisselingscapaciteit (CEC) en opname is niet erg duidelijk (Rausen en Ackerley, 1987; Ernst *et al.*, 1992). De wortel CEC lijkt geen belangrijke rol te spelen bij de differentiële Cd opname door planten (Taylor, 1987). Translocatie van Cd kan plaatsvinden via de symplast (in de cel; intracellulair) of via de apoplastische route (tussen de cellen door; extracellulair). Cd opname bij lage externe concentratie lijkt onder metabolische controle (beneden 0,5 µM Cd) te staan met een passieve component bij hogere concentraties (Cataldo *et al.*, 1983).

Cd opname wordt beïnvloed door andere ionen, in het bijzonder divalente kationen. Zo wordt de Cd opname verlaagd bij oplopende Ca concentraties en heeft Zn een synergistisch (stimulerend) dan wel een antagonistisch (competitief) effect, wat waarschijnlijk afhankelijk is van de Zn/Cd ratio in de bodemoplossing (Hoofdstuk 7: combinatie toxiciteit).

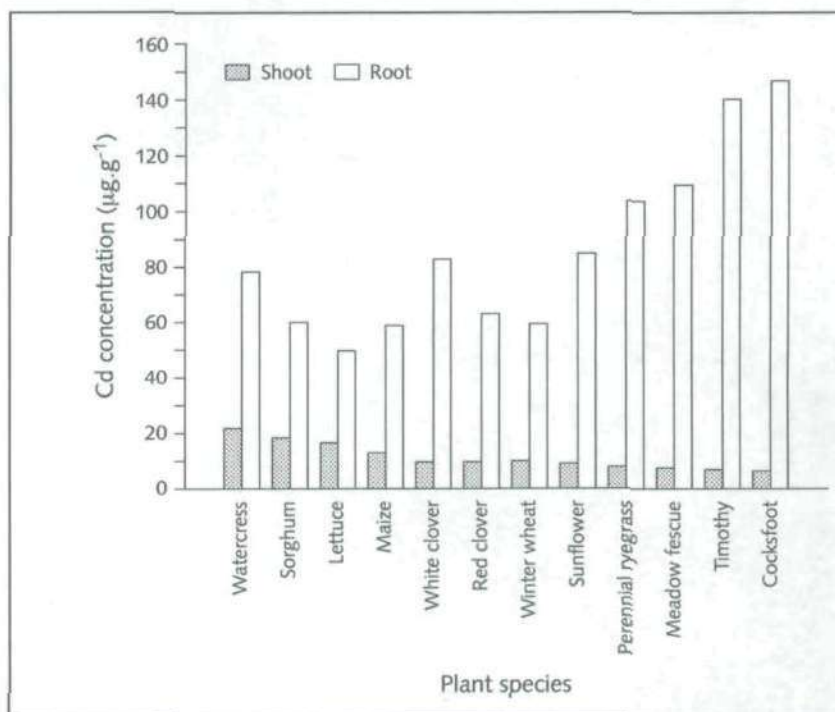
Er bestaan aanzienlijke verschillen tussen plantensoorten wat betreft de verdeling van Cd over wortel en spruit (figuur 6; Jarvis *et al.*, 1976). Zo houdt sla 43% van het totale Cd gehalte in de wortel vast, terwijl in *cocksfoot* meer dan 87% van het totale Cd zich in de wortels bevindt. Ook tussen cultivars van gewassen is een dergelijk patroon van Cd verdeling aangetoond zoals bij mais en tabak (Florijn *et al.*, 1993; Wagner & Yeagan, 1986). Dit verschil in translocatie is door Alan Baker het eerst beschreven, waarbij hij de plantensoorten grofweg in drie groepen verdeelde (figuur 7, Baker, 1981):

- I. Spruit accumulatoren: metaalconcentratie in de spruit neemt toe volgens een *convexe functie met de metaalconcentratie in de bodem*.
- II. Spruit excluders (buitensluiters): spruitconcentratie blijft over een breed traject van de externe (bodem)concentratie constant en laag.
- III. Spruit indicatoren: spruitconcentratie neemt min of meer lineair toe met de bodemconcentratie.

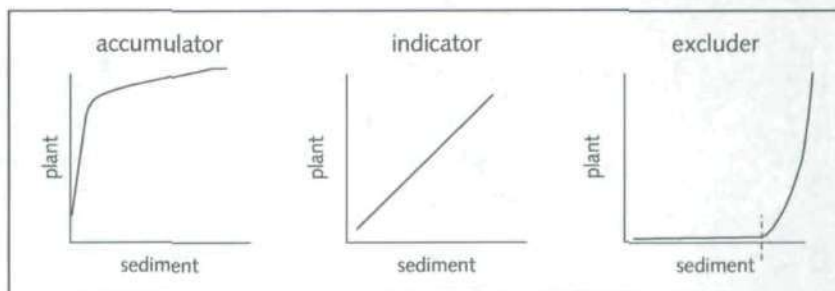
Zoals hierboven aangegeven bestaan er grote verschillen in Cd niveaus van de spruit tussen en binnen soorten (zowel "natuurlijke" soorten als variteiten binnen gewassen) en het is veelal onduidelijk of de waargenomen verschillen te maken hebben met een gedifferentieerde opname danwel een gedifferentieerde interne metaalverdeling (Ernst, 1990). Verschillen in gevoeligheid c.q. tolerantie voor Cd binnen en tussen soorten kunnen berusten op twee

strategieën: *avoidance* en "interne tolerantie" (Levitt, 1980). *Avoidance* is het vermogen om metaalaccumulatie te voorkomen, hetzij door opname te beperken, hetzij door het metaal weer uit te scheiden. *Tolerantie* is het vermogen om verhoogde metaal (Cd) concentraties binnen de plant te verdragen, hetzij door subcellulaire compartimentering en/of binding aan complexerende agentia (Ernst *et al.*, 1992). Hoewel opname via het blad de interne Cd concentraties kan beïnvloeden, is opname via de wortel verreweg het belangrijkste.

Figuur 6
Cd gehalten in spruit en wortel van verschillende plantensoorten opgekweekt in een voedingsoplossing met $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ Cd en geoogst 7 dagen na toediening (Jarvis *et al.*, 1976).



Figuur 7
Metaal-accumulatie patronen van metaalgehalten in de spruit bij toenemende metaalgehalten in de bodem (Baker, 1981).



Opname en intern transport van Cd wordt bepaald door:

- Concentratie en speciatie van Cd in de bodemoplossing en binding aan de wortelcelwand.
- Effect van Cd op de plasmamembraan en het radiale transport naar de xyleemvaten.
- Xyleem belading met Cd en Cd transport in het xyleem (Florijn, 1993).

4.3.2 Aandachtssoorten

In aquatische macrofyten van niet-gecontamineerde bodems was de mediaan Cd concentratie in bovengrondse delen ($1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$) enigszins verhoogd vergeleken met plantensoorten van de terrestrische vegetatie ($0,64 \text{ mg.kg}^{-1}$; Bowen, 1969; Outridge en Noller, 1991). Van de drijvende waterplanten

zoals *Nuphar advena* en *Nymphoides indica* varieerde de Cd concentratie tussen 0,79-5,1 mg.kg⁻¹. Deze emergente (= half-ondergedoken) soorten hebben gemiddeld een lagere Cd concentratie dan de submergente (= ondergedoken) soorten.

Van de ruigtesoorten zijn alleen voor Grote brandnetel (*Urtica dioica*) gegevens bekend. Bij een kasexperiment werd geconstateerd dat de planten bij ca. 30 mg.kg⁻¹ dw in de wortels groeiremming vertoonden. Bij biomonitoringexperimenten in de Biesbosch bedroeg de hoogste concentratie 24 mg.kg⁻¹ dw (Otte, 1991; Dirks *et al.*, 1990). Effecten van verhoogde Cd concentraties in de plant op dieren, die specifiek van deze planten leven (zoals rupsen van dagpauwoog en *Aurelia*'s), zijn echter nooit onderzocht.

In een onderzoek naar metaalgehalten in dezelfde soort afkomstig van 382 locaties ten noordoosten van Gent bleek geen relatie te liggen tussen een aantal bodemparameters (zoals kleigehalte, CEC, pH en organische koolstofgehalte) en accumulatie van Cd (Tack en Verloo, 1996). Het gemiddelde Cd gehalte was 0,43 mg.kg⁻¹ dw met een spreiding van 0,03-9,26 mg.kg⁻¹ dw. De concentraties van Zn gaven grote variaties te zien bij lage waarden voor het kleigehalte, CEC en organische koolstof en waren lager en minder variabel bij hogere waarden van deze bodemparameters.

4.4 Koper opname en transport

4.4.1 Algemeen

Het primaire toxisch effect van Cu op wortelcellen is een beschadiging van het plasma-membraan dat geïllustreerd wordt -binnen enkele minuten- door K⁺ lekkage (Wainwright en Woolhouse, 1977). Deze beschadiging wordt waarschijnlijk teweeg gebracht door de sterke reactie van Cu met sulfhydryl groepen in het membraan en cellulaire thiolverbindingen en de door Cu geïnduceerde vrije radicalen, die peroxidatie van membraan lipiden bewerkstelligt (De Vos *et al.*, 1989). Er lijkt een duidelijk verband te bestaan tussen de NOEC waarden (gebaseerd op de wortellengte test) en de K-lekkage van Cu-gevoelige en tolerante populaties van *Blaassilene* (De Vos *et al.*, 1992).

Vanwege de sterke binding van Cu aan met name organisch materiaal is de beschikbare Cu-fractie plantopname in het algemeen laag. Totale Cu-gehalten in de bodem zijn *niet* gerelateerd aan plantenopname. De overdrachtscoëfficiënt tussen bodem en plant is verschillende malen lager voor Cu dan voor de meer mobiele metalen zoals Zn, Cd en Ni. In zandige bodems is deze factor uiteraard veel hoger dan in kleibodems zoals ook is aangetoond door Ernst *et al.* (1983). De Cu opname door planten lijkt relatief onafhankelijk te zijn van de bodem pH (met name voor pH > 5,5; Dijkshoorn *et al.*, 1981). Toevoeging van chelatoren zoals EDTA verhoogt de beschikbaarheid van Cu en ook van andere metalen (Foy *et al.*, 1978).

Cu-translocatie naar bovengrondse delen van de plant lijkt geassocieerd te zijn met N-transport (Fernandes en Henriques, 1991). In *Glycine max* (soja) en *Lycopersicon esculentum* (tomaat) werden verhoogde concentraties van de aminozuren asparagine, glutamine en histidine aangetoond in het xyleemsap na Cu stress, maar het is onbekend of deze aminozuren een essentiële rol spelen bij complexering van Cu.

De rol van mycorrhiza-schimmels bij de Cu-opname is controversieel: infectie met VAM-schimmels zou een positief effect hebben op de Cu opname zoals waargenomen is bij mais en *Allium porum* (Gildon, 1983); VAM-schimmels lijken echter zeer gevoelig te zijn voor Cu (Griffioen *et al.*, 1994). Bij *Calluna* soorten (struikheide) blijken de ericoid-mycorrhiza de overmaat aan metalen

(dus ook Cu) vast te houden vanwege sterke binding aan celwandcomponenten, waaruit nauwelijks metalen worden getransporteerd naar de plant (Bradley *et al.*, 1981).

4.4.2 Aandachtssoorten

In waterplanten (hydrofyten), zoals *Nuphar variegatum* speelt de Cu opname via de spruit ook een rol, maar opname via de wortel is duidelijk veel hoger (Campbell *et al.*, 1985). Opname van Cu door planten is veelal een actief proces, maar over de mechanismen is nog nauwelijks iets bekend. Een groot gedeelte van het opgenomen Cu wordt vastgehouden in de wortel, slechts een klein gedeelte wordt getransloceerd naar de spruit (Macnair, 1993; Lolkema *et al.*, 1984).

In een studie aan tien graslandsoorten, gekweekt op voedingsmedium met $0,5 \mu\text{M}$ ($= 32 \mu\text{g.l}^{-1}$) Cu, varieerde de translocatie efficiëntie tussen $< 0,09$ en $0,15$ voor Straatgras (*Poa annua*) en Kropaar (*Dactylis glomerata*) en was $0,26$ voor Thimotheegras (*Phleum pratense*) (Lolkema, 1985). Bij de hoogste, zeer toxische blootstellingsniveau's (12 mg.l^{-1}) blijken gehalten in wortel en spruit sterk te variëren, waarbij Engels raaigras 2 tot 4 x zo hoge Cu concentraties heeft in de wortel in vergelijking met Kropaar. De translocatie efficiëntie is bij deze Cu concentratie echter nog veel lager.

4.5 Arseen opname en transport

4.5.1 Algemeen

As wordt door hogere planten voornamelijk opgenomen als AsO_4^{3-} (Macnair en Cumbes, 1987), echter ook gemethyleerd As lijkt beschikbaar voor plantopname (Marin *et al.*, 1993). Omdat arsenaat opgenomen wordt via het fosfaat-opnamesysteem met een lichte voorkeur voor fosfaat, is de AsO_4/PO_4 ratio belangrijk bij de opname van arsenaat. Bij hogere externe fosfaat concentraties wordt de arseen opname verminderd (De Koe, 1994; Sneller *et al.*, 1999b).

Het effect van P_i op de opname en toxiciteit van As in planten is niet altijd voorspelbaar omdat het afhangt van de plantensoort, het groeimedum en de speciatievorm van As. Zo vonden Otte *et al.* (1990) aanwijzingen dat de As-opname bij Riet (*Phragmites australis*) niet beïnvloed wordt door de fosfaat status van de bodem, terwijl de opname door Grote brandnetel (*Urtica dioica*) positief gecorreleerd was met de fosfaatiniveaus in de bodem. Dit verschil kan verklaard worden door concurrentie tussen arsenaat en fosfaat met bindingsplaatsen aan de bodemmatrix.

De plant kan vrijwel geen onderscheid maken tussen PO_4^{3-} en AsO_4^{3-} . As-tolerante planten kunnen echter het hoog-affiniteits-fosfaatopname-systeem uitschakelen en zo de opname van AsO_4 verminderen. In het algemeen heeft dit nauwelijks gevolgen voor de P-status van de plant, omdat:

- Niet de opname, maar diffusie van fosfaat richting wortel de beperkende stap is.
- As-tolerante planten vaak meer geïnfecteerd zijn met mycorrhizaschimmels, die PO_4 kunnen opnemen en doorgeven aan de plantewortel (Meharg *et al.*, 1994).

Sharples *et al.* (1999) hebben aangetoond dat ericoïde mycorrhiza schimmels zeer As-tolerant zijn.

4.5.2 Aandachtssoorten

De opname van As blijkt soortspecifiek te zijn. Brandnetel neemt significant meer As op dan Riet. Accumulatie in de wortel van beide soorten is echter onafhankelijk van de As bron (lood arsenaat versus natriumcacodylaat).

Zoals uit tabel 9 is op te maken worden de hoogste concentraties aan As in de wortel gevonden en de geringe translocatie naar de spruit blijkt vrij algemeen op te gaan bij de tot nu toe onderzochte plantensoorten (Otte en Ernst, 1994; Weaver *et al.*, 1984). Deze laatste auteurs toonden aan dat As concentraties in de stengels van *Cynodon dactylon* intermediaire waarden hebben in vergelijking met wortel en blad. Spruit-wortel ratio's voor As concentraties variëren afhankelijk van de plantensoort tussen 0,12 en 0,31 bij Katoen (Marcus-Wyner en Rains, 1982) en 0,006 en 0,013 bij Brandnetel en Riet (Otte *et al.*, 1990). Dicotyle plantensoorten hebben in het algemeen een hogere translocatie efficiëntie dan monocotyle soorten. Onder normale omstandigheden overschrijden As gehalten in bladeren van de in de natuur voorkomende soorten zelden de waarde van 1 mg.kg⁻¹. Ook in gewassen komt de As concentratie nauwelijks boven deze waarde uit (zoals sla en erwt). Het lijkt derhalve niet aannemelijk dat verhoogde concentraties van As zullen worden aangetroffen in de voedselketen door overdracht van As in blad naar herbivoren (zoals ganzen en slakken). In submerse waterplanten wordt deze waarde echter wel overschreden (mediaan concentratie 2,7 mg.kg⁻¹ dw.), waarbij het opvallend is dat in *Nymphaea odorata* (een soort verwant aan de waterlelie, *Nymphaea alba*) arseen gehalten zijn waargenomen hoger dan 15 mg.kg⁻¹ dw (Outridge en Noller, 1991). Submergente soorten concentreren As in grotere mate dan emergente plantensoorten (factor 9 hoger). Waterplanten zoals *Elodea* en *Hydrilla* kunnen metalen concentreren tot zeer hoge niveau's met betrekking tot hun omgeving. Concentratiefactoren van 100-20.000 zijn hierbij waargenomen en deze soorten blijken zeer geschikt te zijn als bioindicatoren van metaalverontreiniging in aquatische ecosystemen (Ernst en Van der Werff, 1978; Lee *et al.*, 1991).

Tabel 9
Arseen concentraties (nmol As g⁻¹ dw) in wortel en spruit van Riet (*Phragmites australis*) en Grote brandnetel (*Urtica dioica*), gekweekt op bodems met loodarsenaat of Na-cacodylaat.

Soort	Toevoeging As (µmol.g ⁻¹)	wortel (nmol As g ⁻¹ dw)	spruit (nmol As g ⁻¹ dw)
Riet (<i>Phragmites australis</i>)	loodarsenaat		
	0,0	30	n.d.
	0,013	8	n.d.
	0,067	50	1,7
	0,40	590	10
	natrium cacodylaat		
	0,0	30	n.d.
	0,013	30	n.d.
	0,067	50	n.d.
	0,40	400	13
Grote brandnetel (<i>Urtica dioica</i>)	loodarsenaat		
	0,0	40	n.d.
	0,013	30	n.d.
	0,067	170	4
	0,40	2.000	32
	natrium cacodylaat		
	0,0	10	n.d.
	0,013	40	n.d.
	0,067	110	n.d.
	0,40	1.600	40

n.d.= niet detecteerbaar. Naar Otte *et al.* (1990).

4.6 Lood opname en transport

4.6.1 Algemeen

Op grond van experimenten met planten op watercultures, die blootgesteld zijn aan toxische concentraties Pb, blijkt overduidelijk dat bijna al het Pb passief wordt geadsorbeerd in de worteltopzone in de apoplast (extracellulair).

Accumulatie van Pb vindt plaats aan het worteloppervlak door sterke binding aan celwanden van de epidermis (Wierzbicka, 1998). De door Wierzbicka (1993) waargenomen relatie tussen gehalten in wortels en de mate van wortelremming is derhalve onverklaard.

Tabel 10

Relatie tussen het loodgehalte in de plant en de mate van wortellengteremming door Pb (Wierzbicka, 1993).

[Pb] mg.l ⁻¹	Gerst		Mais	
	wortellengte (% van controle)	[Pb]-wortels (mg.kg ⁻¹ dw)	wortellengte	[Pb]-wortels (mg.kg ⁻¹ dw)
1	95,5	3.750	75,0	1.722
2	73,0	3.921	52,7	2.118
3	66,6	4.351	59,0	1.968
4	64,4	4.932	47,0	2.230
5	50,5	5.668	34,3	2.891
6	19,5	6.853	30,2	3.529
7	19,1	6.506	24,6	3.756
8	8,9	9.976	22,5	4.183
9	4,5	12.209	17,7	3.686
10	6,1	12.371	12,3	4.828

Ultramicroscopische studies laten zien dat Pb hoofdzakelijk gelocaliseerd in de cortex en dat de endodermis een effectieve barrière vormt voor verder transport. De door Jones *et al.* (1973) veronderstelde snelle en volledige opname van Pb door Engels raaigras (*Lolium perenne*), kan op een simpele wijze worden verklaard door de Pb adsorptie aan celwanden en intercellulaire ruimten. Transport van Pb naar stengel en spruit vindt hoofdzakelijk apoplasmatisch plaats.

Transport naar de spruit vindt in zeer beperkte mate plaats en, afhankelijk van de externe dosis, wordt niet meer dan 20% van het totaal opgenomen Pb teruggevonden in de spruit. Een nog veel lagere translocatie ratio wordt gevonden bij een koolzaadsoort (*Brassica juncea*) opgekweekt in een mengsel van potgrond, vermiculiet en perliet waaraan oplopende concentraties van een Pb(NO₃)₂-oplossing is toegevoegd (100-500 mg.l⁻¹). Pb accumulatie in de wortels was ongeveer 10 x zo groot als in de spruit. Daarbij speelt de sterke binding van Pb aan klei, organische laag en onoplosbare precipitaten een zeer belangrijke rol, waardoor een groot deel van het totale Pb niet beschikbaar is voor opname door wortels bij in het veld groeiende planten. In met Pb vervuilde bodems is de fractie Pb, beschikbaar in een bodemoplossing, minder dan 0,15% (Kumar *et al.*, 1995). Alleen bij relatief hoge concentraties Pb in een voedingsoplossing is er sprake van een significante translocatie van Pb naar de spruit.

In een vergelijkende studie aan een reeks soorten, waaronder *Brassica juncea* en *Zea mays*, blijkt deze laatste soort (monocotyl) de hoogste spruit/wortel ratio te hebben wat betreft de Pb concentratie (Huang en Cunningham, 1996). Dit is verrassend omdat dicotyle planten effectiever metalen transloceren naar de spruit dan monocotyle planten.

Een interessant fenomeen blijkt op te treden indien chelaten zoals HEDTA worden toegevoegd aan met Pb gecontamineerde bodems. Gehalten van Pb in de spruit lopen op van 40 mg.kg⁻¹ (zonder HEDTA) naar 10.600 mg.kg⁻¹ (met HEDTA behandelde bodem), een meer dan 200-voudige toename zoals recent is gevonden bij mais (Huang en Cunningham, 1996; Huang *et al.*, 1997). Hoewel deze laatste studies zich veel meer richten op de mogelijkheid om metalen in de spruit op te hopen via de zogenaamde fytoextractie techniek (een vorm van fyto-remediatie), is het verschijnsel op zich ook interessant in het licht van verhoogde opname en translocatie van Pb voor chelaatvorming. Het is onduidelijk op welke wijze het Pb zo efficiënt naar de spruit wordt getransloceerd; zowel verhoging van de hoeveelheid opgelost metaal als transport naar de wortel lijken een belangrijke rol te

spelen. Daarnaast zijn er sterke aanwijzingen dat het lood als Pb-EDTA complex wordt opgenomen en op een zeer efficiënte wijze wordt getransporteerd naar de spruit. De planten sterven overigens binnen een week af, vermoedelijk door de hoge Pb concentratie in de bodemoplossing, of doordat chelatie door EDTA geen verminderde toxiciteit bewerkstelligt.

Complexering van metalen via chelaatvorming blijkt een sterk verhogend effect te hebben op de opnamemogelijkheid en translocatie, wat de vraag oproept of vergelijkbare effecten ook zouden kunnen optreden via laag-moleculaire DOC complexen.

4.6.2 Aandachtssoorten

Hoewel bovengenoemde studies niet verricht zijn aan de aandachtssoorten lijkt de algemene trend duidelijk: Pb is normaliter weinig beschikbaar voor plantopname en transport naar de spruit is sterk gelimiteerd. Nog meer beperkt is het transport naar zaad zoals weerspiegeld wordt in de zeer lage waarde van Pb in het zaad van Kropaar ($0\text{--}46 \text{ mg.kg}^{-1}$) (Esser, 1996). Ook de loodconcentratie in blad van Zwarte populier is laag ($2,3 \text{ mg.kg}^{-1}$). Een vergelijkbaar beeld geven veldstudies van Riet voorkomend in een eutroof met rioolslib verontreinigd meer naast een oligotroof niet-verontreinigd habitat (Schierop en Larsen, 1981; figuren 4a, b). De concentraties en totale hoeveelheid aan zware metalen (waaronder Pb), was beduidend hoger (tot 80x) in het verontreinigd meer. Toch bleek de beschikbaarheid en opname van metalen groter op de niet-verontreinigde locatie vanwege verschillen in pH, E_h , CEC en organische koolstof. De hoogste concentratie Pb in de wortels was $9,3 \text{ mg.kg}^{-1}$. In de rhizomen en de bovengrondse delen was de maximale concentratie $< 1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Wortels van emergente planten in *wetlands* zoals Riet groeien in een anaërobe omgeving. Echter, er ontstaat een externe aërobe microzone rond de wortels als gevolg van zogenaamd radiair zuurstof verlies (*radial oxygen loss*, ROL) uit de wortels en rhizomen en door de activiteit van oxiderende micro-organismen. Oxidatie in de rhizosfeer kan leiden tot de vorming van ijzer en mangaan precipitaties en de vorming van een ijzerplaque of *coating* op de wortels (Otte, 1991). IJzer ophoping op het worteloppervlak werd aangetoond bij Riet via Scanning Electronen Microscopie (SEM) en Röntgen microanalyse, waarbij Pb nog meer geadsorbeerd wordt aan wortels met Fe-plaque. Onder deze omstandigheden kan de rhizosfeer via lokale oxidatie metaalprecipitatie en adsorptie aan de buitenkant van de wortel bevorderen, waardoor opname en translocatie van het metaal nog verder wordt vermindert (Schierop en Larsen, 1981). Een vergelijkbaar fenomeen werd recent gevonden bij Lisdodde (*Typha latifolia*), waarbij Pb sterker geadsorbeerd wordt aan wortels met Fe-plaque dan aan wortels zonder Fe-plaque (Ye *et al.*, 1998).

4.7 Kwik opname en transport

4.7.1 Algemeen

Submerse planten als *Hydrilla verticillata* en *Vallisneria spiralis* accumuleren in hoge mate kwik. Na 24 en 96 blootstelling aan $0,50 \mu\text{g Hg.l}^{-1}$ in een voedingsoplossing is de Hg concentratie in de plant 2 respectievelijk $10 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (Gupta *et al.*, 1998; Gupta en Chandra, 1998). In de beide plantensoorten worden ook hoge concentraties aan fytochelatinen gevonden, metaalbindende peptiden die specifiek geïnduceerd worden door toxische concentraties van zware metalen, waaronder kwik (Grill *et al.*, 1987).

Kwik kan door terrestrische planten in principe worden opgenomen, getransporteerd en getranspireerd in de atmosfeer, maar omdat het hierbij gaat om zeer lage concentraties is de invloed daarvan marginaal (Leonard *et al.*, 1998a, b).

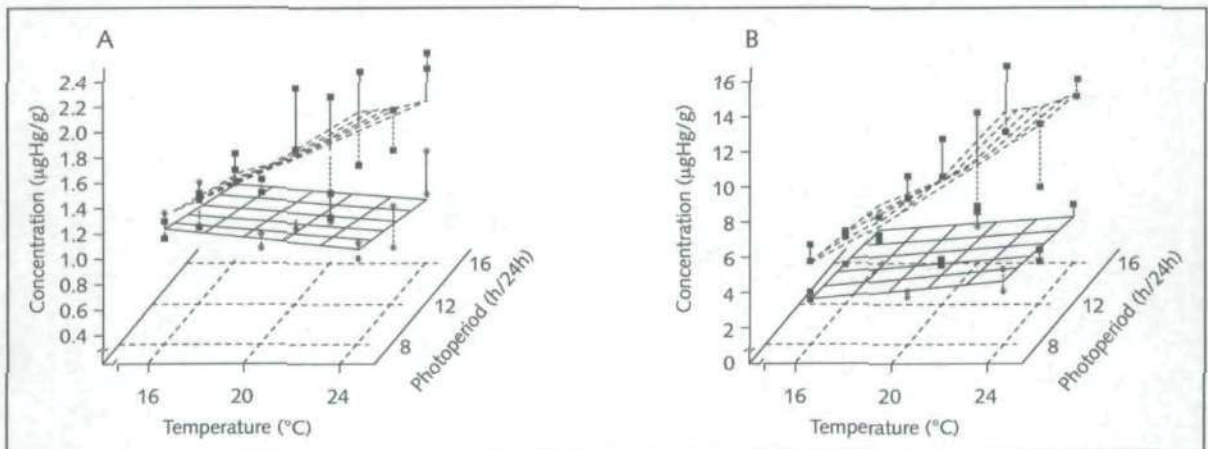
De omzetting van Hg tot methylkwik door bacteriën in zuurstofarme bodems van bijvoorbeeld estuaria en rivierbeddingen is de belangrijkste oorzaak van kwik bioaccumulatie in de voedselketen vanwege de grote lipofiliteit van methylkwik. De onderzoeksgroep van R. Meagher is recent erin geslaagd twee bacterie-genen die methylkwik tot Hg^+ en Hg^0 reduceren, te kloneren in planten, waardoor het mogelijk is methylkwik te extraheren uit verontreinigde bodems met behulp van transgene planten (fitoextractie, een vorm van fytoremediatie) en om te zetten in metallisch Hg dat vervluchtigt naar de atmosfeer (Rugh *et al.*, 1996).

4.7.2 Aandachtssoorten

Absolute uitspraken over de opname en accumulatie van Hg door de aandachtsoorten zijn op grond van de beschikbare literatuur niet mogelijk. Hoewel de gehalten van kwik in uiterwaardebodems vaak zeer laag zal zijn, zijn de risico's hierbij minder goed in te schatten vanwege de hoge fytotoxiciteit (zie vorige paragraaf) en de verhoogde accumulatie van methylkwik. Voor Hg is de informatie schaars en beperkt zich tot oever- en waterplanten. De mediaan-waarde voor macrofyten ligt bij $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ met een 95% betrouwbaarheidsinterval van $1,3\text{--}6,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ en verschilt nauwelijks van concentraties in vergelijkbare plantensoorten uit gecontamineerde gebieden (Outridge en Noller, 1991). Hier geldt ook weer dat concentraties in wortels hoger zijn dan in stengels of bladeren.

Er zijn aanwijzingen dat methyl-Hg beter wordt geaccumuleerd in de spruit van *Elodea densa* dan anorganisch Hg (Czuba en Mortimer, 1980). Deze waarnemingen worden bevestigd in een meer experimentele benadering, waarbij de Hg bioaccumulatie in o.a. *Elodea densa* afhankelijk is van de speciatievorm en concentraties in het blad twee maal zo groot zijn wanneer methylkwik is toegevoegd (NB: onduidelijk is in welke vorm Hg is toegevoegd). Ook bij een verhoging van de pH (van 6,0 naar 8,0) neemt de Hg concentratie in het blad duidelijk toe maar door het negatieve effect van de pH op biomassa productie is de totale hoeveelheid slechts weinig verhoogd (Ribeyre en Boudou, 1990; figuur 8).

Figuur 8
Hg gehalten in *Elodea densa* na 28 dagen blootstelling aan (A) $HgCl_2$ en (B) CH_3HgCl ($0,27 \text{ mg.l}^{-1} \text{ Hg}$).
Uit: Ribeyre en Boudou, 1990.



In een studie naar het effect van industrieel afval op groei en bioaccumulatie van zware metalen door twee wilgensoorten blijkt dat de Hg concentraties in het blad toenemen bij oplopende toediening van dit afval (totale plant biomassa neemt ook toe door oplopende N-bemesting). Echter, de verhoging van Hg concentratie in de spruit is minder afhankelijk van de bodemconcentratie dan voor de meer mobiele elementen zoals Zn en Cd (Labrecque *et al.*, 1995) en fytotoxische effecten werden niet geobserveerd. Tenslotte laat een analyse van een reeks zware metalen en metalloïden in bladeren van zwarte populier (*Populus nigra*), verzameld van 100 locaties verspreid over Bulgarije, zien dat de mediaan concentraties van Hg en Cr laag zijn en niet verhoogd ten opzichte van referentiewaarden (0,67 mg.kg⁻¹; Djingova *et al.*, 1995).

4.8 Chroom opname en transport

4.8.1 Algemeen

Vanwege de vaak lage gehalten in uiterwaardebodems en lage biobeschikbaarheid van Cr lijkt de kans op accumulatie van dit metaal niet groot. Toxische effecten op groei en reproductie zijn echter aanzienlijk (hoofdstuk 3.8). In het algemeen vertonen planten een lage capaciteit om Cr op te nemen en te transporteren naar de spruit. Cr concentraties liggen in de orde van 0,02-0,2 mg.kg⁻¹ d.w. in bovengrondse delen (Kataba-Pendias en Pendias, 1989). In planten, die gekweekt zijn op bodems met industrieafval (inclusief Cr) is de concentratie van Cr in het blad niet meer dan 1-2 mg.kg⁻¹ dw (Juste en Mench, 1992). Alleen planten afkomstig van zogenaamde serpentijnbodems (met hoge Ni, Mg en enigszins verhoogde Cr gehalten in de bodem) hebben hogere Cr gehalten (*Alyssum bertolonii*, *Cerantium latifolium*; Vergnano Gambi *et al.*, 1982). In tabel 11 zijn de metingen van Vergnano Gambi *et al.* (1982) en Barceló en Poschenrieder (1997) op een rij gezet en zijn bioconcentratiefactoren berekend.

Hoewel over het mechanisme van Cr opname en translocatie nauwelijks gegevens beschikbaar zijn, neemt men nu aan dat beide vormen van chroom, Cr(VI) en Cr(III), worden opgenomen door de plant. Wortellexudaten en micro-organismen in de bodem kunnen echter allerlei modificaties aanbrengen in de redox status van het Cr en de vorming van allerlei Cr(III) complexen beïnvloeden.

Tabel 11
Chroom gehalten in diverse plantensoorten gegroeid op bodems met verschillende Cr-gehalten.

Plantensoort	Orgaan	Cr bodem (mg.kg ⁻¹ dw)	Substraat	Cr plant (mg.kg ⁻¹ dw)	Bioconcentratie factor
Mais*	blad+stengel	190	serpentijn	0,25-0,38	0,0013-0,002
Boon*	blad+stengel	3.490	serpentijn	4,3	0,001
<i>Lolium multiflorum</i>	spruit	59	normaal	0,9	0,015
<i>Lolium perenne</i>	spruit	140	serpentijn	0,02-0,17	0,0001-0,001
<i>Vitis vinifera</i>	blad	100	pH 4	1,2	0,012
<i>Agrostis stolonifera</i>	spruit	1.651	havenslib	3,6-6,7	0,002-0,004
<i>Alyssum bertolonii</i>	spruit	1.700	serpentijn	21	0,012

Naar: Barceló en Poschenrieder (1997) en Vergnano Gambi *et al.* (1982).

Macrofyten: Zeer lage concentraties van Cr(VI) (0,1 mg.l⁻¹) in voedingsoplossingen geven aanzienlijke effecten te zien bij macrofyten (Barcelo en Poschenrieder, 1990). Op grond van Cr gehalten in verontreinigd water geeft dit onderzoek aan dat groeivermindering en plantensterfte onder deze omstandigheden niet uitgesloten zijn. Bij blootstelling van gerst aan chroom-

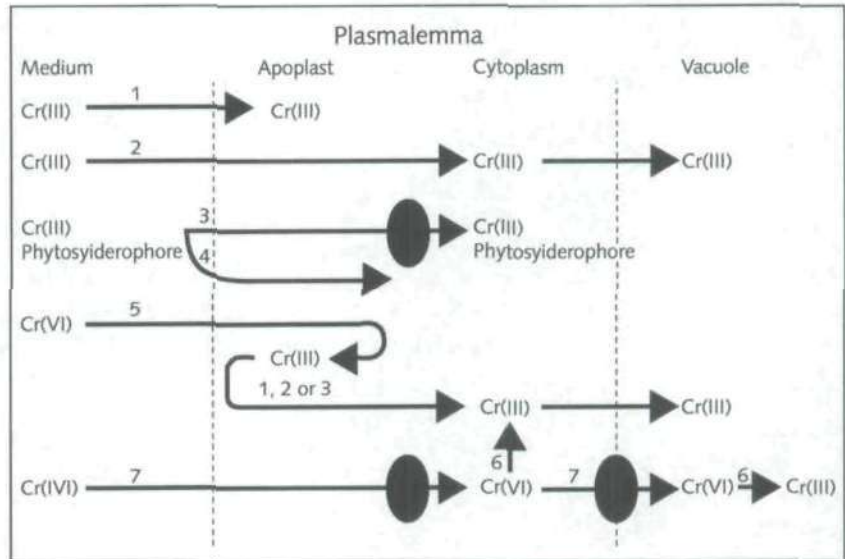
concentraties van 0-100 mg.l⁻¹ in voedingsoplossingen is het Cr gehalte in wortel al na 2 dagen verhoogd en blijkt na 7 dagen gestabiliseerd (Hauschild, 1993a). Cr concentratie in blad zijn een factor 1-2 lager dan de wortel, wat aangeeft dat translocatie efficiëntie van Cr zeer laag is.

De verschillende hypothesen voor Cr-opname in planten zijn in figuur 9 verder aangegeven.

Figuur 9

Opnamemodel voor chroom.

- (1) Retentie van Cr(III) in de apoplast;
- (2) Diffusie door plasmalemma en tonoplast;
- (3) Binding door fytosideroforen en transport;
- (4) Binding aan plasmalemma;
- (5) Reductie van Cr(VI) naar Cr(III) door wortel reductase;
- (6) Reductie van Cr(VI) in cytoplasma of vacuole;
- (7) Transport van Cr(VI) door anion carriers.



Hoewel slechts een klein gedeelte van het Cr aan de wortelcelwandfractie schijnt te worden gebonden vindt er nauwelijks translocatie van Cr naar de spruit plaats. Planten die een hogere capaciteit hebben om Fe te transloceren, tonen ook een enigszins verhoogde translocatie van Cr. Transport via het floem vindt nauwelijks plaats.

De effecten van Cr op de minerale voeding en samenstelling in planten is zeer variabel. In op bodem gegroeide sojabonen induceerde Cr(VI) een afname van Ca, K, Mg, P en Cu concentraties in het blad en op niet-kalkrijke bodem werd de translocatie van Fe, Zn en Mo in tuinboon verminderd door overmaat aan Cr(III) (Wallace *et al.*, 1976). Lage concentraties van Cr(III) in bodems kunnen echter ook een positief effect hebben op de plantengroei, met name onder condities van Fe deficiëntie en droogte stress (Barceló *et al.*, 1986).

Samenvattend zijn Cr(VI) en Cr(III) in het algemeen toxisch voor planten. Hierbij is Cr(VI) verreweg het meest toxisch, omdat Cr(VI) veel gemakkelijker wordt opgenomen dan Cr(III). Bovendien wordt Cr(VI) in de cel omgezet tot instabiele Cr(V) of Cr(IV) verbindingen die de vorming van vrije radicalen kunnen induceren.

4.8.2 Aandachtsoorten

Veldstudies -voor zover bekend- over Cr accumulatie betreffen voornamelijk water en oeverplanten, waarbij concentraties in blad van planten zoals *Nymphae gigantea* (Amerikaanse waterlelie) en *Nuphar advena* (Gele plomp) zijn gemeten tussen 0,65-4,2 mg.kg⁻¹ dw. In Riet en een watergentiaan soort (*Nymphoides indica*) liggen deze concentraties iets hoger (4,8-10 mg.kg⁻¹ dw). In niet-verontreinigde wateren is het Cr gehalte (mediaan) van macrofyten circa 4 mg.kg⁻¹ en ligt daarbij een factor 10 hoger dan gemiddelde waarden gemeten in terrestrische planten (0,23 mg.kg⁻¹) (Outridge

en Nolles, 1991). Planten uit verontreinigde gebieden vertoonden daarbij geen verhoogde waarden ten opzichte van die uit niet-verontreinigde gebieden. Dit gaat echter niet op voor wortels van emergente soorten zoals Riet en Lisdodde (*Typha latifolia*). Daarnaast zijn door Esser (1996) Cr gehalten gemeten in zaden van Kropaar (*Dactylis glomerata*) afkomstig van gecultiveerd en niet-gecultiveerd land met een gemiddelde van 0,45 mg.kg⁻¹ (geen significant verschil).

4.9 Nikkel opname en transport

4.9.1 Algemeen

De nikkel-behoefte van planten is in het algemeen zeer laag: ongeveer 0,1 mg.kg⁻¹ in plant dw (Brown *et al.*, 1988). Ni-concentraties in bovengrondse delen van planten in natuurlijke vegetaties en van gewassen op niet-gecontamineerde bodems variëren van 1-5 mg.kg⁻¹ (Fargo en Cole, 1988). Vanwege de grotere pH verschillen in natuurlijke bodems ten opzichte van landbouwgronden is de variatie in Ni gehalten bij natuurlijke plantensoorten ook groter dan in gewassen. Er zijn indicaties voor een seizoensvariatie van Ni in blad, waarbij de hoogste gehalten worden gevonden in jonge bladeren en de laagste in het najaar (Guha en Mitchell, 1966).

4.9.2 Aandachtssoorten

De nikkel gehalten in zaden van Kropaar (*Dactylis glomerata*) en graankorrels van haver (*Avena barbata*) afkomstig van verschillende niet-gecontamineerde bodems uit Noorwegen zijn nog lager dan in blad/stengel (0-4,7 mg.kg⁻¹; Esser, 1996).

In een tweetal studies naar Ni toxiciteit en Ni opname/translocatie bij Witte klaver (*Trifolium repens*) en Engels raaigras (*Lolium perenne*) in voedingsoplossing blijkt Witte klaver relatief weinig Ni op te nemen en te transporteren, in tegenstelling tot Engels raaigras (Yang *et al.*, 1996a, b, 1997). *Brassica oleracea* (een koolzaad soort) nam weinig Ni op, maar het transport was daarentegen hoog. Het lijkt erop dat soorten een specifieke respons hebben ten opzichte van een bepaald element en dat deze responsen (opname en transport) nogal kunnen verschillen tussen de metalen (vergelijking tussen Zn en Ni), hoewel ze qua mobiliteit vergelijkbaar zijn.

Van de voornoemde soorten wordt aan *Brassica juncea* (Indian mustard; nauw verwant aan *Brassica nigra*) tegenwoordig veel onderzoek verricht met het oog op de zogenaamde fyto-remediatietechniek, dat wil zeggen het onttrekken van overmaat metaal uit de bodem door middel van metaal-accumulatie in de bovengrondse delen van specifieke plantensoorten, de zogenaamde "hyperaccumulatoren" (Salt *et al.*, 1995). Omdat *Brassica* tot dezelfde familie behoort als *Thlaspi caerulescens* (Zinkboerenkers, de meest onderzochte hyper-accumulatorsoort) is deze soort een interessant object voor studies naar metaalaccumulatie. Zaailingen van *Brassica* (5 dagen oud) waren in staat om uit kunstmatig gecontamineerd water Ni (II) en Cd(II) 500 tot 2.000 maal te concentreren in de plant binnen een ecologisch relevant concentratiegebied (6-60 µg.l⁻¹) (Salt *et al.*, 1997). Het is echter de vraag of onder veldomstandigheden deze accumulatie zo snel en bij volwassen planten zal plaats vinden.

5 Gevoeligheid en tolerantie van de aandachtssoorten

In dit hoofdstuk worden per "vochtminnende" categorie (inundatie frequentie) de fytotoxische gevoeligheid voor zware metalen behandeld van de in tabel 1 genoemde aandachtssoorten voor uiterwaarden.

5.1 Water- en oeverplanten

Er is weinig bekend over eventuele verschillen in metaalgevoeligheid bij water- en oeverplanten. Geen van de aandachtssoorten kan goed gedijen in met metaalverontreinigde gebieden en behoort dus niet tot de zogenaamde "metallofyt" vegetatie (Ernst, 1974). Metallofyten lijken een hogere constitutieve metaaltolerantie te bezitten, ofwel vertonen een mate van pre-adaptatie tot metaal toxiciteit. *Typha latifolia* (Grote lisdodde) is de enige soort die tolerantie laat zien ten opzichte van Cu, Ni, Pb, Zn en Cd (McNaughton *et al.*, 1974; Taylor en Crowder, 1983). Echter, er werd geen verschil in tolerantie gevonden tussen populaties van vervuilde en niet vervuilde locaties. De auteurs suggereren dat fenotypische plasticiteit de basis zou zijn voor dit verschijnsel zoals dat ook is voorgesteld met betrekking tot metaaltolerantie bij bomen (Turner, 1994). Opgemerkt dient te worden dat daarbij de ectomycorrhiza schimmels een belangrijke en modificerende factor kunnen zijn.

5.2 Pioniersoorten

Over de gevoeligheid van deze soorten ten aanzien van metaal toxiciteit is zeer weinig bekend. Alleen soorten van het geslacht *Brassica* lijken in zekere mate aangepast te zijn aan metaal toxiciteit en vertonen een verhoogde opname en transport van zware metalen (met name recent onderzoek aan *Brassica juncea* (Indian mustard; Salt *et al.*, 1995; Begonia *et al.*, 1998)). Het feit dat binnen het genus *Brassica* enige metaaltolerantie en metaal-accumulatie wordt geobserveerd heeft wellicht te maken met de nauwe genetische verwantschap aan *Thlaspi*, waarbinnen bekende hyperaccumulatoren voorkomen zoals Zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*); Baker and Walker, 1990 en Zinksteenkers (*Cardaminopsis halleri*); (Ernst 1974).

5.3 Graslandsoorten

Een aantal grassen behoort tot de zogenaamde "facultatieve metallofyten", dat wil zeggen soorten waarbij populaties voorkomen op niet-verontreinigde bodems die niet metaaltolerant zijn (Ernst, 1974; Van Straalen en Verkleij, 1993). Tot deze groep behoort het Fioringras (*Agrostis stolonifera*). Hoewel Engels raaigras (*Lolium perenne*), Glanshaver (*Arrhenatherum elatius* en Kamgras (*Cynosurus cristatus*) nooit op metaalrijke bodems zijn aangetroffen bleken enkele individuele zaailingen te overleven van zaden, uitgezaaid op met Cu gecontamineerde bodems (Gartside en McNeilly, 1974). Ook van *Dactylis glomerata* overleefden enkele individuen de hoge metaal toxiciteit. Omdat van "echte" metallofyten zoals *Agrostis stolonifera*, het percentage overlevenden veel hoger was (0,3% tolerante individuen) concludeerden

Gartside en McNeilly hieruit dat in niet-metallofyten de frequentie van hoge metaaltolerantie niet of nauwelijks aanwezig is. In deze soorten ontbreekt dus de genetische basis waaruit metaaltolerantie zou kunnen ontstaan. Voor arseen echter rapporteerden Meharg *et al.* (1993) dat het percentage tolerante individuen binnen een populatie Witbol (*Holcus lanatus*) kon oplopen tot 65%. Kennelijk wordt arseen tolerantie, onder niet-belaste omstandigheden, redelijk gemakkelijk in stand gehouden.

Van witte klaver (*Trifolium repens*) is vastgesteld dat metaaltolerantie niet voorkomt (P. Kakes, persoonlijke mededeling). De gevoeligheid/tolerantie voor metalen van de overige soorten is niet bekend.

5.4 Planten van ruigten en zoom

Van deze groep is de gevoeligheid voor zwaar metaal toxiciteit voor zover bekend niet onderzocht. Alleen bij Grote brandnetel (*Urtica dioica*) is de Cd-gevoeligheid getest in hydrocultures en van enige metaaltolerantie was geen sprake (J.A.C. Verkleij, mondelinge mededeling).

5.5 Struweel-bomen

Tot een aantal jaren terug ging men er van uit dat in de gematigde streken bomen niet of nauwelijks het vermogen hadden metaaltolerantie te ontwikkelen, in tegenstelling tot de tropen/subtropen waar op metaalrijke bodems boomsoorten te vinden zijn (Brooks *et al.*, 1985). In een overzichtsartikel uit 1990 geeft Ernst aan dat bomen nauwelijks aanwezig zijn op metaalgecontamineerde bodems (Ernst, 1990). Sindsdien is vastgesteld dat binnen de Berk (*Betula* spp.) verschillende metaaltolerante ecotypen/genotypen bestaan (Denny en Wilkins, 1987) en ook van andere boomsoorten is metaaltolerantie waargenomen zoals bij Els (*Alnus*), Esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en Wilg (*Salix alba*) (Turner en Dickinson, 1993; Nissen en Lepp, 1997). Ook Vlier (*Sambucus nigra*) is aangetroffen op sterk verontreinigde locaties en zou derhalve minder gevoelig kunnen zijn voor metaal toxiciteit (Rebele *et al.*, 1993). Volgens Ernst (mondelinge mededeling) is ook populier minder gevoelig op licht tot matig verontreinigde bodems. Van meidoorn zijn geen gegevens bekend.

6 Respons op metaalstress en detoxificatiemechanismen

6.1 Fytochelatines

Zware metalen induceren bij hogere planten, algen en schimmels de synthese van fytochelatines (PCs). Deze cysteine rijke peptiden hebben de algemene structuur $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-Gly}$, waarbij $n = 2-11$ en hebben een hoge affiniteit voor zware metalen/metalloïden vanwege de cysteine groep met name voor Cd^{2+} , As(III) en Cu^{2+} (Grill *et al.*, 1987). De synthese van fytochelatines wordt gekatalyseerd door het enzym PC synthase, waarbij glutathion als precursor dient volgens de reactie $\text{glutathion} + \text{glutathion} \rightarrow \text{PC}_2 + \text{Glycine}$. PC synthase is een constitutief enzym dat specifiek geactiveerd wordt door een reeks zware metalen (Grill *et al.*, 1989).

In alle tot nu toe onderzochte plantensoorten worden PCs gesynthetiseerd na blootstelling aan zware metalen, waarbij in sommige plantenfamilies homologen van PC voorkomen (b-alanine en serine naast glycine in vlinderbloemigen respectievelijk grassen, tezamen de zogenaamde PC-familie) (Rauser, 1995). PCs spelen een rol bij de cellulaire homeostase van essentiële metalen en in de detoxificatie van essentiële en niet-essentiële metalen, waarbij het metaal wordt gecomplexed in het cytosol en vervolgens wordt getransporteerd naar de vacuole (compartimentering; Salt en Rauser, 1995). PCs spelen echter *geen* essentiële rol bij het mechanisme van differentiële zware metaaltolerantie zoals aangetoond is bij Cd, Cu en Zn tolerantie (De Knecht *et al.*, 1992; Harmens *et al.*, 1994; De Vos *et al.*, 1992). Er is *wel* een duidelijke relatie tussen de PC concentratie in de wortel en de mate van groeiremming door het metaal (Schat en Kalff, 1992; De Knecht, 1994; Keltjens en Van Beusichem, 1998; Sneller *et al.*, 1999a, b). PC concentraties in planten weerspiegelen de fysiologische metaalstress in planten en kunnen daardoor gebruikt worden als een metaalspecifieke biomarker, met name bij Cd en As toxiciteit.

6.2 Metallothioneinen

Metallothioneinen (MTs) zijn metaalbindende eiwitten met een MW van 6-8 kD met een hoog cysteinegehalte. Ze komen voor bij prokaryoten, schimmels, sommige algen en bij dieren (en de mens) en recent zijn ze ook aangetoond bij hogere planten (Robinson *et al.*, 1993). In tegenstelling tot PCs wordt MTs ook geïnduceerd door andere stressoren zoals hitte en saliniteit, wat wijst op een minder specifieke respons dan PC-productie. De expressie van MTs in planten lijkt vooral gecorreleerd te zijn met een verschil in Cu-gevoeligheid. Murphy en Taiz (1995) vonden een duidelijke relatie tussen de expressie en concentratie van het MT-2 eiwit en de Cu-gevoeligheid van een aantal Zandraket (*Arabidopsis thaliana*) ecotypen. Voor Cd en andere metalen werd zo'n relatie *niet* gevonden.

De rol van MTs in het Cu-tolerantiemechanisme is nog onduidelijk. Cu-tolerantie in Blaassilene (*Silene vulgaris*) wordt niet geïnduceerd door het metaal, zoals dat wel het geval is bij Arabidopsis. Wellicht is er sprake van een constitutieve overexpressie in Cu-tolerante planten van de MT2 familie (N.A.L.M. van Hoof, pers. meded.).

6.3 Algemene stress-respons

Stress veroorzaakt door metaal toxiciteit kan een groot aantal responsen in de plant teweeg brengen, die niet erg metaalspecifiek hoeven te zijn en meer vallen onder het kopje "algemene stress respons". Hiertoe behoren bijvoorbeeld 1. accumulatie van stress metabolieten zoals proline en putrescine; 2. inductie van allerlei stress enzymen zoals peroxidasen, superoxide dismutasen; 3. expressie van *heat shock proteins* (HSP) of stress-eiwitten.

1. *stress-metabolieten*: Hoewel vele auteurs proline ophoping hebben geassocieerd met metaalstress (Alia en Saradhi, 1991; Kastori *et al.*, 1992), wordt algemeen aangenomen dat deze non-specifieke reactie op droogte, zoutstress, koudstress etc. wordt veroorzaakt door waterstress. Deze aanname is recent bevestigd in een laboratoriumstudie, waarbij metaalgestresste planten geen proline in de bladeren ophopen onder condities van hoge lucht vochtigheid, terwijl metaal toxiciteit onverminderd bleef optreden (> 95% relatieve luchtvochtigheid, Schat *et al.*, 1997). Accumulatie van putrescine is met name waargenomen in planten, die blootgesteld waren aan hoge chroomconcentraties (Hauschild, 1993b).
2. *stress-enzymen*: Veel stress-enzymen zijn direct of indirect betrokken bij de cellulaire antioxidant verdedigingssystemen. Sommige enzymen zijn direct nodig om zeer toxische stoffen als superoxide anionen of waterstofperoxide weg te vangen. Deze zogenaamde "reactieve zuurstof species" komen vrij bij redox-reacties die door redoxactieve metalen zoals Cu, Hg en Cr worden gegenereerd (De Vos en Schat, 1992). Andere enzymen vertonen dehydrogenase activiteit, waarvan de functionele betekenis kan liggen in de NAD(P)H regeneratie. De inductie van enzymen en metaal-specifieke veranderingen in iso-enzym patronen van een aantal enzymen (zoals peroxidase, malaatdehydrogenase) kan gebruikt worden als diagnostisch criterium om de fytotoxiciteit van bodems te evalueren (Van Asche en Clijsters, 1990). Een succesvolle toepassing van deze enzymactiviteiten als biomonitoring, die specifiek worden getriggerd door toxische concentraties van een aantal metalen, is gepubliceerd door Vangronsveld *et al.* (1992).
3. *Heat shock protein (HSP)/stress eiwitten*: Stress-eiwitten schijnen te fungeren als "chaperones" van eiwitten en RNA. Stress eiwitten kunnen constitutief aanwezig zijn of zijn gedeeltelijk induceerbaar door stressfactoren zoals metalen. HSP accumulatie in planten vindt in bladeren sneller plaats dan in wortels bij blootstelling van zware metaalstress, hoewel metaal opname en accumulatie en groeiremming veel groter zijn in de wortels dan in de bladeren (Schat, 1999).

6.4 Mechanismen van zware metalen tolerantie

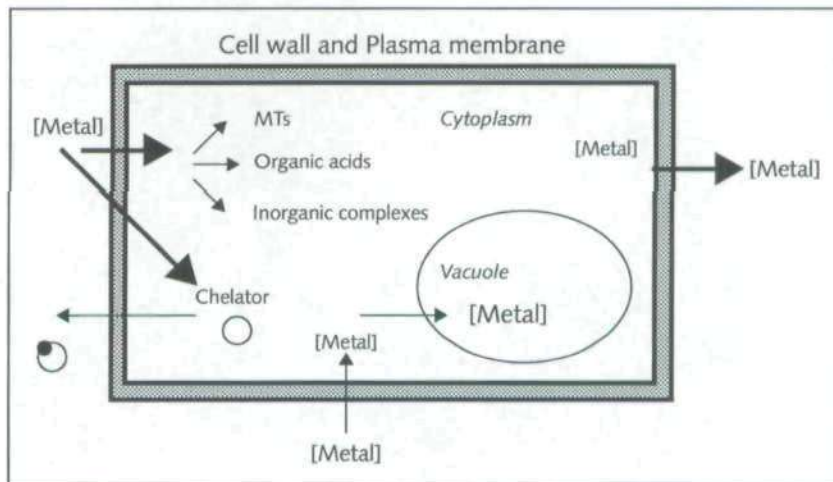
Tussen en binnen soorten bestaan grote verschillen in tolerantie voor zware metalen (Al-Hiyali *et al.*, 1990; Ernst *et al.*, 1992; Wu *et al.*, 1975). Deze tolerantie is genetisch bepaald en blijkt voor de weinig onderzochte soorten te berusten op slechts enkele "major genes" (Schat *et al.*, 1996; Macnair, 1993). Sommige soorten kunnen onwaarschijnlijk hoge Zn en Ni concentraties in het blad tolereren, waarbij deze metalen zeer efficiënt na opname door de wortel wordt getransloceerd naar het blad (hyperaccumulatoren). In *Thlaspi caerulescens* (Zinkboerenkers) zijn Zn gehalten gemeten tot 4%

in het blad op dw basis (Baker en Walker, 1990). Deze hyperaccumulatoren staan momenteel sterk in de belangstelling omdat ze gebruikt zouden kunnen worden om licht verontreinigde bodems te saneren door middel van fytoextractie, een speciale vorm van fytoremediatie (Salt *et al.*, 1995; Pitchel and Salt, 1998).

Het is nog verre van duidelijk op welke wijze planten zich hebben aangepast aan hoge concentraties van zware metalen en wat de fysiologische en biochemische mechanismen zijn van deze genetische aanpassing. In ieder geval moet de metallofyt een intern tolerantiesysteem hebben ontwikkeld omdat exclusie van metalen (het metaal wordt niet of nauwelijks opgenomen) bij hogere planten alleen voorkomt bij As-tolerante planten. Zoals al aangegeven in hoofdstuk 3 wordt Pb voornamelijk gebonden aan de buitenste celwand en is er slechts sprake van geringe opname.

Cu tolerantie zou kunnen berusten op een verhoogde efflux van Cu (via specifieke transporters gelegen op het plasmamembraan), op binding van intern Cu aan MT (MT-2) en/of compartimentering in de vacuole (Schat en Verkleij, 1998). Bij Zn en Cd tolerantie lijkt compartimentering in de vacuole een essentiële stap te zijn in het mechanisme. Voor Zn lijken er op zijn minst twee Zn transporter systemen te bestaan; een hoog affiniteits/laag capaciteitssysteem op het vacuolair membraan, die zowel in sensitieve als tolerante planten aanwezig is. Daarnaast is er een laag affiniteit/hog capaciteitssysteem dat alleen maar in tolerante planten opereert (Verkleij *et al.*, 1998; Chardonens *et al.*, 1999b). Bij Cd is nog volledig onbekend op welke wijze het Cd in tolerante planten naar de vacuole wordt getransporteerd. In figuur 10 is een algemeen model voor mechanismen van metaal-tolerantie in hogere planten weergegeven.

Figuur 10
Mechanismen van zware metalen tolerantie bij hogere planten.



7 Combinatie toxiciteit

In het natuurlijke milieu worden organismen (en dus ook hogere planten) blootgesteld aan een combinatie van een groot aantal verschillende stoffen. Het is van groot belang te weten of de toxiciteit van een mengsel van deze stoffen groter of kleiner is dan de toxiciteit van de afzonderlijke stoffen. Verschillende concepten zijn ontwikkeld om de gecombineerde effecten van toxicanten in mengsels te beschrijven en te voorspellen. Een goed uitgangspunt is daarbij de definitie van "geen interactie" tussen toxicanten met eenzelfde werking, waarbij het effect van de som van hun concentraties gelijk is aan het effect van het mengsel (concentratie additie, Van Straalen en Verkleij, 1993). Daarnaast is non-additiviteit een belangrijk combinatie-effect. In dat geval is de toxiciteit van het mengsel gelijk aan de meest toxische component en dit effect kan optreden als de toxicanten een verschillende werking hebben (Hensbergen en Van Gestel, 1995). In de navolgende tekst wordt overigens geen aandacht geschonken aan metaal/niet-metaal interacties.

Omdat zware metalen een verschillende bindingsaffiniteit hebben voor S-, O- en N-houdende verbindingen en op subcellular niveau een verschillende werking zullen hebben, is de verwachting dat het effect van combinaties van zware metalen op organismen af zal wijken van het concentratie-additie model. Dit blijkt echter niet altijd op te gaan. Zo vonden Anderson en Weber (1975) concentratie additieve effecten van Cu en Ni, metalen met een verschillend werkingsmechanisme, met betrekking tot Guppy mortaliteit.

Niettemin geven de gecombineerde effecten van zware metalen in mengsels variabele en soms tegenstrijdige resultaten. Het onderzoek aan mengsel-toxiciteit wordt tot nu toe voornamelijk verricht aan vissen, crustaceae en algen. Terrestrische planten zijn nauwelijks gebruikt om het effect van combinaties van metalen te onderzoeken. De meeste gegevens zijn verkregen uit de studies van Wallace en medewerkers aan veldboon en sla. Uit hun resultaten komt naar voren dat de gecombineerde effecten van zware metalen op plantengroei niet erg consistent zijn en weinig voorspelbaar (Wallace en Berry, 1989). Echter, het door hen gebruikte respons additie model en de gelimiteerde metaalcombinaties maken de conclusies minder hard.

Recent is door de VU de combinatietoxicologie van Cu, Cd en Zn uitvoerig bestudeerd aan Blaassilene (*Silene vulgaris*), waarbij de wortellengtegroei na 3 dagen blootstelling als toxiciteitseindpunt werd gebruikt (Sharma *et al.*, 1999). In alle metaalcombinaties die werden uitgetest, bleek het gecombineerde effect sterk concentratie-afhankelijk te zijn. Als de gebruikte concentraties voor de drie componenten binnen het laag toxische gebied werden gehouden (< NOEC, LOEC), waren de responsen (wortellengtegroei) non-additief (Cu/Zn en Cu/Cd) of antagonistisch (Zn/Cd). Zodra één van de mengselcomponenten een kritisch niveau van toxiciteit overschreed was synergisme het dominante effect, zelfs als de concentratie van de andere component niet toxisch was. Het lijkt erop dat boven een bepaalde drempelwaarde de meest toxische component de gevoeligheid van de andere component versterkt.

Met betrekking tot de metaalopname in de wortels kwam duidelijk naar voren dat Cd een sterk antagonistisch effect had op de Zn opname. Ook Cu had een remmend effect op de Zn-accumulatie en datzelfde trad op in de omgekeerde combinatie. Zulke interacties worden *niet* gevonden tussen arsenaat en Cd, wat niet verrassend is vanwege de verschillen in het opname-mechanisme van As en Cd (Sneller *et al.*, 2000).

Onderzoek aan andere soorten geeft vergelijkbare resultaten te zien. Zo wordt de Cu biobeschikbaarheid in waterlelie, *Nuphar variegatum*, ondermeer gereguleerd door Fe. Zink heeft een antagonistische werking op de Cu-opname, terwijl Mn een synergetisch effect schijnt te hebben (Campbell *et al.*, 1985). Bij *Avena sativa* (haver) werd een antagonistische werking waargenomen van Cd op de Cu-opname, een resultaat dat ook bij *Phaseolus vulgaris* (tuinboon) werd gezien (Wallace en Abou-Zamzam, 1989; Bjerre en Schierup, 1985). Bij een onderzoek naar de combinatietoxicologie van meerdere metalen aan submerse soorten (o.a. *Potamogeton* sp.) werden dermate hoge concentraties gebruikt (1 mM Hg en Cd) dat de resultaten hiervan volstrekt irrelevant zijn (Jana en Choudhuri, 1984).

Hogere planten zijn uitermate geschikt om sublethale effecten (zoals groei-remming) van combinaties van zware metalen (en andere toxicanten) te onderzoeken. In het licht van het toenemende probleem van metaalaccumulatie in de bodem is meer gedetailleerde informatie over combinatietoxicologie dringend nodig.

8 Plant karakteristieken van de kensoorten

8.1 Beschrijving en voorkomen

Plant-karakteristieken

Van de in de inleiding genoemde aandachtsoorten is de indeling in 5 categoriën aangehouden, namelijk water en oeverplanten, pioniersoorten, graslandsoorten, ruigte/zoomsoorten en struweel/bos. De indeling nat- en droogminnend is gebaseerd op gegevens uit de Nederlandse Oecologische Flora (Wilde Planten en hun relaties, deel 1-5; 1987-1995). Gegevens over maximale worteldiepte en overige wortelstructuren zijn verzameld uit Kutschera en Lichtenegger (1992). Een overzicht hiervan is weergegeven in bijlage 2.

De overige karakteristieken zoals biomassa per m² (bij volledige bedekkingsgraad), percentage bladhoudend en dagelijkse verdamping zijn voor verreweg de meeste soorten niet bekend of volledig afhankelijk van externe omstandigheden. Zo zal de transpiratie van een plant afhankelijk van het verschil van de dampspanning van water in het blad en de buitenlucht. Daarnaast speelt het vochtgehalte en de retentie daarvan in de bodem een belangrijke rol.

In de volgende paragraaf zijn de gegevens over nat- en droogminnend en de wortelstructuur met maximale worteldiepte (paragraaf 8.2) vermeld.

Water- en Oeverplanten



Carex acuta

Scherpe zegge is een meestal hoge plant met lange, kruipende vertakte wortelstokken, waaraan bloeistengels ontspringen.

Voorkomen: Scherpe zegge is een moeras- en oeverplant van voedselrijk-basenrijk, zoet of zwak brak milieu binnen het overstromings-bereik van stilstaand of langzaam stromend water.



Carex riparia

Oeverzegge is een hoge tot zeer hoge blauwgrijze, vrij vroeg bloeiende zegge.

Voorkomen: Van alle forse moeras- en oeverplanten uit het geslacht Zegge heeft oeverzegge de meest voedselrijke standplaats. Zij staat in de ondiepe randzone aan plassen en kanalen. Zij komt voor in allerlei stadia van verlanding zowel op zeer natte als op relatief droge standplaatsen.



Iris pseudocorus

Gele lis is een middelhoge of meestal hoge voorzomer bloeier met een fors kruipende, licht vertakkende wortelstok.

Voorkomen: Gele lis behoort tot de meest veelzijdige moeras- en oeverplanten en komt op alle grondsoorten voor. Zij staat in ondiep, zoet, voedselrijk stilstaand, of zwak stromend water. In zuur en voedselarm water komt zij niet voor.



Phragmites australis

Riet is de grootste en bekendste vertegenwoordiger van de grassenfamilie. Het is een zeer hoge, blauwgrijs getinte, buiten de bloeiwijze onbehaarde, overblijvende nazomerbloeier met dikke holle wortelstokken met zeer forse uitlopers.

Voorkomen: Aan oevers van matig voedselarm tot voedselrijke wateren, in veenmoerassen, aan de rand van vochtige akkers.

Pioniersoorten



Atriplex prostrata

Spiesmelde is een meestal middelhoge eenjarige zomerbloeier.

Voorkomen: Komt algemeen voor. Op open, vochtige, stikstofrijke grond, zowel op akkers op klei en langs wegen, als op vloedmerken, schorren en kwelders.



Brassica nigra

Zwarte Mosterd is een hoge, sterk vertakte eenjarige zomerbloeier. 0,6-1,2 m hoog.

Voorkomen: In ruigten op aanspoelselgordels langs de rivieren. Buiten de rivierdalen is de Zwarte Mosterd tamelijk zeldzaam op ruderaal, tamelijk vochtige plaatsen.



Chenopodium album

Melganzervoet is een eenjarige zomer- en herfstbloeier.

Voorkomen: Overheersende plant op braakliggend terrein. Staat bekend als akkeronkruid.



Chenopodium rubrum

Rode Ganzenvoet is een eenjarige, vlezig, vrijwel kale, lage tot middelhoge zomer- en herfstbloeier.

Voorkomen: Op vochtige, stikstofrijke open plaatsen, vooral die 's winters onder water staan, en langs rivieroeveren.



Matricaria maritima

Reukloze Kamille is een lage tot middelhoge, soms hoog opschietende, kortlevende, overblijvende plant, die van de voorzomer tot de herfst en soms tot in de winter bloeiend te vinden is.

Voorkomen: Op vochtige, open stikstofrijke plaatsen, op bouwland, op open bermen en dijken, op vloedmerken aan de kust.



Plantago major

Grote Weegbree is een middelhoge tot zeer lage, spaarzaam behaarde, gewoonlijk overblijvende zomer- en herfstbloeier.

Voorkomen: Grote weegbree is een zeer variabele soort en groeit op alle grondsoorten, die min of meer voedselrijk zijn. Op relatief droge bodem leidt betreding, door bodemverdichting, tot vergroting van het vochthoudend vermogen voor de bodem, wat de kieming ten goede komt.



Sinapis arvensis

Herik is een middelhoge, ruw behaarde, vertakte eenjarige plant die bijna het hele zomerhalfjaar in bloei te vinden is.

Voorkomen: Op voedselrijke gronden op bouwland, massaal in open bermen, wegen en dijken. Groeit niet op zure gronden.



Veronica catenata

Rode Waterereprijs is een lage tot middelhoge, meestal rechtopstaande, eenjarige, soms meerjarige of overblijvende vaak rood aangelopen plant, die van de voorzomer tot in de herfst in bloei is.

Voorkomen: In ondiep, stromend water en op open, natte, meer of minder voedselrijke bodem aan waterkanten en uiterwaarden.

Tekening: Blauwe waterereprijs.

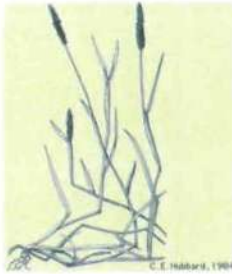
Graslandsoorten



Agrostis stolonifera

Fioringras is een meestal lage plant, die in pollen groeit en met lange bovengrondse uitlopers matten vormt.

Voorkomen: Fioringras groeit op zeer uiteenlopende standplaatsen op zure zowel als basische lichte tot zware minerale tot sterk venige, van zeer voedselrijk tot vrij voedselarm, zeer natte tot vrij droge bodem.



Alopecurus geniculatus

Geknikte vossenstaart is een lage of soms middelhoge grijsgroene, meestal overblijvende, maar tamelijk kort levende voorzomer en zomerbloeier.

Voorkomen: Vast bestanddeel van weilanden, die in winter en voorjaar drassig zijn of onder water staan. 's Zomers blijven de groeiplaatsen vochtig tot nat (de plant bezit luchttransportweefsel).



Anthriscus sylvestris

Fluitenkruid is een hoge, bossige, levendig groene overblijvende plant, die als eerste schermbloemige in de tweede helft van de lente uitvoerig bloeit.

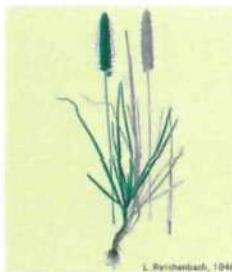
Voorkomen: Fluitenkruid groeit op voedselrijke, vochthoudende bodem, vooral op klei. Het groeit zowel op grazige als op matig beschaduwde plaatsen en tevens in ruig rietland.



Arrhenatherum elatius

Glanshaver is een hoge en forse overblijvende in losse pollen groeiende zomer- en herfstbloeier zonder uitlopers en met hoogstens zeer korte wortelstokken.

Voorkomen: Glanshaver is een berm- en hooilandgras van vochthoudend tot vrij droge, zwak zure tot zwak basisch, min of meer voedselrijke grond. Zij gedijt het best op de lichtere kleigronden en op leem, löss en krijt. Wortels kunnen meer dan een meter diep in de bodem doordringen, daardoor weinig gevoelig voor droogte.



Cynosurus cristatus

Kamgras is een meestal middelhoge, grijsig-groene in kleine, dichte pollen groeiende, kortlevende, overblijvende plant, die omstreeks de zomer en soms opnieuw in de nazomer bloeit.

Voorkomen: Het is een weidegras van vochthoudende tamelijk voedselrijke bodem. Groeit vooral op klei en verdraagt geen sterke uitdroging noch langdurig inundatie.



Dactylis glomerata

Kropaar is een middelhoge tot hoge dof grijziggroene, door stekelhaartjes ruwe, overblijvende, in dichte pollengroeiende plant, die geen of soms korte wortelstokken of uitlopers vormen.

Voorkomen: Kropaar is een plant van vochthoudende tot vrij droge, matig tot zeer voedselrijke, veelal bemeste zwak zure tot zwak basische grond. Overstroming verdraagt zij slecht.



Festuca ovina: ssp. tenuifolia

Fijnschapengras is een lage tot zeer lage grijsgroene in dichte pollen groeiende voorzomerbloeiende zonder wortelstokken.

Voorkomen: Kenmerkende soort van schrale, voedselarme, min of meer droge neutrale tot sterk zure zand, leem en veengrond. Bijzonder gevoelige voor inundatie.



Festuca rubra

Rood zwenkgras is een meestal middelhoge, vaak donkergroene voorzomerbloeiende, die met behulp van ondergrondse uitlopers en/of wortelstokken brede pollen of matten kan vormen.

Voorkomen: Uitgesproken graslandplant, die zowel op vochtige als droge grond kan groeien, al heeft het in droge graslanden over het algemeen een groter aandeel in de grasmatten. Groeit op alle bodemsoorten.



Heracleum sphondylium

Gewone berenklauw is een hoge, meestal overblijvende zomer- en herfstbloeiende.

Voorkomen: Gewone berenklauw is een plant van kalkrijke en voedselrijke, matig vochthoudende humeuze klei- en zandgrond en kleiige veengrond. Zij staat gemiddeld op minder vochtige en/of beschaduwde plekken dan Fluitenkruid.



Lolium perenne

Engels raaigras is een lage tot middelhoge overblijvende zomerbloeiende.

Voorkomen: Op voedselrijke, vochthoudende tot matige droge bodems.



Poa annua

Straatgras is een laag tot zeer laag blijvend, meestal eenjarig gras dat het gehele jaar in bloei kan zijn.

Voorkomen: Op alle grondsoorten van nat tot droog, met uitzondering van bodems die te arm en te zuur zijn.



Poa trivialis

Ruw beemdgras is een middelhoge tot hoge, soms laag blijvende in losse pollen groeiende voorzomerbloeiër zonder wortelstok.

Voorkomen: Een van de meest voorkomende grassen op allerlei vochthoudende tot tamelijk natte, voedselrijke niet sterk zure gronden. Gevoelig voor droogte.



Polygonum aviculare

Varkensgras is een eenjarige, dof donkergroene, vaak rood aangelopen, meestal zeer laag blijvende plant, die van de voorzomer tot de herfst in bloei te vinden is.

Voorkomen: Varkensgras staat bekend als een van de algemeenste tredplanten. De plant groeit gewoonlijk in het volle licht zowel op droge als op natte bodem.



Potentilla anserina

Zilverschoon is een lage tot zeer lage, overblijvende voorzomer en zomerbloeiër met lange kruipende, vaak roodachtige stengels, die op de knopen wortelen.

Voorkomen: Zilverschoon komt voor op alle grondsoorten met uitzondering van hoogveen en zeer voedselarme zandgrond. Zij is kenmerkend voor zonnige standplaatsen met een wisselvallige waterhuishouding en gedijt op vochtig tot natte gronden. De soort handhaaft zich ook op meer brakke plaatsen.



Rumex crispus

Krulzuring is een middelhoge tot hoge, vrij slanke, tweeslachtige, overblijvende maar vaak kort levende plant, die van de voorzomer tot de herfst in bloei kan worden aangetroffen.

Voorkomen: Krulzuring komt vooral voor op zonnige plaatsen op minerale, voedselrijke, niet of weinig zure grond, vaak met wisselende waterstand (uiterwaarden, drooggevalen kanten van duinplassen).



Rumex obtusifolius

Ridderzuring is een forse, tweeslachtige overblijvende plant, die in de zomer en tot begin van de herfst bloeit. Zij heeft een stevige, zeer lange en taaie, sterk vertakte penwortel.

Voorkomen: Ridderzuring komt voor op omgewoelde, voedselrijke of bemeste grond op alle bodemsoorten. Oorspronkelijke standplaats wordt gevormd door hooggelegen sedimentatiezones langs de rivieren komt voor op natte tot oppervlakkig uitgedroogde bodems.



Trifolium pratense

Rode klaver is een lage tot middelhoge behaarde tweejarige of overblijvende plant, die van de voorzomer tot in de herfst bloeit. De penwortel kan meer dan een halve meter lang worden; vormt geen uitlopers.

Voorkomen: Matig bemeste, min of meer kleiige, niet te droge grond.



Trifolium repens

Witte klaver is een laag blijvende, onbehaarde overblijvende plant, die van de voorzomer tot in de herfst bloeit.

De hoofdwortel is oppervlakkig kruipend en niet diep.

Voorkomen: Witte klaver is in alle bodemtypen te vinden; vooral in terreinen met wisselende waterstand (uiterwaarden, duinvaleien). Het weligst komt hij voor op open kleiige bermen, licht bemest.

Ruigten/zoomvegetatie



Cirsium arvense

Akkerdistel is een middelhoge tot hoge, tweehuizige, overblijvende zomerbloeiër, met op 1 à 2 cm diepte een ver kruipend, zich sterk vertakkend wortelstelsel. Hieraan ontspringen verticale wortels, waarvan de langste meer dan 2 meter diep in de grond kunnen doordringen.

Voorkomen: Akkerdistel komt voor op allerlei zonnige strandplaatsen, maar heeft voorkeur voor vochthoudende, goed doorluchte, niet zure, voedselrijke grond. Langdurige natte bodems worden gemeden. Geen schaduwplant.



Epilobium hirsutum

Harig wilgenroosje is een middelhoge tot zeer hoge overblijvende, dicht met lange, afstaande haren bezette zomerbloeiër. Aan de wortelstok ontspringen lange dikke ondergrondse uitlopers, die zich aan het uiteinde omhoog krommen.

Voorkomen: Het harig Wilgenroosje is een veeleisende plant, die droge, zure en voedselarme bodems mijdt en weinig schaduw verdraagt. Het gedijt het best waar rijkelijk organisch materiaal snel wordt afgebroken: langs oevers van plassen, vaarten en rivieren.



Galium aparine

Kleefkruid is een eenjarige, dof groene, weinig vertakte zomer- en herfst-bloeier, waarvan de zaden merendeels in de herfst en daarnaast ook wel in het voorjaar kiemen.

Voorkomen: Kleefkruid komt voor op voedselrijke, niet sterk zure bodem, met enige bescherming tegen uitdroging (door lichte beschaduwing). Groeit welig in oeverruigten langs plassen en rivieren en het meest in gronden boven de hoogwaterlijn.



Glyceria maxima

Liesgras is een hoge tot zeer hoge, glanzend grasgroene tot stijfgroene midzomerbloeier met lange dikke holle wortelstokken.

Voorkomen: Liesgras behoort met riet tot de meest uitgesproken oeverplanten onder de grassen en is voorts bij uitstek een indicator van voedselrijkdom. Zij vormt dichte vegetaties in stilstaand, zwakstromend neutraal tot basisch, voedselrijk water met een zachte bodem.



Phalaris arundinacea

Rietgras is een hoge tot zeer hoge, dof lichtgroen tot blauwgrijs getinte, in habitus op Riet en Duinriet lijkende, omstreeks het begin van de zomer bloeiende plant, die met forse, kruipende roze wortelstokken grote matten vormt.

Voorkomen: Rietgras is een typische oeverplant en vertoont veel overeenkomsten met Liesgras.



Tanacetum vulgare

Boerenwormkruid is een hoge, in forse pollen groeiende, sterk kruidig geurende, donkergroene, weinig behaarde, overblijvende zomerbloeier. Hij heeft een dikke, min of meer horizontaal vertakte wortelstok, waaruit uitlopers ontspringen.

Voorkomen: Boerenwormkruid is een plant van droge tot matig vochthoudende plaatsen op voedselrijke of bemeste grond. Het kan sterke wisselingen in temperatuur en vochtigheidstoestand van de grond verdragen.

Struweel/bos



Salix alba

Schietwilg bloeit in het midden van de lente.

Voorkomen: De Schietwilg verdraagt langdurige overstroming beter dan de Katwilg en de Amandelwilg, maar groeit ook goed op minder natte grond.



Salix triandra

Amandelwilg is een hoge struik, die in het begin van de lente bloeit.

Voorkomen: Oecologisch staat de Amandelwilg in tussen de zeer lichtminnende pionierstruiken als Katwilg en de bosvormende boomwilgen als Schielwilg. Hij verdraagt overstroming minder goed dan de Schietwilg.



Salix viminalis

Katwilg is een hoge vroeg in het voorjaar bloeiende struik.

Voorkomen: De Katwilg is gebonden aan zonnige plaatsen en groeit in Wilgenbossen alleen aan de rand. Hij wordt algemeen aangetroffen langs de rivieren en langs grote beken.



Sambucus nigra

Gewone Vlier is een struik of kleine boom, die meestal in april in blad komt, waarna spoedig de bloeiwijzen zichtbaar zijn; deze bloeien in het voorjaar.

Voorkomen: Gewone Vlier is de indicator bij uitstek van stikstofrijke standplaatsen. In struwelen op zandige rivieroeverwallen gedijt hij op plekken met aanspoelselgordels, mits geen langdurige of veelvuldige overstroming plaatsvindt.

8.2 Wortelstructuur met maximale worteldiepte

De gegevens over wortelstructuur van de aandachtsoorten zijn afgeleid uit Kutschera en Lichtenegger (1992). Zeventien van de veertig soorten (de struweelvegetatie en bomen zijn buiten beschouwing gelaten) staan daarin uitgebreid beschreven.

In bijlage 2 zijn afbeeldingen van de wortelstructuren van de genoemde soorten weergegeven om een gedetailleerde indruk te krijgen van de omvang en (fijn)structuur van deze planten. Van sommige soorten zijn meer wortelstructuren getoond die de verschillen laten zien van planten afkomstig van verschillende bodemtypen. In tabel 12 zijn de aandachtsoorten geclusterd naar bewortelingsdiepte.

Tabel 12

Bewortelingsklassen voor uiterwaard
aandachtssoorten.

Ondiep wortelend (tot 40 cm)	Matig diep wortelend (60-90 cm)	Diep wortelend (tot 260 cm)
Straatgras Ruw beemdgras Zilverschoon Kamgras Engels raaigras (beweiding) Rood zwenkgras Geknikte vossenstaart Akkerdistel (weiland)	Fioringras Kropaar Fluitenkruid Grote vossenstaart Grote brandnetel Liesgras Engels raaigras	Ridderzuring Glanshaver Krulzuring Berenklauw Rietgras Akkerdistel (akkerland)

9 Discussie en conclusies

9.1 Metaalconcentraties in de bodem en fytotoxiciteit

Studies naar dosis-effect-relaties van de relevante metalen en arseen en de aandachtsoorten zijn niet verricht. NOEC-, EC₁₀-waarden etc., gebaseerd op toxiciteitstesten op standaardbodems of in voedingsoplossingen, zijn derhalve niet bekend. Het weinige toxiciteitsonderzoek dat aan planten plaatsvindt gebeurt in het kader van de functionele benadering van bodemsanering, waarbij de bodem in de eerste instantie geschikt gemaakt wordt voor het beoogde gebruik. De planten die hiervoor worden aangewend zijn cultuurgewassen, groenten en granen zoals sla (*Lactuca sativa*), mais (*Zea mays*), Alfalfa (*Medicago sativa*), haver (*Avena sativa*), radijs (*Raphanus sativus*) en tuinboon (*Vicia faba*) (Van Hesteren *et al.*, 1998).

Uit dat onderzoek komt naar voren dat de laagste en hoogste NOEC-waarden van de diverse metalen nogal verschillen tussen soorten, en dat ook binnen de soort grote variatie is in de effect-range. Onder de meer mobiele metalen is van nikkel niets bekend. Voor Zn zijn de hoogste NOEC waarden gevonden bij haver, 1.275 mg.kg⁻¹ dw (gegevens uit Lokhorst vermeld in Van Hesteren *et al.*, 1998). In het uiterwaardengebied kunnen gemiddelde totaalgehalten aan Zn oplopen tot rond 1.500 mg.kg⁻¹ met puntwaarnemingen tot 2.500 mg.kg⁻¹ (J.P.M. Vink, mond. meded.). In de veronderstelling dat natuurlijke plantensoorten een even gevoelige toxiciteitsrange hebben als de cultuurgewassen, kan men derhalve verwachten dat een groot aantal aandachtsoorten negatief zullen worden beïnvloed door de aanwezige Zn concentraties in de bodem. Voor Cd, As en in mindere mate Cu geldt ongeveer dezelfde redenering. Bij gebrek aan voldoende relevante gegevens ligt het dan voor de hand om met behulp van rekenmodellen voorspellingen te doen omtrent de voor de plant beschikbare metaalconcentratie in het bodemvocht.

Er dient wel enige voorzichtigheid te worden betracht bij het gebruik van modellen om het effect van de plant beschikbare fractie te berekenen. Nentenaar (1998) doet een poging om de concentratie Zn in het poriewater, berekend volgens het model van Janssen *et al.* (1997), te correleren met de NOEC waarden voor Waterpest (*Elodea canadensis*; onderzoek van Nobel *et al.*, 1983). Bij een veronderstelde pH-waarde van 4 zou er 776 mg Zn .l⁻¹ aanwezig zijn in het poriewater en deze waarde is een factor 1.000x hoger dan de NOEC-waarde voor *Elodea canadensis*. Beide waarden zijn echter ongeloofwaardig. Een concentratie van 0,18 mg.l⁻¹ Zn in het poriewater overschrijdt verre de EC₁₀₀ waarden van gevoelige soorten en is zelfs hoger dan EC₅₀ waarden van Zn-tolerante planten. Een NOEC waarde van 10 µM gebaseerd op chlorofylgehalte is wel heel erg laag in vergelijking met NOEC waarden gemeten onder geconditioneerde omstandigheden bij Blaassilene (*Silene vulgaris*; 50 µM, Harmens *et al.*, 1993). De door de VU gemeten Zn concentraties in bladeren van een aantal soorten uit de uiterwaarden met vergelijkbare bodemconcentraties zijn nauwelijks verhoogd (zie paragraaf 4.2). De conclusie van Nentenaar (1998) dat de zinkconcentratie in de uiterwaarden inderdaad voor toxische effecten zal zorgen is derhalve onvoldoende onderbouwd omdat het model noch de toxiciteitsstoets valide zijn.

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 spelen naast de fysisch chemische eigenschappen van het substraat (pH, organisch stofgehalte, redox) met name plantenfactoren een belangrijke rol. Uitscheiding van organische zuren of fyto sideroforen door plantenwortels verandert de speciatie en verhoogt de biobeschikbaarheid van het betreffende metaal. Bij langdurige inundatie is er sprake van anaërobie en zal een deel van de meeste metalen in onoplosbare vorm, voornamelijk als sulfide-ionpaar, aanwezig zijn. De hiermee samenhangende, uiterst lage biobeschikbaarheid verandert echter door zuurstoflek uit het aërenchymweefsel van veel plantensoorten, waardoor metalen weer meer oplosbaar en dus beschikbaar kunnen worden. Deze belangrijke plantparameter is tot nu toe in geen enkel model meegenomen.

De fytotoxiciteitsvolgorde (van zeer toxisch tot weinig toxisch) van de verschillende metalen geeft in zijn algemeenheid een duidelijk beeld: de metalen Hg, Cu en As zijn duidelijk toxischer dan bijvoorbeeld Ni, Cd en Zn. De toxiciteit van Cr lijkt in dezelfde grootte orde te liggen als Cu, maar meer gegevens zijn nodig om dit te valideren.

De gevoeligheid van de aandachtsoorten voor specifieke metaalcontaminatie zal echter duidelijk verschillen. Hoewel sommige soorten een zekere tolerantie zullen vertonen (aantal boomsoorten, Fioringras (*Agrostis*) en Zwarte mosterd (*Brassica*; Dueck *et al.*, 1987; Wu and Antonovics, 1975)), zullen de meeste soorten gevoeliger zijn dan de hier geteste soorten (zie Engels raaigras (*Lolium perenne*): gevoeliger dan Blaassilene (*Silene vulgaris*, tabel 3 en 4).

De zeer gelimiteerde experimenten over combinatietoxicologie laten in zijn algemeenheid zien dat effecten van combinaties van metalen onder subtoxische concentraties, non-additief of antagonistisch (Zn/Cd) waren. Als een van de metalen echter een kritisch niveau van toxiciteit overschreed, werden de effecten synergistisch, zelfs als de andere metaal component niet-toxisch was. In situaties waar één metaal dominant is en een zeker toxisch niveau bereikt heeft, kan dit metaal in combinatie met andere metalen een versterkend toxisch effect op de plant uitoefenen. Deze problematiek verdient meer aandacht en onderzoek.

9.2 Metaalopname en -accumulatie in de plant

9.2.1 Kwik en chroom

Zoals in de inleiding van hoofdstuk 4 is aangegeven zijn de gegevens over opname en accumulatie van Cr en Hg in planten zeer beperkt. Het weinige dat gepubliceerd is, concentreert zich op (onder)water planten (macrofyten). De Hg concentratie in blad ligt gemiddeld lager dan $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ en bij Waterpest (*Elodea*) is de bioaccumulatie van Hg, toegediend als methylkwik, 2 maal zo hoog (fytotoxiciteit van methylkwik is beduidend groter dan dat van Hg^{2+}).

De concentraties van Cr zijn van vergelijkbaar niveau: in macrofyten (totaal) tot $4,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Het Cr gehalte in de wortel is daarbij 2 tot 3 maal hoger dan in het blad. Hoewel Cr(VI) zeer toxisch is, zijn negatieve effecten op planten onder de huidige omstandigheden niet te verwachten. Op grond van de lage translocatie-efficiëntie is Cr bioaccumulatie in de spruit te verwaarlozen.

9.2.2 Nikkel

Ondanks de relatief hoge mobiliteit en vrij hoge fytotoxiciteit van Ni (vergelijkbaar met Cd) zijn effecten van Ni op de aandachtsoorten niet te verwachten vanwege de waarschijnlijk relatief lage Ni gehalten in de bodem. Gegevens over opname en accumulatie van Ni door de aandachtsoorten zijn nauwelijks te vinden met uitzondering van Witte klaver (*Trifolium repens*) en Engels raaigras (*Lolium perenne*). Opvallend is hierbij dat de opname en transport van Ni bij klaver laag is en bij raaigras hoog. Dicotyle plantensoorten hebben immers in het algemeen een hogere translocatie efficiëntie dan grassen. De vraag blijft echter open of hiervoor nader onderzoek gewenst is in verband met de veelal lage Ni concentraties in het uiterwaarden gebied.

9.2.3 Arseen en lood

De opname van arsenaat blijkt soortspecifiek te zijn, waarbij Grote brandnetel (*Urtica dioica*) significant meer opneemt dan Riet (*Phragmites australis*). Vanwege de zeer lage translocatie efficiëntie van As (0,006 en 0,013 voor brandnetel resp. Riet) zijn de concentraties in de spruit vrij laag (10 resp. 38 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Deze geringe translocatie blijkt vrij algemeen op te gaan bij de tot nu toe onderzochte soorten.

Een soortgelijk fenomeen treedt op bij Pb opname door planten: Pb is weinig beschikbaar voor planten: opname en transport naar de spruit is sterk gelimiteerd. Hoewel nauwelijks studies naar Pb opname en accumulatie zijn verricht aan de aandachtsoorten, geeft onderzoek aan Riet een vergelijkbaar beeld te zien. In een verontreinigd meer met 80 maal hogere concentraties aan Pb ten opzichte van een schoon meer, was de Pb opname lager en bleek de translocatie ongeveer 10% ($< 1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$). Onder anaërobe omstandigheden wordt Pb via de Fe plaque nog meer geadsorbeerd aan het worteloppervlak en speelt bioaccumulatie eigenlijk geen rol van betekenis. Fytotoxiciteitsgrenzen bij productiegewassen liggen voor Pb tussen 10-20 mg.kg^{-1} (Van Hesteren *et al.*, 1998), en deze grens wordt bij de onderzochte natuurlijke soorten niet overschreden.

9.2.4 Koper, zink en cadmium

Met betrekking tot deze drie metalen zijn de literatuurgegevens het uitgebreidst, maar beperkt de hoofdaandacht zich op de water en oeversoorten (voornamelijk Riet) en de graslandsoorten (Engels raaigras (*Lolium perenne*), Kropaar (*Dactylus glomerata*) en Witte klaver (*Trifolium repens*). De soorten uit de andere habitats zijn gereduceerd tot één of twee soorten (Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Wilgen (*Salix* spp.)).

9.3 Water en oeverplanten

Riet is de dominante soort en op grond van tot nu toe gepubliceerd onderzoek komt naar voren dat Cu, Zn en Cd zich voornamelijk ophopen in de wortels en rhizomen (in deze volgorde) en dat maar een beperkt deel getransloceerd wordt naar de spruit. In relatief hoog verontreinigde locaties bleek het meeste metaal geadsorbeerd te zijn aan de wortels en rhizomen, waarbij de ijzerplaque een belangrijke rol vervult. De wortelmorfologie blijkt van belang te zijn: fijnvertakte wortels, die zich in de bovenste 10-20 cm bodemlaag bevonden, namen meer op dan de minder vertakte, dikkere wortels die zich over een grotere bodem diepte hadden uitgebreid (10-50 cm). In ondiep wortelende rietplanten was de metaalaccumulatie in het blad ook hoger.

Niettemin moet worden vastgesteld dat Riet een zeer robuuste plant is, die metaal voornamelijk in de wortels en rhizomen adsorbeert en maar voor

een klein gedeelte opneemt en accumuleert. Rietmatten zijn dus zeer geschikt om helofytenfilter te dienen waarbij metalen uit het milieu worden onttrokken. Door het Riet te oogsten zou men eventueel op die manier metaal kunnen verwijderen (een soort fytoextractie/fytoremediatietechniek). Fytotoxische concentraties in de bovengrondse delen zijn niet geconstateerd. De overige water- en oeverplanten zijn weinig onderzocht. Verwante soorten van waterlelie (en gele plomp hebben Cd concentraties variërend tussen 0,8-5,0 mg.kg⁻¹. Deze getallen liggen in de range van getallen die bij cultuurgewassen tussen de NOEC en EC₁₀ waarden liggen.

9.4 Pioniersoorten

Van de frequent en regelmatig overstroomde groep plantensoorten zijn geen literatuurgegevens over metaal toxiciteit en accumulatie bekend. Zwarte mosterd (*Brassica*; weinig overstroomd) wordt op dit moment veelvuldig onderzocht vanwege zijn vermogen om Cd en Zn te accumuleren (Salt *et al.*, 1997). Over veldgegevens is echter nauwelijks iets bekend en het lijkt verstandig *Brassica* te monitoren op Zn en Cd accumulatiepatronen.

9.5 Graslandsoorten

Opmerkelijk is weer dat slechts aan vier soorten uit deze groep gegevens over metaalopname- en -accumulatie zijn gepubliceerd (Fioringras, Engels Raaigras, Witte Klaver en Kropaar). Bij de eerste soort concentreert het onderzoek zich voornamelijk op de ecotypen die aangepast zijn aan hoge zwaar metaal gehalten in de bodem (Ernst, 1974). De gehalten in de spruit zijn hoog, maar minder relevant in relatie tot het ecotype dat in de uiterwaardenvegetatie wordt aangetroffen. De metaal concentraties in de bovengrondse delen van Fioringras (*Agrostis stolonifera*) en Engels raaigras (*Lolium perenne*) uit de Biesbosch zijn niet erg verhoogd (Otte, 1991). Deze waarden liggen onder de effectrange zoals waargenomen bij productie- en siergewassen (Van Hesteren *et al.*, 1998). De biocentratiefactoren (BCFs) liggen allen onder de 1: Cu (0,3), Zn (0,45), en Cd (0,1) (*Agrostis*) en Cu (0,25), Zn (0,50), en Cd (0,1) (*Lolium*).

Omdat deze gegevens zo summier zijn moet aan de BCF weinig waarde worden gehecht. Zoals al eerder aangegeven moet men zeer terughoudend zijn in het gebruik van BCF's vanwege de zeer grote variatie binnen de soort zoals die bij productiegewassen is aangetoond (Van Hesteren *et al.*, 1998).

Op basis van de huidige literatuurgegevens kan geconcludeerd worden dat de translocatie efficiëntie van de drie metalen bij de onderzochte grassoorten laag is (< 0,1). Voor de andere soorten zijn geen gegevens voorhanden. Maar bij dicotyle soorten is deze factor gemiddeld hoger. Vooral nog is onduidelijk of de huidige metaalconcentratie in de bodem in het uiterwaardegebied tot verhoogde metaalaccumulatie zal leiden.

9.6 Ruigten en zomen

Alleen voor Grote brandnetel (*Urtica dioica*) zijn gegevens bekend (Otte, 1991; Van Doornmalen *et al.*, 1995). Uit dit onderzoek blijkt dat deze plant geschikt kan zijn als actieve biomonitor (kasexperimenten) maar dat op bodems die geïnundeerd zijn, geen verhoogde mobiliteit kan worden aan-

getoond. Concentraties in blad (Zn (115), Cu (6,9) en Cd (0,9 mg.kg⁻¹) van de Biesbosch locatie zijn te vergelijken met nauwelijks verhoogde waarden van andere soorten uit de literatuur.

9.7 Struweel/bos

Metaalaccumulatie in struwelen is over het algemeen niet hoog. Gehalten van Zn, Cd en Cu in blad van Katwilg (*Salix viminalis*), gekweekt op rioolslib, vallen binnen de range van gehalten die geen (fyto)toxische effecten teweegbrengen. Er bestaan duidelijke verschillen in metaalconcentraties tussen bast, bladeren, twijgen en hout waarbij de verdeling in concentratie verschilt tussen Cu en Zn (Zn het hoogst in het blad, het laagst in het hout; Cu het hoogst in de twijgen en het laagst in de bast (Nissen en Lepp, 1997). Er is een toename in metaalgehalten in de oudere weefsels (in 5 jaar oude scheuten was de concentratie voor Zn verdubbeld). Metaalaccumulatie in twijgen en andere scheuten zou in de loop der jaren tot zodanige concentraties kunnen leiden dat deze negatieve effecten in de voedselketen kan veroorzaken. Gericht onderzoek naar deze facetten bij wilgen lijkt gewenst.

Literatuur

1. Al-Hiyali, S.A.K., McNeily, T. & Bradshaw, A.D. (1990). The effects of zinc contamination from electricity pylons. Contrasting evolution in five grass species *New Phytol.* 114:183-190.
2. Alia & Saradhi, P.P. (1991). Proline accumulation under heavy metal stress. *J. Plant Physiol.* 138:554-558.
3. Alloway, B.J. (1990). Cadmium. In: (Ed. Alloway, B.J). *Heavy Metals in Soils*. pp. 100-124. John Wiley & Sons, New Jersey.
4. Anderson, P.D. & Weber, L.J. (1975). The toxicity to aquatic populations of mixtures containing certain heavy metals. *Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Env.* pp. 933-954. Toronto, Canada.
5. Asher, D.J. & Reay, P.F. (1979) Arsenic uptake by barley seedlings. *J. Plant Physiol.* 6:495-466.
6. Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3:643-654.
7. Baker, A.J.M. & Walker, P.L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: (Ed. Shaw, A.J.). *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, pp. 155-177. CRC Press, Boca Raton, FL.
8. Barceló, J. & Poschenrieder, Ch. (1990). Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J. Plant Nutr.* 13:1-37.
9. Barceló, J. & Poschenrieder, Ch. (1997). Chromium in plants. In: (Eds. S. Canali, F. Tittarelli en P. Sequi), *Chromium Environmental Issues*. pp. 102-129. Franos Ageli, Milano Italy.
10. Barceló, J. Poschenrieder, Ch. & Gunse, B. (1986). Water relations of chromium (VI) treated bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv Contender) under both normal and water stress conditions. *J. Exp. Bot.* 175:178-187.
11. Barona, A. & Romera, F. (1997). Relationship between metals of soils and wild plants. *Water Air Soil Poll.* 95:59-74.
12. Baszynski, T., Krol, M., Krupa, Z., Ruzhaoska, M., Wojciska, U. & Wolinska, D. (1982). Photosynthetic apparatus of spinach exposed to excess copper. *Z. Pflanzenphysiol.* 108:385-395.
13. Becket, P.H.T. & Davis, R.D. (1977). Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytol.* 79:95-106.

-
14. Begonia, G.B., Davis, C.D., Begonia, M.F.T. & Gray, C.N. (1998). Growth of Indian Mustard [*Brassica juncea* (L.) Cern.] and its phyto-extraction of lead from a contaminated soil. *Bull. Environ. Cont. Tox.* 61:38-43.
 15. Berry, W.L. & Wallace, A. (1989). Zinc phytotoxicity: physiological responses and diagnostic criteria for tissues and solutions. *Soil Sci.* 147:390-397.
 16. Bienfait, H.F. (1989). Prevention of stress in iron metabolism of plants. *Acta Bot. Newsl.* 38:105-129.
 17. Bjerre, G.K. & Schierup, H.H. (1985). Uptake of six heavy metals by oat as influenced by soil type and additions of cadmium, lead, zinc and copper. *Plant Soil* 88:57-69.
 18. Bowen, J.E. (1969). Absorption of copper, zinc and manganese by sugarcane leaf tissue. *Plant Physiol.* 44:255-261.
 19. Bradley, R., Best, A.J. & Reed, D.J. (1982). The biology of mycorrhiza in the Ericaceae. VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal assistance. *New Phytol.* 91:197-209.
 20. Bradley, R., Best, A.J. & Reed, D.J. (1981). Mycorrhizal infection and resistance to heavy metals toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature* 292:335-337.
 21. Brooks, R.R. (1988). Plants that hyperaccumulate heavy metals. Cab International, New York.
 22. Brooks, R.R., Malaisse, F. & Empain, A. (1985). The Heavy Metal-Tolerant Flora of South Central Africa. A.A. Balkema, Boston.
 23. Brown, M.T. & Wilkins, D.A. (1985). Zinc tolerance in *Betula*. *New Phytol.* 99:91-100.
 24. Brown, P.H., Welch, R.M., Cary, E.E. & Chechai, R.T. (1988). Nickel: a micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol.* 85:801-803.
 25. Cakmak, I. & Marshner, H. (1988). Increase in membrane permeability and exudation in costs of zinc deficient plants. *J. Plant Physiol.* 132:356-361.
 26. Campbell, P.G., Tessien, A., Bisson, M. & Barju, R. (1985). Accumulation of copper and zinc in the yellow water lily, *Nuphar variegatum*: Relationships to metal partitioning in the adjacent lake sediments. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 42:23-32.
 27. Carbonell-Barrachina, A., Burlo-Carbonell, F. & Mataix-Beneyto, J. (1995) Arsenic uptake, distribution, and accumulation in tomato plants: affects of arsenite on plant growth and yield. *J. Plant Nutr.* 18:1237-1250.
 28. Carrow, R.N., Rieke, P.E. & Ellis, B.G. (1975). Growth of turfgrasses as affected by soil phosphorus and arsenic. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:1121-1124.

29. Cataldo, D.A., Gasland, T.R. & Wildung, R.E. (1983). Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. *Plant Physiol.* 73:844-848.
30. Chaney, R.L. (1993). Zinc phytotoxicity. In: (Ed. A.D Robson) *Zinc in soils and plants*, pp. 135-150. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht.
31. Chardonens, A.N., Ten Bookum, W.M., Kuiper, L.D.J., Verkleij, J.A.C. & Ernst, W.H.O. (1998). Distribution of cadmium in leaves of cadmium tolerant and sensitive ecotypes of *Silene vulgaris*. *Physiol. Plant.* 104:75-80.
32. Chardonens, A.N., Ten Bookum, W.M., Vellinga, S., Schat, H., Verkleij, J.A.C. & Ernst, W.H.O. (1999a). Allocation patterns of zinc and cadmium in heavy metal tolerant and sensitive *Silene vulgaris*. *J. Plant Physiol.* 155:778-787.
33. Chardonens, A.N., Koevoets, P.L.M. Van Zanten, A., Schat, H. & Verkleij, J.A.C. (1999b). *Properties of enhanced tonoplast zinc transport in naturally selected zinc tolerant Silene vulgaris*. *Plant Physiol.* 120:779-785.
34. Coördinatie Commissie voor de meting van radioactiviteit en xenobiotische stoffen (1993). *Kwik in milieu en voeding in Nederland*. Den Haag.
35. Cunningham, J.D., Keeney, D.R. & Ryan, J.A. (1975). Yield and metal composition of corn and rye grown on sewage sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* 4:448-454.
36. Czuba, M. & Mortimer, D.C. (1980). Stability of methyl mercury and anorganic mercury in aquatic plants (*Elodea densa*). *Can. J. Bot.* 58:316-320.
37. Das, P.K., Kas, & Mishra, M. (1978). Ni nutrition in Plants: I. Effect of nickel on some oxidase activities during rice (*Oryza sativa* L.) seed germination. *Z. Pflanzenphysiol.* 90:225-233.
38. Davies, M.S., Francis, D. & Thomas, J.D. (1991). Rapidity of cellular changes induced by zinc in a zinc tolerant and non-tolerant cultivar of *Festuca rubra* L. *New Phytol.* 117:103-108.
39. Davis, R.D. & Becket, P.H.T. (1978). Upper critical levels of toxic elements in plants. II. Critical levels in copper in young barley, wheat, rape, lettuce and ryegrass, and of Ni and Zn in young barley and rye grass. *New Phytol.* 80:23-32.
40. De Knecht J.A., Van Baren, N., Ten Bookum, W.M., Wong Fong Sang, H.W., Koevoets, P.L.M., Schat, H. & Verkleij, J.A.C. (1995) Synthesis and degradation of phytochelatins in cadmium-sensitive and cadmium-tolerant *Silene vulgaris*. *Plant Sci.* 106:9-18.
41. De Knecht, J.A. (1994). Cadmium tolerance and phytochelatin production in *Silene vulgaris*. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.

42. De Knecht, J.A., Koevoets, P.L.M., Verkleij, J.A.C., & Ernst, W.H.O. (1992). Evidence against a role for phytochelatins in naturally selected increased cadmium tolerance in *Silene vulgaris*. *New Phytol.* 122:681-688.
43. De Koe, T. (1994). Arsenic resistance in submediterranean *Agrostis* species. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
44. Denny, H.I. & Wilkins, D.A. (1987). Zinc tolerance in *Betula* spp. IV. The mechanism of ectomycorrhizal amelioration of zinc toxicity. *New Phytol.* 106:545-553.
45. De Vitre, R.R., Belzile, N. & Tessier, A. (1991). Speciation and adsorption of arsenic on diagenetic iron oxyhydroxides. *Limnol. Oceanogr.* 36:1480-1485.
46. De Vos, C.H.R. & Schat, H. (1991). Free radicals and heavy metal tolerance. In: (Eds. Rozema, J. & Verkleij, J.A.C.), *Ecological Responses to Environmental Stresses*, pp. 22-30. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
47. De Vos, C.H.R., Schat, H., Vooijs, R. & Ernst, W.H.O. (1989). Copper-induced damage to the permeability barrier in roots of *Silene cucubalus*. *J. Plant Physiol.* 135:164-169.
48. De Vos, C.H.R., Vonk, M.J., Vooijs, R. & Schat, H. (1992). Glutathione depletion due to copper-induced phytochelatin synthesis causes oxidative stress in *Silene cucubalus*. *Plant Physiol.* 98:853-858.
49. Dijkshoorn, W., Lampe, J.E. & Van Broekhoeven, L.W. (1981). Influence of soil pH on heavy metals in rye grass from sewage sludge anendea soil. *Plant Soil* 61:277-284.
50. Dirksz, P.W., Otte, M.L. & Palsma, A.J. (1990). Ruimtelijke verspreiding en gedrag van zware metalen en arseen in de Biesbosch. Eindrapport bodemkartering Hoofdst. 2.5 en 2.6. (Rijkswaterstaat).
51. Djingova, R., Wagner, G. & Peshev, D. (1995). Heavy metal distribution in Bulgaria using *Populus nigra* 'Italica' as a biomonitor. *Sci. Tot. Environ.* 172:151-158.
52. Djingova, R., Wagner, G., Kuleff, I. & Peshev, D. (1996). Investigations on time dependent variations in metal concentration in leaves of *Populus nigra* 'Italica'. *Sci. Tot. Environ.* 184:197-202.
53. Dueck, Th.A. (1986). Impact of heavy metals and air pollutants on plants. Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam.
54. Dueck, Th.A., Visser, P., Ernst, W.H.O. & Schat, H. (1986). VA Myccorhizae decrease zinc toxicity to grasses growing in zinc-polluted soil. *Soil Biol. Biochem.* 18:331-333.
55. Dueck, T.A. *et al* (1987). The combined influence of sulphur dioxide and copper on two populations of *Trifolium repens* and *Lolium perenne*. *Plant Science* 51:119-127.

-
56. Dueck, Th.A. & Ernst, W.H.O. (1991). Soil pollution and changes in vegetation due to heavy metals in sinter-pavement. *Chemosphere* 16:1021-1030.
 57. Edwards, S. C., Macleod, L. & Lester, J.N. (1998). The bioavailability of copper and mercury to the common nettle (*Urtica dioica*) and the earthworm *Eisenia fetida* from contaminated dredge spoil. *Water Air Soil Poll.* 102:75-90.
 58. Eriksson, I.E. (1990). Effects of nitrogen-containing fertilizers on solubility and plant uptake of cadmium. *Water Air Soil Pollut.* 49:245-253.
 59. Ernst, W.H.O. (1974). *Schwermetallvegetation der Erde*. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
 60. Ernst, W.H.O. (1990). Mine vegetation in Europe. In: (Ed. Shaw, A.J.) *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, pp. 22-32, CRC Press, Boca Raton, Florida.
 61. Ernst, W.H.O. (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.* 11:163-167.
 62. Ernst, W.H.O. & Van der Werff, M. (1978). Aquatic angiosperms as indicators of copper contamination. *Arch. Hydrobiol.* 85:1-11.
 63. Ernst, W.H.O., Verkleij, J.A.C. & Vooijs, R. (1983). Bioindication of a surplus of heavy metals in terrestrial ecosystems. *Environ. Monit. Assess.* 3:297-305.
 64. Ernst, W.H.O., Verkleij, J.A.C. & Schat, H. (1992). Metal tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 41:229-248.
 65. Eskew, P.L., Welch, R.M. & Gary, E.E. (1983). Nickel, an essential micronutrient for legumes and possibly all higher plants. *Science* 222:621-623.
 66. Esser, H.B. (1996). Reference concentration for heavy metals in mineral soils, oat, and orchard grass (*Dactylis glomerata*) from three agricultural regions in Norway. *Water, Air Soil Pollution* 89:375-397.
 67. Ewers, U. (1991). Standards, guidelines, and legislative regulations concerning metals and their compounds. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 687-711. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
 68. Farago, M.E. & Cole, M.M. (1988). Nickel and Plants. In: (Ed. H. Sigel) *Metal Ions in Biological Systems*, pp. 47-90, Marcel Dekker Inc. New York.
 69. Fernandes, J.C. & Henriques, F.S. (1991). Biochemical, physiological and structural effects of excess copper in plants. *Botanical Rev.* 57:246-273.

-
70. Florijn, P.J. (1993). Differential distribution of cadmium in lettuce (*Lactuca sativa* L.) and maize (*Zea mays* L.). Proefschrift Wageningen Universiteit.
 71. Florijn, P.J. & Van Beusichem, M.L. (1993). Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. *Plant Soil* 150:25-32.
 72. Foy, C.D., Chaney, R.L. & White, M.C. (1978). The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant. Physiol.* 29:511-566.
 73. Frantzen, N. (1990). Macrofyten en de beoordeling van verontreinigde waterbodems. AquaSense rapport 90092.
 74. Gartside, D.W. & McNeilly, T. (1974). The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. II. Copper tolerance in normal populations of different plant species. *Heredity* 32:335-348.
 75. Gekeler, W., Grill, E., Winnacker, E.L. & Zenk, M.H. (1989). Survey of the plant kingdom for the ability to bind heavy metals through phytochelatins. *Z. Naturforsch.* 44c:361-369.
 76. Gildon, A. (1983). The relationship of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and copper nutrition. *J. Sci. Food Agricult.* 34:56-57.
 77. Gorsuch, J.W., Kringle, R.O. & Robillard, K.A. (1989). Chemical effects on the germination and early growth of terrestrial plants. In: Wang (ed.), *Plants for Toxicity Assessment*, pp. 49-58. ASTM Baltimore.
 78. Greger, M. & Ögren, E. (1991). Direct and indirect effects of Cd²⁺ on photosynthesis in sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiol. Plant.* 83:129-135.
 79. Griffioen, W.A.J., Ietswaart, J.H. & Ernst, W.H.O. (1994). Mycorrhizal infection of an *Agrostis capillaris* population on a copper contaminated soil. *Plant Soil.* 158:83-89.
 80. Grill, E., Winnacker, E-L. & Zenk, M.H. (1987). Phytochelatins, a class of heavy-metal-binding peptides from plants are functionally analogous to metallothioneins. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 84:439-443.
 81. Grill, E., Winnacker, E-L. & Zenk, M.H. (1989). Phytochelatins, the heavy-metal-binding of plants are synthesized from glutathione by a specific γ -glutamylcysteine dipeptyl transpeptidase (PC synthase). *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 86:6838-6842.
 82. Guha, M.M. & Mitchell, R.L. (1966). The trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees. *Plant Soil* 24:90-112.
 83. Guillardzone, P. (1991). The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submerged macrophytes. *Aquat. Bot.* 41:87-109.
 84. Gupta, M. & Chandra, P. (1998). Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged monophyte *Vallisneria spiralis*. *Environ. Poll.* 103:327-332.

85. Gupta, M., Tripathi, R.D., Rai, U.N. & Chandra, P. (1998). Role of glutathione and phytochelatin in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royce and *Vallisneria spiralis* L. under mercury stress. *Chemosphere* 37:785-800.
86. Hamon, R., Wundke, I., McLaughlin, M. & Naider, R. (1997). Availability of zinc and cadmium to different plant species. *Aust. J. Soil Res.* 35:1267-1277.
87. Hampp, R & Ziegler, H. (1974). Der Einfluß von Bleiionen auf Enzyme der Chlorophyllbiosynthese. *Z. Naturforschung* 29:552-558.
88. Hapke, H.J., (1991). Metal accumulation in the food chain and load of feed and food. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 469-479. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
89. Harmens, H., Cornelisse, E., Den Hartog, P.R., Ten Bookum, W.M. & Verkleij, J.A.C. (1993). Increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke is not due to increased production of phytochelatin. *Plant Physiol.* 103:1305-1309.
90. Harmens, H., Koevoets, P.L.M., Verkleij, J.A.C. & Ernst, W.H.O. (1994). The role of low molecular weight organic acids in the mechanism of increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytol.* 126:615-621.
91. Hauschild, M.Z. (1993a). Chromium content of leaves reveals chromium (III)-stress of higher plants before sensitive biomarkers do. *Sci. Tot. Environ.*, suppl. 1345-1352.
92. Hauschild, M.Z. (1993b). Putrescine (1,4 diaminobutane) as an indicator of pollution induced stress in higher plants: barley and rape stressed with Cr (III) or Cr (VI). *Ecotox. Environ. Safety* 26:228-247.
93. Hogan, G.D. & Rauser, W.E. (1981). Role of copper binding, absorption and translocation in copper tolerance of *Agrostis gigantea* Roth. *J. Exp. Bot.* 32:27-36.
94. Huang, J.W., Chen, J., Berti, W. & Cunningham, S.D. (1997). Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31:800-805.
95. Huang, J.W. & Cunningham, S.D. (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol.* 134:75-84.
96. Huang, C.H. & Mitchell, R.A. (1972). Arsenate and phosphate as modifiers of adenosine triphosphate driven energy-linked reduction. Kinetic study of the effects of modifiers on inhibition by adenosine diphosphate. *Biochemistry* 11:2278-2283.
97. Hunter J.G. & Vergano G. (1952). Nickel toxicity in plants. *Proceedings of the association of applied biologists*, pp. 279-284.

-
98. Ietswaart, J.H., Griffioen, W.A.J. & Ernst, W.H.O. (1992). Seasonality of VAM infection in three populations of *Agrostis capillaris* (Gramineae) on soil with or without heavy metal enrichment. *Plant Soil* 139:67-73.
 99. Jana, S. & Choudhuri, M.A. (1984). Synergistic effects of heavy metal pollutants on senescence in submerged aquatic plants. *Water Air Soil Poll.* 21:351-357.
 100. Janssen, R.P.T., Peijnenburg, W.J.G.M., Posthuma L. & Van den Hoop, M.A.G.T. (1997). Equilibrium partitioning of heavy metals in dutch field soils. I. Relationship between metal partitioning coefficients and soil characteristics. *Environ.Tox.Chem.* 16:2470-2478.
 101. Jarvis, S.C., Jones, L.H.P. & Hopper, M.J. (1976). Cadmium uptake from solution by plants and its transport from roots to shoots. *Plant Soil.* 44:179-191.
 102. Jastrow, J.D. & Koeppe, D.E. (1980). Uptake and effects of cadmium in higher plants. In: (Ed. J. Nriagu) *Cadmium in the environment*. pp. 607-638. John Wiley, New York.
 103. Jones, L.H.P. , Clement, C.R. & Hopper, M.J. (1973). Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. *Plant Soil* 38:403-414.
 104. Jowett, D. (1958). Populations of *Agrostis* spp. Tolerant of heavy metals. *Nature* 182:816-817.
 105. Jus, C. & Mench, M. (1992). Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. In: (Ed. D.C. Adriano) *Bio-geochemistry of Trace Metals*, pp. 159-193. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
 106. Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (1989). Trace elements in soils and plants. CRC Press Boca Raton, Fl.
 107. Kastori, R., Petrovic, M. & Petrovic, N. (1992). Effect of excess lead, cadmium, copper and zinc on water relations in sun flower. *J. Plant Nutr.* 15:2427-2439.
 108. Kayser, A. & Felix, H.R. (1996). Biologische Dekontamination schwermetallbelasteter Böden mit metallakkumulierenden Pflanzen. Ergebnisse aus drei Jahren Feldversuchen. *BGS-Bulletin*, pp. 97-100.
 109. Keltjens, W.G. & Van Beusichem, M.L. (1998). Phytochelatins as miobarkers for heavy metal toxicity in maize: single metal effects of copper and cadmium. *J. Plant Nutr.* 21:635-648.
 110. Koeppe, D.E. (1977). The uptake, distribution and effect of cadmium and lead in plants. *Sci. Tot. Environ.* 7:197-206.
 111. Kuboi, T., Noguchi, A. & Yarzahi, J. (1986). Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil* 92:405-415.
 112. Küpper, H., Küpper, F. & Spiller, M. (1998). In *situ* detection of heavy metal substituted chlorophylls in water plants. *Photosynthesis Res.* 58:123-133.

-
113. Kuiters, A.T. (1987). Phenolic acids and plant growth in forest ecosystems. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.
 114. Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Motto, H. & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. Environ. Sci. Technol. 29:1232-1238.
 115. Kutchera, L. & Lichtenegger, E. (1992). Wurzelatlas Mitteleuropäischer Grünlandpflanzen. Fisher Verlag, Stuttgart.
 116. Labrecque, M., Teodurescu, T.I. & Daigle, S. (1995). Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. Plant Soil 171:303-316.
 117. Lane, S.D., Martin, E.S. & Garrod, J.F. (1978). Lead toxicity effects on IAA induced cell elongation. Planta 144:79-84.
 118. Larsen, V.J. & Schierup, H.-H. (1981). Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake II: Seasonal changes in heavy metal content of above-ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Aquatic Botany 11:197-210.
 119. Lee, C.K., Low, K.S. & Hew, N.S. (1991). Accumulation of arsenic by aquatic plants. Sci. Tot. Environ. 103:215-227.
 120. Lenka, M., Das, B.L., Panda, K.K. & Panda, B.B. (1993). Mercury-tolerance of *Chloris barbata* S.W. and *Cyperus rotundus* L. isolated from contaminated sites. Biol. Plantarum 35:443-446.
 121. Leonard, A. (1991). Arsenic. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology, pp. 751-774. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
 122. Leonard, T.L., Taylor, G.E., Gustin, M.S. & Fernandez, G.C.J. (1998a). Mercury and plants in contaminated soils: I. Uptake, partitioning and Hg emission to the atmosphere. Environ. Tox. Chem. 17:2063-2071.
 123. Leonard, T.L., Taylor, G.E., Gustin, M.S. & Fernandez, G.C.J. (1998b). Mercury and plants in contaminated soils: II. Environmental and physiological factors governing mercury flux to the atmosphere. Environ. Tox. Chem. 17:2071-2079.
 124. Levitt, J. (1980). Responses of Plants to Environmental Stresses. Acad. Press, New York.
 125. Leyal, C., Turnau, K. & Haselwandter, K. (1997). Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. Mycorrhiza 7:139-153.
 126. Lolkema, P.C. (1985). Copper resistance in higher plants. Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam.
 127. Lolkema, P.C., Donker, M.H., Schouten, A.J. & Ernst, W.H.O. (1984). The possible role of metallothioneins in copper tolerance of *Silene vulgaris*. Planta 162:174-179.

-
128. Lone, S.D., Martin, E.S. & Garrod, J.F. (1978). Lead toxicity effects on indole-3-acetic acid induced cell elongation. *Planta* 144:79-84.
 129. Machlis, L. (1941). Accumulation of arsenic in shoots of sudangrass and bushbean. *Plant Physiol.* 16:521-543.
 130. Macnair, M.R. (1993). The genetics of metal tolerance in vascular plants. *New Phytol.* 124:541-559.
 131. Macnair, M.R. & Cumbes, Q. (1987). Evidence that arsenic tolerance in *Holcus lanatus* L. is caused by an altered phosphate uptake system. *New Phytol.* 107:387-394.
 132. Macnicol, R.D. & Becket, P.H.J. (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant Soil* 85:107-129.
 133. Marcus-Wyner, L. & Rains, D.W. (1982). Uptake, accumulation and translocation of arsenic compounds by cotton. *J. Environ. Qual.* 11:715-719.
 134. Marin, A.R., Pezashki, S.R., Masschelen, P.H. & Choi, H.S. (1993). Effect of dimethylarsenic acid (DMAA) on growth, tissue arsenic, and photosynthesis of rice plants. *Journal of Plant Nutrition* 16:865-880.
 135. Marshner, H. (1995). *Mineral nutrition in higher plants*. Academic Press, London.
 136. McNaughton, S.J., Folsom, T.C., Lee, T., Park, F., Price, C., Roeder, D., Sahmilz, I. & Stockwell, C. (1974). Heavy Metal Tolerance in *Typha latifolia* without the evolution of tolerant races. *Ecology* 55:1163-1165.
 137. Meharg, A.A., Bailay, J., Breadmore, K. & Macnair, M.R. (1994). Biomass allocation, phosphorus nutrition and vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in clones of Yorkshire fog, *Holcus lanatus* L. (Poaceae) that differ in their phosphate uptake kinetics and tolerance to arsenate. *Plant Soil* 160:11-20.
 138. Meharg, A.A., Cumbes, Q.J. & Macnair, M.R. (1993). Pre-adaptation of Yorkshire fog, *Holcus lanatus* L. (Poaceae) to arsenate tolerance. *Evolution* 47:313-316.
 139. Meharg, A.A. & Macnair, M.R. (1990). An altered phosphate uptake system in arsenate-tolerant *Holcus lanatus* L. *New Phytol.* 116:29-35.
 140. Mench, M. & Martin, E. (1991). Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant Soil* 132:187-196.
 141. Morel, J.L., Mench, M. & Guckert, A. (1987). Dynamique des métaux lourds dans la rhizosphère: rôle des exudats racinaires. *Rev. Biol. Sol.* 24:485-492.
 142. Murphy, A. & Taiz, L. (1995). Comparison of metallothionein gene expression and non-protein thiols in ten *Arabidopsis* ecotypes. *Plant Physiol.* 109:945-954.

143. Nederlandse Oecologische Flora. Wilde Planten en hun relaties, deel I-V. 1987-1995.
144. Nentenaar, H. (1998). Invloed van cadmium en zink op de ontwikkeling van (water)planten in uiterwaarden. Scriptie Vrije Universiteit Amsterdam.
145. Ngriagu, J.O. (1980). Nickel in the Environment. John Wiley, New York.
146. Nissen, L.R. & Lepp, N.W. (1997). Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of *Salix* species. Biomass & Bioenergy 12:115-120.
147. Nobel, W., Mayer, T. & Kohler, A. (1983). Submerse Wasserpflanzen als Testorganismen für Belastungstoffe. Z. Wasser. Abwass. Forsch. 16:87-90.
148. Ohnesorge, F.K. & Wilhelm, M. (1991). Zinc. In: (Eds: Merian, E. & Haerdi, W.) Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology, pp. 1309-1342. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
149. Otte, M.L. (1991). Heavy metals and arsenic in vegetation of salt marshes and floodplains. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
150. Otte, M.L., Rozema, J., Beek, M.A., Kater, B.J. & Broekman, R.A. (1990). Uptake of arsenic by estuarine plants and interactions with phosphate in the field (Rhine estuary) and under outdoor experimental conditions. Sci. Tot. Environ. 97/98:839-854.
151. Otte, M.L. & Ernst, W.H.O. (1994). Arsenic in vegetation of wetlands. In: (Ed. J.O. Nriagu) Arsenic in the Environment, Part 1: Cycling and Characterization, pp. 365-37. John Wiley & Sons, Heidelberg.
152. Outridge, P.M. & Noller, B.N. (1991). Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants. Rev. Environ. Cont. Tox. 121:1-58.
153. Peverly, J.H., Surface, J.M. & Wang, T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. Ecol. Engineer. 5:21-35.
154. Pitchel J. & Salt, C.A. (1998). Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes. J. Environ. Qual. 27:618-624.
155. Pratt, P.F., Bair, F.L. & McLean, G.W. (1964). Reactions of phosphate with soluble and exchangeable nickel. SSSA proc. 28:363-365.
156. Pushon, T. & Dickinson, N.M. (1997). Acclimation of *Salix* to metal stress. New Phytol. 137:303-314.
157. Rauser, W.E. (1995). Phytochelatins and related peptides; structure, biosynthesis and function. Plant Physiol. 109:1141-1149.

158. Rauser, W.E. & Ackerley, C.A. (1987). Localization of cadmium in granules within differentiating and mature root cells. *Can. J. Bot.* 65:643-646.
159. Rebele, F., Surma, A., Kuznik, C., Bornkamm, R. & Breij, T. (1993). Heavy metal contamination of spontaneous vegetation and soil around the copper smelter Legnica. *Acta. Soc. Bot. Pol.* 62:53-57.
160. Reuter, D.J., Loneragan, J.F., Robson, A.D. & Plankett, D. (1982). Zn in subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.). I. Effects of Zn supply on distribution of Zn and dry weight among plant parts. *Aus. J. Agric. Res.* 9:446-463.
161. Ribeyre, F. & Boudou, A. (1990). Bioaccumulation of mercury compounds in two aquatic plants (*Elodea densa* and *Zudwigia natans*): Actions and interactions of four abiotic factors. In: (Eds. Wang, W., Gorsuch, J.W. en Zower, R.W.) *Plants for Toxicity Assessment*, ASTM 1091, pp. 97-113. Am. Soc. Tent. Mat., Philadelphia.
162. Robinson, N.J., Tommey, A.M., Kuske, C. & Jackson, P. (1993). Plant Metallothioneins. *Biochem. J.* 295:1-10.
163. Ross, S.M. (1994). *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley & Sons Inc., New York.
164. Rozema, J. & Verhoef, H.A (1996). *Leerboek toegepaste oecologie*. Amsterdam.
165. RUL (1995). Kwantificering van de gezondheidsrisico's in relatie tot de oevergrondcontaminatie van de Maas. Rijks Universiteit Limburg, vakgroep Gezondheidsrisico Analyse en Toxicologie.
166. Rugh, C.L., Wilde, H.D., Slack, N.M. & Meagher, R. (1996). Mercuric reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial *mer A* gene. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 93:3182-3187.
167. Salomons, W. & Förstner, U. (1984). *Metals in the hydrocycle*. Springer Verlag, Berlin.
168. Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, P.B., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I. & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/Technol.* 13:468-474.
169. Salt, D.E., Pickering, J.J., Prince, R.C., Gleba, D., Dushenkov, S., Smith, R.D. & Raskin, J. (1997). Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian mustard. *Environ. Sci. Technol.* 31:1636-1644.
170. Salt, D.E. & Rauser, W.E. (1995). Mg-ATP-dependent transport of phytochelatin across the tonoplast of oat roots. *Plant Physiol.* 107:1293-1301.
171. Sanders, J.R. (1987). Zinc, copper and nickel concentrations in soil extracts and crops grown on four soils treated with metal-loaded sewage sludge. *Environ. Poll.* 44:193-210.

-
172. Schat, H. & Kalff, M.M.A. (1992). Are phytochelatins involved in differential metal tolerance or do they merely reflect metal-imposed strain? *Plant Physiology* 99:1475-1480.
 173. Schat, H. & Ten Bookum, W.M. (1992). Genetic control of copper tolerance in *Silene vulgaris*. *Heredity* 68:219-229.
 174. Schat, H. & Vooijs, R. (1997). Multiple tolerance and co-tolerance to heavy metals in *Silene vulgaris*: a co-segregation analysis. *New Phytol.* 136:489-496.
 175. Schat, H. & Verkleij, J.A.C. (1998). Biological Interaction: the role for non-woody plants in phytoremediation: possibilities to exploit adaptive heavy metal tolerance. In: (Eds. Vangronsveld, J. en Cunningham, S.D.) *Metal-contaminated soils: in situ activation and phytoremediation* pp. 51-65. Landes Bioscience, Austin, Texas.
 176. Schat, H., Sharma, S.S. & Vooijs, R. (1997). Heavy metal-induced accumulation of free proline in a metal-tolerant and a nontolerant ecotype of *Silene vulgaris*. *Plant Physiol.* 101:477-482.
 177. Schat, H., Vooijs, R. & Kuiper, E. (1996). Identical major gene loci for heavy metal tolerances that have independently evolved in different local populations and subspecies of *Silene vulgaris*. *Evolution* 50:1888-1895.
 178. Schat, H. (1999). Plant responses to inadequate and toxic micronutrient availability: general and nutrient-specific mechanisms. In: (Eds. Gissel-Nielsen, G. & Jensen, A.) *Plant nutrition-molecular biology and genetics*, pp. 311-321. Kluwer acad. Press, The Netherlands.
 179. Scheinberg, H. (1991). Copper. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 893-908. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
 180. Schierup, H.-H. & Larsen, V.J. (1981a). Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake I: Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 11:197-210.
 181. Schierup, H.-H. & Larsen, V.J. (1981b). Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake II: Seasonal changes in heavy metal content of above-ground biomass and decomposing leaves. *Aquatic Botany* 11:211-221.
 182. Schlenk, D., Wolford, L., Chelius, M., Steevens, J. & Chan, K.M. (1997). Effect of arsenite, arsenate, and the herbicide monosodium methyl arsonate (MSMA) on hepatic metallothionein expression and lipid peroxidation in channel catfish. *Comp. Biochem. Physiol.* 118C:177-183.
 183. Schöffl, F., Prandle, R. & Reindl, A. (1998). Regulation of heat-shock response. *Plant Physiol.* 117:1135-1141.

-
184. Sharma, S.S., Schat, H., Vooijs, R. & Van Heerwaarden, L.M. (1999). Combination toxicology of copper, zinc and cadmium in binary mixtures: concentration-dependent antagonistic, non-additive and synergistic effects on root growth in *Silene vulgaris*. *Environ. Tox. Chem.* 18:348-355.
 185. Sharples, J.M., Meharg, A.A., Chambers & S.M. Cairney, J.W.G. (1999). Arsenate sensitivity in ericoid and ectomycorrhizal fungi. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1848-1855.
 186. Sneller, F.E.C., Van Heerwaarden, L.M., Schat, H. & Verkleij, J.A.C. (2000). Joint effects of arsenate and cadmium in mixture: effects on root growth metal uptake and phytochelatin accumulation in *Silene vulgaris*. *Environ. Tox. Chem.* (in press).
 187. Sneller, F.E.C., Noordover, E.C.M., Ten Bookum, W.M., Schat, H., Bedaux, J. & Verkleij, J.A.C. (1999a). Quantitative relationship between phytochelatin accumulation and growth inhibition during prolonged exposure to cadmium. *Ecotoxicology* 8:167-175.
 188. Sneller, F.E.C., Van Heerwaarden, L.M., Kraayeveld-Smit, J.L., Ten Bookum, W.M., Koevoets, P.L.M., Schat, H. en Verkleij J.A.C. (1999b) Toxicity of arsenate in *Silene vulgaris*, accumulation and degradation of arsenate-induced phytochelatin. *New Phytol.* 144:223-232.
 189. Sneller, F.E.C. (1999). Phytochelatins as a biomarker for heavy metal toxicity in terrestrial plants. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.
 190. Spence, D.H.N. (1957). Studies on the vegetation of shetlands. I. The serpentines debris vegetation in Unst. *J. Ecol.* 45:917-945.
 191. Sprenger, M. & McIntosh, A. (1989). Relationship between concentration of aluminium, cadmium, lead, and zinc in water, sediments, and aquatic macrophytes in six acidic lakes. *Arch. Environ. Contam. Tox.* 18:225-231.
 192. Stöppler, M. (1991). Cadmium. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 803-851. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
 193. Sunderman, W.F. Nickel. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 1101-1126. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
 194. Tack, F.M. & Verloo, M.G. (1996). Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica*). *Sci. Tot. Environ.* 192:31-33.
 195. Taylor, G.I. & Crowder, A.A. (1983). Uptake and accumulation of copper, nickel and iron by *Typha latifolia* grown in solution culture. *Can. J. Bot.* 61:1825-1830.
 196. Taylor, G.J. (1987). Exclusion of metals from the symplast: a possible mechanism of metal tolerance in higher plants. *J. Plant. Nutr.* 10:1213-1222.

197. Temminghoff, E.J.M. (1998). Chemical speciation of heavy metals in sandy soils in relation to availability and mobility. Proefschrift Landbouw Universiteit Wageningen.
198. Turner, A.P. (1994). The responses of plants to heavy metals. In: S.M. Ross (ed.). Toxic Metals in soil-plant systems. pp. 153-187. J. Wiley. Sussex UK.
199. Turner, A.P. & Dickinson, N.M. (1993). Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (Sycamore) seedlings on metalliferous soils. New Phytol. 123:509-521.
200. Van Assche, F. & Clijsters, H. (1990). Effects of metals on enzyme activity in plants. Plant Cell Environ. 13:195-206.
201. Van der Werff, M. (1981). Ecotoxicity of heavy metals in aquatic and terrestrial higher plants. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.
202. Van Doornmalen, J., Jorritsma, J.D., Rozema, J., Broekman, R.A. & Nelissen, H.J.M. (1993). Biomonitoring van cadmium, koper, lood en zink met *Urtica dioica* (Grote Brandnetel) in de Biesbosch. Flevobericht nr. 376, RWS Lelystad.
203. Vangrondsveld, J. & Clijsters, H. (1992). A biological test system for the evaluation of metal phytotoxicity and immobilisation by additives in metal-contaminated soils. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology, pp. 117-125. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.
204. Van Hesteren, S., Van de Leemkule, M.A. & Pruiksma, M.A. (1998). Minimale bodemkwaliteit: een gebruiksgericte benadering vanuit de ecologie. Deel I: Metalen TCB R08 WEB Natuurontwikkeling.
205. Van Rossum, P. (1998). Mobilisatie en herkomst van arseen in de bodem van de provincie Noord-Holland. Onderzoeksrapport Provincie Noord-Holland, Haarlem.
206. Van Straalen, N.M. & Verkleij, J.A.C. (red.). 1993. Leerboek Oecotoxicologie, VU Uitgeverij, Amsterdam.
207. Vázquez, M.D., Porchenrieder, Ch. & Barcelo, J. (1992). Ultrastructural effects and localization of low cadmium concentrations in bean roots. New Phytol. 120:215-226.
208. Vergnano Gambi, O., Gabrielli, R. & Pancaro, L. (1982). Nickel, chromium and cobalt in plants from Italian serpentine areas. Acta Oecol. 3:291-320.
209. Verkleij, J.A.C. (1994). Effects of heavy metals, organic substances and pesticides on higher plants. In: (Eds. Donker, M.H., Eijssackers, H. en Helmbach, F.) Ecotoxicology of Soil Organisms, pp. 139-161. CRC Press, Boca Raton, Florida.
210. Verkleij, J.A.C. en Ernst, W.H.O. (1991). Milieugevaarlijke stoffen en de effecten op hogere planten. In: (Eds. Hekstra, G.P. & Van der Linden, F.J.M.) Flora en Fauna chemisch Onder Druk. pp. 81-102. Pudoc Wageningen.

211. Verkleij, J.A.C., Koevoets, P.L.M., Blake-Kalff, M.M.A. & Chardonens, A.N. (1998). Evidence for an important role of the tonoplast in the mechanism of naturally selected zinc tolerance in *Silene vulgaris*. *J. Plant Physiol.* 153:188-191.
212. Vink, J.P.M. (1999). Beschikbaarheid van zware metalen in Maas uiterwaarden en in reducerend sediment. RIZA rapport 99.167X, Lelystad.
213. Vink, J.P.M. & Hendriks, J. (1999). Zware metalen wel degelijk een ecotoxicologisch risico. *H₂O* 13:38-39.
214. Vink, J.P.M., Van de Guchte, C., Van der Heijdt, L.M., Zwolsman, G.J., Van Steenwijk, J. & Tuinstra, J. (1999). Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment: beoordeling van biobeschikbare fracties en toetsing aan ecotoxicologische normen. AKWA document 99.007, Lelystad.
215. Wagner, C.J. & Yeagan, R. (1986). Variation in cadmium accumulation potential and tissue distribution of cadmium in tobacco. *Plant Physiol.* 82:274-279.
216. Wainwright, S.J. & Woolhouse, H.W. (1977). Some physiological aspects of copper and zinc tolerance in *Agrostis tenuis* Sibtl.: Cell elongation and membrane damage. *J. Exp. Bot.* 28:1029-1036.
217. Wallace, A. & Abou-Zamzam, A.M. (1989). Low levels, but excesses, of five different trace elements, single and in combination, on interactions in bush beans grown in solution culture. *Soil Sci.* 147:439-441.
218. Wallace, A. & Berry, W.L. (1989). Dose-response curves for zinc, cadmium and nickel in combination of one, two or three. *Soil Sci.* 147:401-410.
219. Wallace, A., Souti, S.M., Cha, J.W. & Romney, E.M. (1976). Some effects of chromium toxicity on basis bean plants grown in soils. *Plant Soil* 44:471-473.
220. Wang, W. (1986). Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed. *Environ. Poll.* 11:1-14.
221. Wang, W. (1987). Toxicity of nickel to common duckweed (*Lemna minor*). *Environ. Tox. Chem.* 6:961-967.
222. Weaver, R.W., Melton, J.R., Wang, D. & Duble, R.L. (1984). Uptake of arsenic and mercury from soil by bermudagrass *Cynodon dactylon*. *Environ. Pollut.* 33:133-142.
223. Webb, J.L. (1966) In: (Ed. Webb, J.L.) *Enzyme and metabolic inhibitors* Vol III, pp. 595-793. Academic Press, New York.
224. Weigert, P. (1991). Metal loads of food of vegetable origin including mushrooms. In: (Eds. Merian, E. & Haerdi, W.) *Metal compounds in environment and life 4: Interrelations between chemistry and biology*, pp. 449-468. Sci. Technol. Letters, Northwood, UK.

-
225. White, M.C., Dekker, A.M. & Chaney, R.L. (1979). Different cultivar tolerance in soybean to phytotoxic levels of Zn. I. Range of cultivar respons. *Agron. J.* 71:121-126.
226. WHO (1991). 41st Report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives.
227. Wierzbicka, M. (1993). How lead can easily enter the food chain. A study of plant roots. *Sci. Tot. Environ.* 1:423-429.
228. Wierzbicka, M. (1995). How lead loses its toxicity to plants. *Acta Soc. Bot. Pol.* 64:81-90.
229. Wierzbicka, M. (1998). Lead in the apoplast of *Allium cepa* L. root tips ultrastructural studies. *Plant Sci.* 133:105-119.
230. Wolterbeek, H.Th. & Van der Meer, A.J.G.M. (1996). Transport of arsenic, cadmium, copper and zinc in *Potamogeton pectinatus* L.: radio-tracer experiments with ⁷⁶As, ^{109,115}Cd, ⁶⁴Cu en ^{65,69}Zn. Universiteit Delft.
231. Wong, M.H. & Bradshaw, A.D. (1982). A comparison of the toxicity of heavy metals using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytol.* 91:55-261.
232. Woolhouse, H.W. (1983). Toxicity and tolerance in the response of plants to metals. In: (Eds. Pirson, A. & Zimmerman, M.H.), *Encyclopedia of Plant Physiology. New Series Vol. 12c*. Eds. Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B. and Ziegler, H. pp. 245-300. Springer Verlag, Berlin.
233. Wu, L. & Antonovics, J. (1975). Zinc and copper uptake by *Agrostis stolonifera*, tolerant to both zinc and copper. *New Phytol.* 75:231-237.
234. Wu, L., Bradshaw, A.D. & Thurman, D.A. (1975). The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. III: The rapid evolution of copper tolerance in *Agrostis stolonifera*. *Heredity* 34:165-187.
235. Yang, X.E., Baligar, V.C., Foster, J.C. & Martens, D.C. (1997). Accumulation and transport of nickel in relation to organic acids in rye grass and maize grown with different nickel levels. *Plant Soil* 196:271-276.
236. Yang, X.E., Baligar, V.C., Martens, D.C. & Clark, R.B. (1996a). Plant tolerance to nickel toxicity. I. Influx, transport and accumulation of Ni in four species. *J. Plant Nutr.* 19:73-85.
237. Yang, X.E., et al. (1996b). Plant tolerance to nickel toxicity II. nickel effects on influx and transport of mineral nutrients in four species. *J. Plant Nutr.* 19:265-279.
238. Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H. & Willis, A.J. (1997). Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytol.* 136:469-480.

-
239. Ye, Z.H., Baker, A.J.M., Wong, M.H. & Willis, A.J. (1998). Zn, Pb and Cd accumulation and tolerance in *Typha latifolia* as affected by iron plaque on the root surface. *Aq. Bot.* 61:55-67.

Synthese en overzichtstabellen

Inhoudsopgave

- 1 Inleiding
- 2 Zink
- 3 Cadmium
- 4 Koper
- 5 Nikkel
- 6 Lood
- 7 Kwik
- 8 Chroom
- 9 Arseen

Overzichtstabellen

1 Inleiding

In dit hoofdstuk zijn de literatuurgegevens over mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen en arseen bij uiterwaardenvegetatie nader geëvalueerd, gebundeld en ter vergelijking naast elkaar gezet. Daarbij is een poging gedaan een vertaalslag te maken tussen beschikbaarheid (onder geïnundeerde en nietgeïnundeerde omstandigheden) en de opname en accumulatie.

In deze synthese is ervoor gekozen om de beschikbare gegevens per element te presenteren en zijn, voor zover mogelijk, de volgende categorieën aangelegd:

1. Concentraties in bodem.
2. Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit.
3. Opname en transport.
4. Concentraties in planten.
5. Richtlijnen.
6. Voedselketen.
7. Conclusies.

Dit hoofdstuk wordt afgesloten met overzichtstabellen waarin deze categorieën zijn opgenomen. Voor nadere informatie en literatuurverwijzingen wordt verwezen naar het hoofddocument.

2 Zink

Concentraties in bodems

De Zn concentratie in de lithosfeer is gemiddeld 80 mg.kg^{-1} dw. In niet-gecontamineerde bodems worden concentraties gevonden tussen $10\text{--}300 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw Zn gehalten in land- en tuinbouwgrond in Duitsland liggen tussen $3\text{--}50 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw (67). De Zn concentraties in verontreinigde grond, zoals in de Brabantse Kempen, kunnen oplopen van een paar duizend tot zelfs meer dan tienduizend mg.kg^{-1} dw. Voor uiterwaarden bodems zijn gegevens beschikbaar van de Waal (RIZA, in prep.) en van de Maas (212) die oplopen tot 2743 mg.kg^{-1} dw. Van een locatie bij de Waal zijn concentraties in poriewater $80\text{--}100 \mu\text{g.l}^{-1}$ (0-20 cm diepte) en in Maas uiterwaarden $20\text{--}90 \text{ mg.l}^{-1}$ (0-200 cm diepte) (212). Voor veel uiterwaardenbodems is zink de klassebepalende parameter.

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

De mobiliteit van Zn is in zijn algemeenheid hoog vergeleken met ander metalen en As, maar de toxiciteit is relatief laag. De beschikbaarheid van Zn neemt af bij verlaging van de E_h (redoxpotentiaal), bij hoge CEC waarden (cation exchange capacity), bij toename van het aandeel organisch materiaal in de bodem en met toename van de bodem pH. De afname van de beschikbaarheid bij hogere pH is een gevolg van de verlaagde oplosbaarheid van Zn-mineralen en de toenemende absorptie van Zn aan negatief-geladen colloïdale bodemdeeltjes. Daarentegen wordt onder neutrale of alkalische omstandigheden de uitscheiding van fyto-sideroforen door grassen verhoogd, waardoor de Zn beschikbaarheid toeneemt.

Opname en transport

Bij hoge gehalten in de bodem wordt Zn voornamelijk door de wortels opgenomen. Toch heeft Zn vergeleken met andere metalen en As een hoge overdrachtscoëfficiënt van wortel naar spruit. In waterbodems en bij verhoogde pH (6,8-8,0) blijkt de bicarbonaatconcentratie (HCO_3^-) verhoogd

en deze verhindert de Zn opname en translocatie naar de spruit, tenminste in rijst.

Concentraties in planten

Voor Zn concentraties in planten werden verschillende ranges gevonden: 1-40 mg.kg⁻¹ dw, waarbij granen soms meer dan 100 mg.kg⁻¹ dw kunnen bevatten (17) of 21-70 mg.kg⁻¹ dw. In blad werd 15-100 mg.kg blad-dw gemeten.

In verschillende planten uit de uiterwaarden (totaal Zn in bodem: 470-1245 mg.kg⁻¹ dw) werden Zn concentraties in spruit en blad gemeten die boven deze waarden vallen. De translocatie naar de vrucht of zaad is daarentegen zeer laag.

Richtlijnen

In Nederland is de landelijke streefwaarde 140 mg.kg⁻¹ en de interventiewaarde is 720 mg.kg⁻¹. Het MTR-bodem bedraagt 160 mg.kg⁻¹. De streefwaarde voor grondwater is 10 µg.l⁻¹. De Nederlandse normen hebben betrekking op standaardbodem (O.S. = 10%, lutum = 25%), de waarden voor grondwater zijn onafhankelijk van het bodemtype (164). Als bovengrens voor Zn in de bodem is in de EU een waarde van 300 mg.kg⁻¹ dw vastgesteld (67). In Zwitserland is deze waarde 200 mg.kg⁻¹ dw (wateroplosbaar 0,5 mg.kg⁻¹ dw) (67). Voor drinkwater geldt in de EU een bovengrens van 0,1 mg.l⁻¹.

Voedselketen

Wat de doorvergiftiging in de voedselketen betreft kunnen granen soms meer dan 100 mg Zn.kg⁻¹ dw bevatten. Zn concentraties van 200-500 mg.kg⁻¹ dw in diervoer en van 25 mg.l⁻¹ in drinkwater zijn niet van toxicologische betekenis (88). De reden daarvoor is dat landbouwdieren als ook de mens een overmaat aan Zn kunnen uitscheiden en niet accumuleren. Zink heeft als industriële verontreiniging in voedingsproducten geen negatief effect op de gezondheid van de consument (88). Blootstelling aan een overmaat aan Zn via voedsel, water en lucht brengt in het algemeen geen risico met zich mee voor de lokale bevolking (148). De *maximum tolerable daily intake* voor de mens, zoals vastgesteld door de WHO, is 0,3-1,0 mg.kg⁻¹ lichaamsgewicht per dag (148). Normale concentraties in het voedsel geven de volgende waarden: vlees, vis en pluimvee: 10-200 mg.kg⁻¹ dw (gemiddeld 25 mg.kg⁻¹ dw); melk producten: 5 mg.kg⁻¹ dw; lever: 100-150 mg.kg⁻¹ dw; nier: 50-100 mg.kg⁻¹ dw (88).

Conclusie

De Zn concentraties in uiterwaardenbodems kunnen verhoogd zijn. De concentraties zijn deels duidelijk hoger dan de waarden voor land- & tuinbouwbodem en voor bodem volgens de richtlijnen in de EU. Ook de Zn gehalten in de bovengrondse delen van planten, die op uiterwaardengrond groeien zijn enigszins verhoogd. Het ecotoxicologische effect van Zn op planten wordt om reden van de wijde verspreiding als vrij hoog ingeschat in vergelijking met andere metalen. Een uitspraak over doorvergiftiging in de voedselketen is echter moeilijk te geven, voornamelijk omdat nog steeds te weinig gegevens verzameld zijn over concentraties in bodem en in vegetatie van uiterwaarden. Bovendien is niet bekend hoe de uitwerking in de voedselketen zal zijn van deze verhoogde concentraties in planten.

3 Cadmium

Concentraties in bodems

Van Cd is tot nu toe geen biologische functie bekend, het is hoogstwaarschijnlijk een niet-essentieel element. Bovendien is het in de natuur een zeldzaam element (3). In de lithosfeer is de gemiddelde concentratie van Cd $0,1 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (3). In bodems lopen de waarden uiteen van $0,005\text{-}2,9 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$, met een hoogste concentratie van $7 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (3). In land- en tuinbouwgronden in Duitsland worden concentraties tussen $0,1\text{-}1,0 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ gevonden (67). In verontreinigde bodem liggen de gemiddelde concentraties hoger: $1,4\text{-}134 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$, met uitschieters tot $365 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (oplosbaar Cd: $0,053\text{-}0,25 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$, tot $2,65 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$) (3).

In de twee data sets van uiterwaardenbodems (Waal en Maas) worden Cd gehalten gemeten van $0,5\text{-}22,3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. De poriewater concentraties liggen tussen $1\text{-}2,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (212). De verblijftijd van Cd in bodem is lang (15-1100 jaar) (3).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

De beschikbaarheid van cadmium is vergelijkbaar met het gedrag van zink. In vergelijking met andere metalen is de toxiciteit hoog.

Opname en transport

Cd wordt na de opname door de wortels vrij sterk naar de spruit getransloceerd. Daardoor is de overdrachtscoëfficiënt hoger dan bij andere metalen of As.

Concentraties in planten

Onder niet-gecontamineerde omstandigheden is de gemiddelde Cd concentratie in de spruit van aquatische macrofyten rond $1,0 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ en van terrestrische plantensoorten $0,64 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. Planten, die van uiterwaarden afkomstig zijn, hebben in hun bovengrondse delen deels sterk verhoogde gehalten (max. $12,3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$). Relatief hoge concentraties kunnen worden geaccumuleerd voordat bij de plant symptomen van toxiciteit te zien zijn. De translocatie van Cd naar de vrucht of zaad is laag.

Richtlijnen

De streefwaarden in Nederland zijn voor bodem $0,8 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. De interventiewaarde is 12 mg.kg^{-1} , evenals het MTR. De streefwaarde voor grondwater is $10 \mu\text{g.l}^{-1}$. In de EU wordt voor Cd concentraties in de bodem een maximale waarde van $3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ gebruikt. In Duitsland is dit eveneens $3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ en in Zwitserland $0,8 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (wateroplosbaar $0,03 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$).

Voedselketen

De verhoogde uitstoot van Cd in het milieu door menselijke activiteiten heeft ertoe geleid dat hogere Cd gehalten in terrestrische en mariene voedselketens worden aangetroffen. De verwachting is dat de concentratie van Cd in the biosfeer in de toekomst langzaam maar voortdurend zal blijven toenemen (192). In Groot-Brittannië wordt in groenten een gemiddelde concentratie van $0,015 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ fw}$ aangetroffen (3). Groenten die op verontreinigde grond ($2\text{-}360 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$) worden geteeld, hebben Cd gehalten van gemiddeld $0,25 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ fw}$ (3). De Cd gehalten onder niet-verontreinigde omstandigheden kunnen variëren van $0,005\text{-}0,1 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$, waarbij de concentratie soms kan oplopen tot $1,0 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. Door het gebruik van Cd bevattende kunstmest kan het gehalte het tienvoudige bedragen. In het algemeen kan worden geconstateerd dat bladgroenten en knolgewassen

meer Cd accumuleren dan ander voedselgewassen (88). Bij rijst worden gehalten tot $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw gemeten (88). Vlees en melk bevatten $0,001\text{--}0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$, vis (niet-gecontamineerd) $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$, vis en schaaldieren uit de Elbe (gecontamineerd) $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$. In sommige paddenstoelen kan de concentratie oplopen tot $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, in oesters tot 2 mg.kg^{-1} en in kreeft zelfs tot 12 mg.kg^{-1} . In de nier en de lever is het gehalte afhankelijk van de leeftijd: $0,5\text{--}4,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ en $0,08\text{--}1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ en deze laatste waarde is de kritische waarde voor consumptie (88). Fruit bevat vaak lage concentraties. In Duitsland worden de volgende grenswaarden [mg.kg fw] voor de verschillende voedingsproducten aangehouden: melk: 0,0025; kaas: 0,05; tarwe-granen: 0,1; spruit-, groenkool en knolgewas: 0,1; aardappelen: 0,1 (67). Voor drinkwater geldt in de EU $0,005 \text{ mg.l}^{-1}$ als bovengrens (67). Het is vanwege het risico van verhoogd *dietary exposure* bij de mens belangrijk te onderkennen dat een mogelijke Cd accumulatie in voedingsgewassen al onder sub-fytotoxische concentraties in bodems kan optreden. Zelfs licht verhoogde gehalten in het voedsel kunnen op lange termijn een significant effect hebben (3). Daarom wordt er een relatief kleine veiligheidsmarge aangehouden tussen blootstelling aan normale belasting en belasting die schade veroorzaakt (226).

De Cd opname via de wortel is bij planten een vrij snel verlopend proces (226). Niet alleen via de wortel maar ook via het blad blijkt Cd opname in gebieden met luchtvervuiling een belangrijke route voor de voedselketen te zijn (3). De opname route van Cd vindt bij mens en dier plaats via voeding en (voornamelijk) ademhaling (192). Welke van deze twee routes bij de mens de belangrijkste is is controversieel; de WHO schrijft dat niet-rokers het meeste Cd via de voeding binnen krijgen (226). Bij de mens is ongeveer een derde van de opgenomen Cd afkomstig van dierlijke producten en twee derde vanuit plant-producten. Wanneer deze twee bronnen bij elkaar worden genomen dan wordt bijna de toxicologische grens van $0,525 \text{ mg}$ per week gehaald, die door de WHO is opgesteld (*provisional tolerable weekly intake* (PTWI) = $400\text{--}500 \mu\text{g}$ per persoon). De wekelijkse opname zou $0,1\text{--}0,25 \text{ mg}$ en in extreme gevallen $0,5 \text{ mg}$ zijn. Zulke Cd gehalten resulteren waarschijnlijk uit de opname van bladgroenten, knolgewassen, nier en lever (88). Volgens de WHO is de gemiddelde dagelijkse opname in gebieden met normale blootstelling $10\text{--}50 \mu\text{g}$ (226). De bovengrens voor de dagelijkse opname is $1 \mu\text{g.kg}$ lichaamsgewicht (192). Voor een 50 jarige niet-roker die door zijn beroep niet is blootgesteld, wordt een *average body burden* van 15 mg berekend. Voor een roker is deze waarde 30 mg (192). Cd heeft een zeer lange verblijftijd in het menselijk lichaam en wordt in bepaalde weefsels (voornamelijk in nier en lever) tot 10 jaar geaccumuleerd (192, 226).

Door het gebruik van met Cd besmet diervoeder, is Cd inmiddels in alle dierlijke voedingsproducten aanwezig. Accumulatie treedt in sommige weefsels op wanneer de hoeveelheid opgenomen Cd die van het uitgescheiden Cd overstijgt. Maar als diervoeder niet meer dan $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw en het drinkwater voor dieren niet meer dan $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ bevat, dan is accumulatie in vlees- en melkproducten niet erg waarschijnlijk (88).

Conclusie

De Cd concentraties die in de relatief onbelaste natuur voorkomen zijn niet toxisch voor planten en dieren (3). In met Cd verontreinigd milieu kunnen er echter problemen ontstaan (3). Zowel de Cd gehalten van uiterwaardenbodems als ook de gehalten in planten die op deze bodems groeien, overschrijden deels de richtwaarden. Omdat Cd zeer toxisch is en bovendien een lange biologische verblijftijd heeft, is het gevaar van accumulatie in de voedselketen

groot en zelfs al aanwezig. Over de Cd opname, transport in planten en doorgift in de voedselketen van uitwaarden is echter nog weinig bekend.

4 Koper

Concentraties in bodems

Cu is een essentieel element. Concentraties in planten variëren tussen 4-20 mg.kg plant-dw (179). De gemiddelde Cu concentratie in de lithosfeer is 70 mg.kg⁻¹ dw. Algemeen worden in bodems over de hele wereld concentraties gevonden tussen 2-150 mg.kg⁻¹ dw (179). In Duitsland liggen de meest voorkomende concentraties in landbouw- en tuinbouwgrond tussen 1-20 mg Cu.kg⁻¹ dw (67). De concentraties in met rioolslib bewerkt substraten variëren tussen 84-1.700 mg.kg⁻¹ dw (179). Worden Cu bevattende fungiciden gebruikt, dan kunnen waarden tussen 110-1.500 mg.kg⁻¹ dw gevonden worden. Verder liggen de achtergrond gehalten in landbouwbodems tussen 20-30 mg.kg⁻¹ dw. De beschikbare gegevens van uiterwaardenbodems leverden een range van 5-223 mg.kg⁻¹ dw op. Concentraties in poriewater van de Waal-uiterwaarden bedroegen 40-80 µg.l⁻¹ en van Maas-uiterwaarden 5-75 mg.l⁻¹ (212).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

De beschikbaarheid van Cu is in zijn algemeenheid laag. De retentie aan organisch materiaal is hoog. Cu is als anorganisch zout of als organische complex biobeschikbaar (179).

De toxiciteit van Cu is hoog. De meeste planten ondervinden nadelige effecten op met Cu gecontamineerde grond (179). Grassen blijken in het algemeen minder gevoelig te zijn voor Cu verontreiniging (179). De Cu-gehalten waarbij toxiciteitsverschijnselen -met name wortelgroeiremming- worden waargenomen, variëren sterk: vanaf 20 mg.kg⁻¹, die bij sommige soorten al tot toxiciteit leidt, tot 575 mg.kg⁻¹, die als drempelwaarde zou gelden voor Zeggesoorten. Bij Cu-tolerante soorten ligt deze drempelwaarde nog hoger.

Opname en transport

De absorptie snelheid van Cu aan wortels is de laagste van alle essentiële elementen. Het via de wortels opgenomen Cu wordt in geringe mate naar de spruit getransloceerd. Het grootste gedeelte wordt in de wortels vastgehouden. Riet is daar een goed voorbeeld van. Vlinderbloemigen zoals klaversoorten nemen meestal meer Cu op dan grassen. Cu opname wordt door mycorrhiza verhoogd, maar het mechanisme daarachter is niet bekend. Als gevolg van de lage translocatie snelheid is de overdrachtscoëfficiënt ook laag. Bij tien onderzochte grassoorten (zoals *Poa annua*, *Dactylis glomerata*) liggen ze tussen 0,09-0,15; De translocatie snelheid bij *Phleum pratense* is enigszins hoger en bereikt daardoor een overdrachtscoëfficiënt van 0,26.

Concentraties in planten

Onder niet-gecontamineerde omstandigheden is de Cu concentratie in planten van 5-20 mg.kg⁻¹ dw. Op gecontamineerde bodems variëren de gehalten tussen 1-30 mg.kg⁻¹ dw. Waterplanten nemen bijna 3 keer meer Cu op dan terrestrische planten (179). Algen bevatten ongeveer 1,5-6 mg Cu.kg⁻¹ dw en deze waarde kan oplopen tot 100 mg.kg⁻¹ dw (179). Blade- ren van loofbomen bevatten 5-20 mg.kg⁻¹ dw. In sommige Pinus soorten zijn zelfs enkele honderden mg Cu.kg⁻¹ dw gemeten (179). Planten in de uiterwaarden hebben in hun bovengrondse delen deels licht verhoogde gehalten: Aardpeer (*Helianthus tuberosus*) heeft in de spruit 21,6 mg.kg⁻¹ dw; Bijvoet (*Artemisia vulgaris*) heeft in de spruit 29,4 en in de blad 29,3

mg.kg⁻¹ dw. Relatief hoge concentraties kunnen worden geaccumuleerd in de bovengrondse delen voordat bij de plant toxiciteitssymptomen te zien zijn (3). De translocatie van Cu naar de vrucht of zaad is laag.

Richtlijnen

In Nederland is de bodem-streefwaarde voor Cu vastgesteld op 36 mg.kg⁻¹ dw, de interventiewaarde is 190 mg.kg⁻¹. De streefwaarde voor grondwater is 15 µg.l⁻¹ (164). Het MTR is 40 mg.kg⁻¹. De richtlijnen voor maximale Cu gehalten in de bodem zijn in de EU 140 mg.kg⁻¹, in Duitsland 100 mg.kg⁻¹ dw en in Zwitserland 50 mg.kg⁻¹ dw (wateroplosbaar: 0,7 mg.kg⁻¹ dw) (67). Voor drinkwater is de richtlijn binnen de EU 0,1 mg.l⁻¹ (67). Deze richtlijn lijkt vrij hoog, want waterconcentraties van 0,1-0,8 mg.l⁻¹ kunnen al toxisch zijn voor vissen (179). Door de WHO is in 1982 een grenswaarde van 0,05 mg.l⁻¹ opgesteld (179).

Voedselketen

Voedingsproducten bevatten gemiddeld 2-4 mg.kg⁻¹ dw (88). In vlees zijn concentraties van 0,3-5,0 mg.kg⁻¹, in lever 20-100 mg.kg⁻¹, in nier 3 mg.kg⁻¹, in vis 0,7-15, in spieren en botten van zoogdieren 1-26 mg.kg⁻¹ en in oesters 137 mg.kg⁻¹ vastgesteld (88, 179). In Zwitserland gelden voor voedingsproducten de volgende grenswaarden (mg.kg⁻¹): pectine: 400; vruchtensap, azijn, alcoholische dranken: 5-30; melk: 0,05; bier: 0,2 (179). Diervoeder mag niet meer dan 10 mg Cu.kg⁻¹ dw mogen bevatten en water voor dieren niet meer dan 0,5 mg.l⁻¹ (88). In de VS ligt de grens voor diervoeder bij 15 mg.kg⁻¹ dw (179). Cu tolerante planten en invertebraten kunnen Cu accumuleren, waardoor deze organismen een risico kunnen vormen voor de voedselketen. Niet-herkauwende dieren en dus ook de mens zijn zeer resistent tegen de ontwikkeling van Cu-toxicosis. Een verklaring hiervoor is waarschijnlijk dat circa 50% van het opgenomen Cu weer uitgescheiden wordt (179).

Conclusie

Cu is een zeer toxisch element. De gehalten in uiterwaardenbodems zijn vaak verhoogd ten opzichte van achtergrondwaarden. Concentraties in poriewater van uiterwaardenbodems blijken soms zeer hoog te zijn en kunnen een actueel risico vormen voor het ecotoop. De Cu gehalten in planten uit de uiterwaardengebieden wijzen hierop. Hoe groot het risico van doorvergiftiging in de voedselketen voor het element Cu is is nog betrekkelijk onduidelijk. In iedere geval is Cu in toxicologisch opzicht een kritisch element voor uiterwaardenecotopen.

5 Nikkel

Concentratie in bodems

Ni concentraties in bodems variëren tussen 0,1-1.523 mg.kg⁻¹ dw en kunnen zelfs oplopen tot 5.000 mg.kg⁻¹ dw (193). Extraheerbare concentraties liggen tussen 0,01-2,6 mg.kg⁻¹ dw en op serpentijn bodems worden gehalten van tot 70 mg.kg⁻¹ dw bereikt (193). In landbouwgrond in Duitsland worden concentraties tussen 2-50 mg.kg⁻¹ dw gevonden (67). In uiterwaarden worden gehalten gemeten van rond 40 mg.kg⁻¹ dw met een vrij geringe spreiding. Concentraties in het poriewater van het gebied langs de Waal is 4-9 µg.l⁻¹ en ligt in dezelfde orde als die van Maas-uiterwaarden (212).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

In tegenstelling tot bijvoorbeeld koper is de bindingsaffiniteit van nikkel

met organisch materiaal laag, waardoor de distributiecoëfficiënt ook vaak laag is. Nikkel is vrij toxisch voor planten, maar de toxiciteit kan verlaagd zijn door de complexering met fosfaten. In de literatuur is nog controverse over de essentialiteit van nikkel voor planten.

Ni-toxiciteit bij planten geeft in eerste instantie aanleiding tot onregelmatig gele en chlorotische banden in het blad (de typische chloroseverschijnselen van ijzergebrek) en vervolgens necroseverschijnselen. Er lijkt een verschil te zijn in de symptomen van Ni-toxiciteit tussen eenzaadlobbigen (zoals grassen) en de tweezaadlobbigen. Chlorose verschijnselen zijn echter een secundair kenmerk van de toxische effecten van Ni. Het primaire effect vindt plaats in het wortelweefsel. Ni blijkt hierbij een zeer toxisch metaal te zijn, bijna vergelijkbaar met Cu en meer toxisch dan Cd. Symptomen van Ni toxiciteit kunnen worden waargenomen tussen 11-50 mg.kg⁻¹ Ni dw. Over opname en transport naar bovengrondse delen is relatief weinig bekend. De overdrachtscoëfficiënt van wortel naar spruit is hoger dan bij de andere metalen en As.

Concentraties in planten

De behoefte van planten voor nikkel is zeer laag: 0,1 mg.kg⁻¹ dw. In de spruit van planten die op niet-gecontamineerde grond zijn opgegroeid, worden Ni concentraties van 0,05-5,0 mg.kg⁻¹ dw gevonden (193). Enkele boomsoorten vertonen op niet-verontreinigd bodems Ni concentraties van 1-15 mg.kg⁻¹ dw *Salix* (wilg) accumuleert tot 20 mg.kg⁻¹ dw in de bladeren als het met rioolslib (ca. 45 mg.kg⁻¹ dw) wordt bemest (116). Biet bevat 0,5-95,6 mg.kg plant-dw ten opzichte van de controle 0,5-8,6 mg.kg plant-dw als het met rioolslib wordt behandeld (171).

In de zaden van kropaar (*Dactylis glomerata*) en in de granen van haver (*Avena barbata*) die afkomstig zijn van niet-verontreinigde bodems uit Noorwegen, worden gehalten van 0-4,7 mg.kg⁻¹ dw gemeten.

Richtlijnen

De Nederlandse streefwaarde voor bodem is 35 mg.kg⁻¹ dw, voor grondwater 15 µg.l⁻¹ (164). De interventiewaarde is 210 mg.kg⁻¹, het MTR is 38 mg.kg⁻¹. In de EU zijn de maximaal in bodem toegestane Ni concentraties 75 mg.kg⁻¹ dw, in Duitsland en Zwitserland 50 mg.kg⁻¹ dw (Zwitserland: water-oplosbaar 0,2 mg.kg⁻¹ dw) (67). Voor drinkwater geldt in de EU een bovengrens van 0,05 mg.l⁻¹ (67).

Voedselketen

In vegetarisch voedsel wordt een gemiddeld Ni gehalte gevonden van 0,3 mg.kg⁻¹ dw (88). Voedingsproducten (rund) bevatten de volgende hoeveelheden Ni (mg.kg⁻¹): lever: 0,07-0,18 en vlees 1-13 µg.kg (88, 193). Schaaldieren hebben hogere Ni gehalten dan vis: schaaldieren gemiddeld 0,5-2,2 mg.kg⁻¹, mosselen 0,5 mg.kg⁻¹ en krill 0,13 mg.kg⁻¹ (193). In Nederland, Groot-Brittannië, Denemarken en Finland wordt een gemiddelde waarde voor voedingsproducten vastgesteld van < 0,5 mg.kg⁻¹ (193).

De absorptie van Ni gebeurt bij dieren zeer langzaam en er vindt een zeer efficiënte excretie plaats. In het algemeen wordt Ni niet in organismen opgehoopt (met uitzondering van sommige marine organismen) (88). Ni als verontreiniging in diervoeder is dus niet belangrijk wat betreft de doorvergiftiging in de voedselketen (193). Verder is de orale opname van oplosbare Ni verbindingen nauwelijks een probleem bij zoogdieren (193).

De gemiddelde *body burden* voor de mens is 0,5 mg/70 kg lichaamsgewicht of 7,3 µg.kg lichaamsgewicht (193). De gemiddelde dagelijkse opname van Ni is 0,14-0,6 mg.d⁻¹ tot maximaal 0,9 mg.d⁻¹ (193).

Conclusie

Alhoewel Ni vrij toxisch is en vrij mobiel kan zijn wordt er geen risico van dit element verwacht voor de doorvergiftiging in de voedselketen. Enerzijds omdat de Ni gehalten in de uiterwaardenbodems vrij laag zijn, anderzijds omdat Ni in dieren niet of alleen matig wordt geaccumuleerd en ook de Ni gehalten in vegetarische voedingsmiddelen laag zijn. Met name over opname en transport van Ni bij planten is zeer weinig bekend.

6 Lood

Concentraties in bodems

Pb is voor planten geen essentieel element. In de aardkorst wordt een gemiddelde Pb concentratie gevonden van 16 mg.kg^{-1} dw. In niet-verontreinigde bodems is Pb in gehalten tussen $15\text{-}106 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw aanwezig. In landbouwgrond wordt Pb aangetroffen in de volgende concentraties: $0,1\text{-}20$ in Duitsland, 11 mg.kg^{-1} dw in Michigan (VS), $146\text{-}47.955 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw in Noord-Oost Wales (67). In tuinbodems zijn de gehalten als volgt [mg.kg^{-1} dw]: $13\text{-}14.100$ (Groot-Brittannië) en $920\text{-}5.897$ (Noord-Oost Wales). In mijnbouw gebieden worden $90\text{-}2900$ en $60\text{-}1.000 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$ dw aangetroffen. In de uiterwaarden worden waarden aangetroffen tussen de Pb concentraties tussen $10\text{-}970 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw en concentraties in poriewater $1\text{-}60 \mu\text{g.l}^{-1}$, afhankelijk van de redoxtoestand (212).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

In de bodem vormt lood redelijk stabiele en slecht oplosbare verbindingen zoals PbCO_3 en $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$. Verzuring kan de oplosbaarheid van deze bindingsvormen verhogen. De distributie-coëfficiënt is onder aërobe omstandigheden veelal erg hoog. Onder reducerende condities zijn echter verhoogde concentraties Pb in het poriewater aangetroffen (212). De primaire toxische effecten van Pb in het wortelmilieu zijn nog niet opgehelderd, maar binding van Pb aan fosfaatgroepen, waarbij de fosforylering wordt geblokkeerd, lijkt het meest waarschijnlijk.

Opname en transport

Het transport van Pb van de wortel naar de spruit is zeer beperkt. In het algemeen wordt minder dan 20% van het totaal opgenomen Pb in de spruit teruggevonden. Daardoor is de overdrachtscoëfficiënt laag. Riet accumuleert voornamelijk in wortel ($9,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw; rhizomen: $< 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw) en nauwelijks in spruit ($< 1 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw). Engels raaigras transloceert $3,5\text{-}22,7\%$ van het opgenomen Pb naar spruit. Grassen bevatten in de groei periode $0,3\text{-}1,5$, in de herfst 10 en in de winter $30\text{-}40 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw. Bij bomen wordt in *Populus nigra* $2,3 \text{ mg.kg}$ blad-dw en in *Salix* $6,5 \text{ mg.kg}$ blad-dw gevonden (116). In vegetatie in uiterwaarden ($85\text{-}257 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$ dw) wordt bij Aardpeer (*Helianthus tuberosus*) $32,4$ in blad, bij Akkerdistel (*Cirsium arvense*) $31,1$ in spruit en $86,8$ in blad, bij Bijvoet (*Artemisia vulgaris*) $54,2$ in spruit en $65,8$ in blad, bij Kweek (*Elytrigia repens*) $15,8$ in blad, bij Veldzuring (*Rumex acetosa*) $42,6$ in blad en bij Fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*) $41,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw in blad. Translocatie naar zaad is zeer laag: bij kropaar (*Dactylis glomerata*) werd $0\text{-}46 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$ dw in de zaad gevonden.

Richtlijnen

De Nederlandse streefwaarde is 85 mg.kg^{-1} dw, de interventiewaarde 530 mg.kg^{-1} en het MTR is 140 mg.kg^{-1} . De streefwaarde voor grondwater is $15 \mu\text{g.l}^{-1}$. Bodems mogen in de EU maximale waarden hebben van 300 mg.kg^{-1} dw, in Duitsland 100 mg.kg^{-1} . In Zwitserland ligt de bovengrens

voor landbouwgrond bij $50 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (wateroplosbaar: 1,0) (67). Voor drinkwater bestaat in de EU een bovengrens van $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$, met een streefwaarde van $0,025 \text{ mg.l}^{-1}$ (67).

Voedselketen

Waarden voor Pb gehaltes in voedingsmiddelen worden uit Duitsland gerapporteerd [$\text{mg.kg}^{-1} \text{ dw}$]: melk 0,03, kaas 0,25, *wheat grains* 0,3, aard-appelen 0,25, *green vegetables* 0,8 en *sprout vegetables* 0,5 (67).

Conclusie

Pb heeft in de bodem een lage beschikbaarheid en veelal een lage mobiliteit. Planten vertonen een matige opname als ook een gering transport. Bovendien zijn de concentraties in het poriewater van het uiterwaarden-gebied in de regel vrij laag. Verder heeft Pb een lange verblijftijd in de bodem, waardoor opname op termijn wel kan optreden. Daardoor is Pb in feite voor lange tijd toegankelijk om in de voedselketen terecht te komen. Voor uiterwaarden lijkt lood een beperkt risico op te leveren voor de door-vergiftiging in de voedselketen.

7 Kwik

Concentraties in bodems

Hg is voor planten geen essentieel element. In de aardkorst wordt een gemiddelde Hg concentratie gevonden van $20 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. In landbouw-grond in Duitsland worden gehalten gemeten die variëren tussen $0,1\text{--}1 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ (67). In de uiterwaarden werden tot nu toe waarden rond $0,2 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ aangetroffen, met lokale uitschieters van circa $5 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$. Op het moment zijn er geen gegevens bekend over concentraties in porie-water uit uiterwaardengebieden.

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

De beschikbaarheid en de mobiliteit zijn laag. Hg is zeer toxisch voor planten, dieren en de mens. Concentraties tussen $1\text{--}3 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ veroorzaken bij verschillende soorten fytotoxische verschijnselen (116). Via methylering van Hg door micro-organismen komen methylverbindingen vrij in het milieu voor die toxischer zijn dan het actieve metaal. Deze verbindingen zoals CH_3HgCl , CH_3HgOH , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ zijn lipofiel en dus gemakkelijk opneembaar en worden sneller getransporteerd dan ionisch Hg.

Opname en transport

Over opname in en transport door de plant is zo weinig informatie beschikbaar dat absolute uitspraken niet gedaan kunnen worden. De meeste experimenten werden met landbouwgewassen uitgevoerd onder gecontroleerde omstandigheden met en meestal werden grote hoeveelheden Hg toegediend. Algemeen kan gezegd worden dat een tendens bestaat voor Hg accumulatie in wortels. De wortels dienen dus als een soort barriere. Een hoge pH en een lage Eh verminderen in zijn algemeenheid de beschikbaarheid van Hg. De overdrachtscoëfficiënt van bodem naar plant is laag.

Concentraties in planten

In veldmonsters van *Populus nigra* werden, ten opzichte van referentiewaarden ($0,67 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$), niet verhoogde concentraties aangetoond. Bij *Salix* (wilg) werd $0,05 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ in blad gemeten (116). Twee submerse waterplanten, *Hydrilla verticillata* en *Vallisneria spiralis*, vertoonden in watercultuur proeven na afloop van 1 of 3 dagen Hg gehaltes van 2 of $10 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ dw}$ bij een blootstelling aan $50 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$.

Richtlijnen

De Nederlandse streefwaarde van Hg in bodem is $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, de interventiewaarde en het MTR bedragen 10 mg.kg^{-1} . De streefwaarde voor grondwater is $0,05 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ (164). Verder geldt een richtwaarde voor waterbodems van $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw en voor oppervlaktewater van $0,03 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ (opgelost: $0,005 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) (34). De richtlijnen voor maximale gehalten in bodems in de EU zijn 1-1,5, in Duitsland 2 en in Zwitserland $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw (67). In de EU ligt voor drinkwater de bovengrens bij $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$ (67).

Voedselketen

In Nederland mogen voedingsmiddelen de volgende grenswaarden niet overschrijden: graan (producten) en groenten: $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ (34 (Warenwet 1992)). Ook is maximale inname (PTWI) van $300 \text{ } \mu\text{g/week}$ vastgesteld door de WHO, waarvan maximaal $200 \text{ } \mu\text{g}$ methyalkwik mag zijn (34). Uit Duitsland zijn volgende gehalten (mg.kg fw) voor voedingsproducten bekend: melk en kaas $0,01$, aardappelen $0,02$, tarwe granen $0,03$, groenkool en spruitkool $0,05$ (67).

Conclusies

Het is zeer moeilijk om een uitspraak te doen over het risico dat van Hg zou uitgaan in de uiterwaarden. Aan de ene kant zijn concentraties in de uiterwaarden soms vrij hoog -tot 5 mg.kg^{-1} dw- en liggen dan zelfs ver boven de richtlijnen van de EU ($1-1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw). Verder heeft Hg een hoge fytotoxiciteit. Aan de andere kant is de mobiliteit en de beschikbaarheid van Hg zeer laag. Ook wordt het meeste Hg dat wordt opgenomen, in de wortels opgeslagen.

Er is hoogst waarschijnlijk geen actueel risico voor Hg in uiterwaarden, voornamelijk omdat het beschikbare Hg weinig naar bovengrondse delen wordt transloceerd. Een definitieve uitspraak is moeilijk omdat te weinig over Hg in bodem-plant-relaties en over de doorvergiftigingsroutes bekend is.

8 Chroom

Concentraties in bodems

In bodems worden Cr concentraties gevonden tussen $0,3-3.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw, die in serpentijnbodems zelfs tot $10.000 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw kunnen oplopen. De gemiddelde gehalten variëren tussen 41 en 200 mg.kg^{-1} dw. In Duitsland liggen de Cr gehalten in landbouwgrond meestal tussen $2-50 \text{ mg.kg}^{-1}$ dw (67). Voor uiterwaarden worden gehalten tussen $5-210 \text{ mg Cr.kg}^{-1}$ dw worden gerapporteerd (Maas-uiterwaarden: $45-104 \text{ mg.kg}^{-1}$ met poriewaterconcentraties tussen $1-7 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) (212).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

Chroom is voor de plant niet essentieel, maar wel voor dier en mens. De beschikbaarheid van Cr in de bodem is beperkt, maar is afhankelijk van onder meer de redoxtoestand. Sorptie is het belangrijkste immobilisatieproces. De fytotoxiciteit is matig. Voor planten is vooral Cr(VI) toxisch (de "aërobe variant"). In de cel echter wordt Cr(VI) tot Cr(III) gereduceerd, waardoor in het veld nauwelijks fytotoxische effecten worden gevonden.

Opname en transport

Planten bezitten een lage capaciteit om Cr op te nemen en naar de bovengrondse delen te transloceren. Zo is de translocatie efficiëntie van gerst (op $0-100 \text{ mg Cr.l}^{-1}$) laag: de Cr concentraties in de spruit zijn een factor 1-2 lager dan in de wortel.

Concentraties in planten

In de bovengrondse delen liggen de Cr concentraties in de orde van 0,02-0,2 mg.kg⁻¹ dw. Terrestrische planten hebben gemiddeld een gehalte van 0,23 mg.kg⁻¹ dw. Waterplanten bevatten iets meer Cr: *Nymphaea gigantea* en *Nuphar advena* 0,65-4,2 mg.kg⁻¹ dw; Riet en Watergentiaan 4,8-10 mg.kg⁻¹ dw. In planten, die gekweekt zijn op bodems met industrieafval (inclusief Cr), is de concentratie niet hoger dan 1-2 mg.kg blad-dw. Algemeen kan vastgesteld worden dat planten afkomstig van verontreinigde grond geen verhoogde gehalten laten zien (b.v. *Populus nigra*). Op serpentijsgrond (met hoge Ni verontreiniging) bevat mais 0,25-0,38 mg.kg⁻¹ dw (op 190 mg Cr.kg⁻¹ dw), boon 4,3 mg.kg⁻¹ dw (op 3.490 mg.kg⁻¹ dw), *Lolium perenne* 0,02-0,17 (op 140 mg.kg⁻¹ dw) en *Alyssum bertolonii* 21 mg.kg⁻¹ dw (op 1.700 mg.kg⁻¹ dw). Translocatie naar het zaad is zeer laag: 0,45 mg Cr.kg⁻¹ dw bij kropbaar.

Richtlijnen

De landelijke streefwaarde en het MTR voor Cr zijn vrij hoog: 100 mg.kg⁻¹. De interventiewaarde is 380 mg.kg en de streefwaarde voor grondwater is 1 µg.l⁻¹ (164). De bovengrens in de EU is 250 mg.kg⁻¹ en in Duitsland 100 mg.kg⁻¹ dw (67). Voor landbouwgrond is de richtlijn in Zwitserland 75 mg.kg⁻¹ dw (67). Voor drinkwater bestaat in de EU-landen een bovengrens van 0,05 mg.l⁻¹ (67). Het water voor dierlijke consumptie zou een concentratie van 1 mg.l⁻¹ niet mogen overschrijden (88).

Voedselketen

In vlees en nier werden hoeveelheden van 0,05-0,2 mg Cr.kg gevonden. In lever zijn de gehalten iets hoger: 0,4 mg.kg⁻¹ (88). In het algemeen wordt Cr niet of nauwelijks in organismen geaccumuleerd.

Conclusie

De gehalten die in uiterwaarden worden aangetroffen overschrijden in veel gevallen het MTR. Toch wordt maar weinig Cr in poriewater aangetroffen. Dit geeft aan dat de beschikbaarheid en mobiliteit van Cr laag kan zijn. Daardoor is de kans op accumulatie in planten laag. Bovendien wordt Cr niet in dier of mens geaccumuleerd, waardoor het risico voor doorvergiftiging in de voedselketen laag is.

9 Arseen

Concentraties in bodems

Natuurlijke gehalten van bodems variëren tussen 1-40 mg.kg⁻¹ dw, waarbij het gemiddelde bij 10 mg.kg⁻¹ dw ligt. In de buurt van smelters of op landbouwgronden waaraan hoge As concentraties zijn toegevoegd kan de As concentratie oplopen tot 1.000 mg.kg⁻¹ dw (121). In zoetwater sedimenten worden waarden van 660 mg.kg⁻¹ dw aangetroffen, maar de concentraties kunnen ook oplopen tot 675 mg.kg⁻¹ dw (121). In uiterwaarden liggen de hoeveelheden As tussen 2-55 mg.kg⁻¹ dw en in het poriewater tussen 3-6 µg.l⁻¹ (121).

Mobiliteit, beschikbaarheid en toxiciteit

De biobeschikbaarheid van As is complex en gegevens hierover zijn nogal schaars. Beschikbaarheid neemt met toenemende pH af. De mobiliteit is laag en de fytotoxiciteit is matig: As(V) is toxischer dan As(III). Er bestaan grote verschillen in toxiciteit tussen verschillende verbindingen. De verbindingen die vooral in de bodem aanwezig zijn, zijn niet de meest toxische. Zo wordt in bodem de volgende fytotoxiciteitsvolgorde aangehouden:

arseniet > arsenaat >> MSMA (monosodium methanearsonate), CA (cacodylic acid) (121). Lage gehalten aan fosfaten verdringen As van bodemdeeltjes en verhogen zo de opname en fytotoxiciteit. Daartegenover competieren grote hoeveelheden fosfaten met As op de worteloppervlakte en verlagen zo de opname en de fytotoxiciteit (121).

In waterverzadigde bodems speelt de redox status van de bodem een belangrijke rol bij de speciatie van As. Daarnaast blijkt adsorptie aan of coprecipitatie met ijzer(oxide)hydroxiden de meest wezenlijke factor te zijn die de As concentratie in het porienwater bepaalt. In de anaerobe zone in het sediment kan opgeloste gereduceerde Fe(II)arseen als As(V) afgegeven in de oplossing, dat vervolgens gereduceerd kan worden tot As(III). Bij nadering van de aërobe zone kan het mobiele As(III) en Fe(II) weer geïmmobiliseerd worden tot As(V) en Fe(III).

De ijzer plaque, die aan de buitenkant van de wortels onder anaerobe omstandigheden worden gevormd, blijkt de As opname te bevorderen in tegenstelling tot wat men zou verwachten van een morfologische barriere. Een verklaring zou kunnen zijn dat oxidatie van zowel As als Fe in de rhizosfeer leidt tot verhoogde concentraties dichtbij de wortels.

Opname en transport

Opname blijkt soortspecifiek te zijn. De hoogste concentraties worden in wortels gevonden, omdat een geringe translocatie naar de spruit plaats vindt. Alhoewel de beschikbaarheid met hogere pH afneemt, lijkt de opname echter toe te nemen. De overdrachtscoëfficiënten variëren tussen de soorten: katoen 0,12-0,31, brandnetel 0,006-0,013 (150). Dicotyle planten hebben in het algemeen een hogere translocatie efficiëntie dan monocotyle planten.

Concentraties in planten

Onder niet-verontreinigde omstandigheden hebben gewassen en natuurlijke soorten in hun bladeren gehalten van < 1 mg As.kg⁻¹ dw op (121).

De meeste terrestrische planten nemen niet veel op, zodat planten meestal geen toxisch gevaarlijke concentraties bevatten, zelfs als ze op bodems met hoge As belasting groeien. Hetzelfde geldt voor gewassen.

In grassen (in steden), waarbij in de bodem de As concentratie 20 mg.kg⁻¹ dw bedroeg, werden maximaal 3 mg.kg⁻¹ dw in de planten vastgesteld. Rond smelters gaven de planten pas verhoogde gehalten te zien als de bodem concentraties > 1.000 mg.kg⁻¹ dw overschreed. Deze gehalten waren of fytotoxisch of er waren alleen nog tolerante genotypen in staat om te groeien. Mariene en zoetwater planten bevatten vrij hoge concentraties, die vergelijkbaar zijn met de concentraties in de sedimenten (enkele macrofyten: > 1.000 mg As.kg⁻¹ dw).

Richtlijnen

Voor As concentraties bestaan in Nederland de streefwaarden van 29 mg.kg⁻¹ dw in bodem en van 10 µg.l⁻¹ in grondwater (164).

In de EU ligt de grenswaarde voor As in de bodem bij 20 mg.kg⁻¹ dw (121). De maximale concentratie van drinkwater die door de EU en de WHO wordt aanbevolen, is 0,05 mg As.l⁻¹ (121, 67).

Voedselketen

In voedingsmiddelen is meestal weinig As terug te vinden: 0,25 mg.kg⁻¹. In de VS bevat vee 0,02-0,22, kalf 0,05-0,4, varken 0,01-6,3, lam 0,01-0,05 en pluimvee 0,01-5,5 mg As.kg⁻¹. As wordt niet geaccumuleerd in zoetwater vis. Met name schaaldieren zijn de belangrijkste bron van As: mariene vis bevat 1-10 mg.kg⁻¹, toch de gehalten kunnen ook oplopen tot 100 mg.kg⁻¹. Maar in aquatische soorten is As in stabiele, niet-toxische ver-

bindingen aanwezig (121). In tegenstelling tot aquatische systemen, is de verontreiniging in terrestrische systemen voor voedselgewassen zeldzaam. Bij de mens worden organische As verbindingen met lage oplosbaarheid (zoals in schaaldieren) grotendeels (70%) via de urine weer uitgescheiden. De absorptie van anorganische verbindingen is laag. Wateroplosbare anorganische verbindingen echter worden vrij gemakkelijk geabsorbeerd (> 80%). De dagelijkse inname bij de mens via voedsel mag maximaal 0,01-0,3 mg zijn. De hoeveelheid is afhankelijk van eetgedrag: gemiddeld 40 µg/d bij terrestrische voedsel; bij schaaldieren komen daar nog 80 µg/d erbij (121).

Conclusie

Arseen verontreinigingen zijn wijdverspreid. Ook in uiterwaardenbodems worden deels licht verhoogde gehalten aangetroffen. Bovendien is de toxiciteit van As relatief hoog. Aan de andere kant zijn de meeste As verbindingen in de bodem minder toxisch. De mobiliteit is laag en de beschikbare fractie in het poriewater klein. De translocatie naar de spruit is gering. De concentratie in (terrestrische) planten is laag, in voedingsmiddelen wordt weinig As aangetroffen en het opgenomen As wordt grotendeels weer uitgescheiden. Om deze redenen is een doorvergiftiging via de voedselketen voor de in de uiterwaarden voorkomende dieren onwaarschijnlijk.

Overzichtstabellen

Overzichtstabel: Gehalten van verschillende zware metalen en As in bodem, planten en voedselketen

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Gesteelten (mg/kg dw)	Acid rock (graniet): 40 Basaltic rock: 100 Shales, clayey sedim.: 80-120 Sand-, limestone, dolomites: 10-30 Phosfor: 80	Crust average: 0.1 (3,p101) Gemidd. ranges: 0.005-0.001 (3)	Crust: 24-45, max 200 Igneous rock: 50-90ppm (179) Lithoflow: gemidd.: 70	2-2000	Crust average: 16 Average: 1-30	Crust average: 20	2-1000, max 3400	Crust: igneous rocks: 3, oost 0.5-5.1 Brown coal: max 1500 (121) Igneous rock: <1-15 Argillaceous sedimentary rock: <1-500 Sand-silicestones: <1-20 Phosphatic rock: <1-200
Bodem (mg/kg dw)	10-300 (3, p. 158, 252) Roodslib: 101-4000 (3,p158) Calcium: enkele duizenden tot honderdduizenden (3,p252)	Gemidd. ranges: 0.005-2.3, max 7 (3,p103,158) Roodslib: gemidd.: 0.3-4410 (3,p106,118,158) Anthropogene verhoging in landbouw grond in DK met 0.6% (3,p107)	Rood slib: 400-500ppm (179) Wierd: 2-100, gemidd.: 30 (3,p151,155,179,p866) 1-150 (3,p156,158) Rood slib: gemidd.: 800 (V3), 1230 (Europe), range: 84-1700 (3,p158) Achtergrond in landbouw bodem: 20-30 (3,p159) Gebruik van fungicide sprays: 110-1500 (3,p169) Roodslib: ook hoge Zn, N & Cd in slib (pHNO3; NH4Ac+H2O) (126,p45) 2313, 324 Hedingerode (pHNO3; NH4Ac+H2O) (126,p45): 4239, 137 Baaksterode (pHNO3; NH4Ac+H2O) (126,p45): 27, 4 Mariberg (pHNO3; NH4Ac+H2O) (126,p45): 1359, 83	0.1-300, max 5000; gemidd.: 25-53 (3,p130) Estraherb. conc. (verschillende extractie middelen): <0.01-2.6; serpenlijn bodems: max 70 (193,p1106)	Langs verrijkt: lang toegankelijk voor voedselketen Niet-veront: 15-105 (3,p173) Michigan, USA (gemidd.): landbouwgrond = 11, woonwijk = 15, industriële gebieden = 22 (3,p184) Dublin: 70-150; Poland: 2-551; London: 42-1840 (3,p184) Milnouse gebied (gemidd.): 80-2900 (3,p185) Landbouwgrond (NE Wales): 146-47555 (3,p185) Tunen: 15-14100 (UK), 520-5897 (NE Wales) (3,p185) Roodslib: niet-industrieel: 13-19700; typ.: <1000 (3,p187)	Roodslib: 5-10, max 100 (3,p226) Wereld (3,p222): 3-1780, max 4000 in bovegrond	10-3-3000, max 10000; gemidd.: 4-220 (3, p130) Serpenlijn: 140-3490 Haverstib: 1651 Normaal: 59	Natuurlijk: 1-40 (van bronnen de lage helft); gemidd.: 10; Verhoging mogelijk: e.g.v. mineralisatie, contaminatie door industrie en As gebaseerde pesticiden: tot 1000 (3,p83, 121,p755) Niet-veront bodems zijn hoger dan niet-verontreinigde gesteelten (3,p85) Zeevater: 0.15-0.45 µg/L max 1000 (121,p755) Rivieren: 3-74 mg/kg (121,p755) Zeevater sediment: meestal onder 60 mg/kg, maar ook tot 675 mg/kg (121,p755) Door mijnbouw veront: meren: max 3000 mg/L (121,p755) Oceaan: 0.09-24 µg/L (121,p756) Zeevater: 1.1-1.9 µg/L (121,p756)
Water			Oceaan: max 0.3 µg/L (179) Zeevater: max 0.01 mg/L (179) Meestal: >200 ppm (179,p603)					
Uiterwaarden bodem (mg/kg dw)	Mass: 171-2743 (212) DTPA-extrah.: 0.07-1.55; DTPA-extrah.: 16.2-65.3	0.6-22 1.6-12.3 (waterop: 0.002-0.013; DTPA-extrah.: 0.34-1.84)	20-223 22.7-109.3 (waterop: 0.073-0.476; DTPA-extrah.: 5.6-18.1)	33-40	86-968 85.4-257	0.2-15	44-101	15-45 13.7-26.7
Poriewater (µg/l)	80-100 (0-20 cm) 20-86 (212)	1-2 0.04-2.1 (212)	40-90 5.3-73 (212)	4-9 1.5-8.7 (212)	1-2 0.4-90 (212)		3-5 0.9-5.1 (212)	3-6 0.5-10.7 (212)

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Gehalten in plant [mg/kg dw]	Roodloft: a) gerst controle 43-76; gem. 25-632; b) best controle 34- 631; gem. 39-1401 (171) (140; gemeten soms meer dan 100 (86 p477) 21-70 (3 p158, tab 5)	Groenten op 2,35 mg/kg dw. 0.25 mg/kg fw (3 p117) Groenten (Groei-Stadium): gemidd. 0.015 mg/kg fw (3 p117) 0.05-0.2 (3 p158) Op roodloft: male - 88.3 "Swiss char" - 63.2 (3 p118) Roodloft (gemidd. 0.02 mg/kg NaKCl3 extraheerbaar): <i>Alyssum maritimum</i> 30.8, <i>Salix viminalis</i> 22.2, <i>Thlaspi</i> <i>caerula</i> 6.6, <i>Nicotiana glauca</i> 9.5, <i>Zinnia mexicana</i> 7.5, <i>Brassica juncea</i> 3.5, <i>Brassica napus</i> 0.8, <i>Raphanus</i> <i>sativus</i> 0.8, <i>Microrhizus sinensis</i> 0.8 (108 p49)	Niet-veront.: 5-20 (3 p152) veront.: 1-30 (3 p152) 7-30 (3 p158) Rood loft: a) gerst controle 3.5-6.2; gem. 2.6-11.7; b) best controle: 10.0- 19.3; gem. 6.5-43.8 (171 p200) (Roodloft: 4-20 (179 p488)	Roodloft: best controle: 0.5-8.6; gem. 0.5-95.6 (171 p200) Groei: 0.3-1.5 in groei seizoen, 10 in herfst, 30-40 in winter (3 p193) Opname afhankelijk van gedrag van plant exclusief of accumulator (3 p193)	90-96% werd opgenomen via het blad zelf (3 p192) Engels raaigras (<i>Callum perenne</i>) 3.5-22.7% van totaal opgenomen Pb werd naar spruit getransporteerd (3 p192) Gras: 0.3-1.5 in groei seizoen, 10 in herfst, 30-40 in winter (3 p193) Opname afhankelijk van gedrag van plant exclusief of accumulator (3 p193)	(3) Submerse waterplanten: <i>Hydrilla</i> verticillata, <i>Vallisneria spiralis</i> (podroef) na 1 en 3 d blootstelling aan 50 µg/l 2 en 10 mg/kg	(8, 208)	Eetbare planten: algemeen zeer laag, ook op veront bodem (3 p63) Verontochte planten: lager dan bodem gehalten (3 p63) Zout- en zoetwaterplanten: vrij hoge geh., vergelijkbaar met gehalten in sediment (enkele macrophyten: >1000) (3 p 63) voedingsgewassen <1 (3 p63)
Bloemconcentratiefactor Plant / bodem	Agrostis: 0.45 <i>Salix discolor</i> : 4.73-16.9, <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 8.46-21.3 (116, tab 6) Tab 3.4 (10 p28) <i>Lolium</i> (p. p65): 0.5 Tab 5.5 (163 p218)	Agrostis: 0.1; Tab 5.5 (163 p218); Cd: Zn >> Cd/Pb <i>Salix discolor</i> : 13.7-17.5, <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 15.7-26.5 (116, tab 6) Tab 3.4 (10 p28) <i>Lolium</i> (p. p65): 0.1 Tab 5.5 (163 p218)	Agrostis: 0.3 <i>Salix discolor</i> : 0.88-1.57, <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 1.18-1.81 (116, tab 6) Tab 3.4 (10 p28) <i>Lolium</i> (p. p65): 0.25	Tab 5.5 (163 p218); <i>Salix discolor</i> : 3.09-14.3, <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 2.89-5.64 (8, tab 6) Tab 3.4 (10 p28)	Radijs, aardappel: 0.05-0.2; "afrika broccoli" 0.09-0.19; raaigras, gras: 0.01-0.003 (3 p192) <i>Salix discolor</i> : 0.42-1.1; <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 0.38-1.07 (116, tab 6) Tab 3.4 (10 p28) Tab 5.5 (21 p218)	<i>Salix discolor</i> : 2.92-6.03, <i>Salix</i> <i>viminalis</i> : 1.93-4.82 (116, tab 6)	Tab 5.5 (163 p218) Tab 3.4 (204 p20) 0.01-0.001 (8, 208)	Waterplanten: <i>Elodea</i> & <i>Hydrilla</i> : 100 - 20.000 Tab 3.4 (204 p28)

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Gehalte in wortel [mg/kg dw]	<p>Soljaboon: normaal Zn: 35; toxisch Zn: 1335</p> <p>Riet (afvalwater): 45</p>	<p><i>Lolium perenne</i> (watercultuur): 0 µM Cd: 1.0-1.6; 0.09 µM Cd: 33.1-99.1; 0.45: 139-410; 2.23: 457-1004; Wortels werden tijdens opgroei niet gedesorbeerd (101 p185)</p> <p>Riet(afvalwater): 0.2</p>	<p>10 soorten na 7 weken op watercultuur met 0.5 en 200 µM Cu (gemidd. [umol/l]): spruit 0.2-0.9, wortel 1.2-4.3, umol/l; spruit 1.5-16.6, wortel 32.1-167.0 (116,p32,tab3)</p> <p>Riet(afvalwater): 55</p>		<p>Pot. proof: a) perst: EC50: 5µg/ml, 5668 mg/kg; b) maas: EC50: 4µg/ml, 2230 mg/kg</p> <p>Riet (afvalwater): 12</p> <p>Riet (oligofoon, niet-veront, meer): wortel: 8.3; (rhizome: <1.0) (180)</p>			<p><i>Urtica dioica</i> op 7.5-150: wortel: 0.5-3.8 (150)</p> <p>Riet op 7.5-150: 1.5-285 (150)</p>
Gehalte in spruit [mg/kg dw]	<p>Blad: 15-100, wilgen, berken en populier kunnen 2-5x hogere conc hebben</p> <p>Toxicologische grens - blad: 400-550</p>	<p>Niet-gesont, gem.: aquat. macrofyten: 1.0, terreest. plantensoorten: 0.64, drijvende waterplanten (<i>Najas adriana</i>, <i>Najas ponderosa</i>): 0.75-5.1</p> <p><i>Urtica dioica</i> gem.: 0.43</p> <p>Aardpeer (ultra-waarde: 1.6-12.3 Cd): spruit: 3.1; blad: 3.1</p>	<p>10 soorten na 7 weken op watercultuur met 0.5 en 200 µM Cu (gemidd. [umol/l]): spruit 0.2-0.9, wortel 1.2-4.3, umol/l; spruit 1.5-16.6, wortel 32.1-167.0 (116,p32)</p> <p>Bladeren van loofbomen gem.: 5-20 ppm; sommige <i>Pinus</i> soorten: enkele honderden ppm (179,p897)</p> <p>Aardpeer (ultra-waarde: 23-109 Cu): spruit: 21.6; blad: 10.2</p>	<p>Op niet-gesont bodem: 0.05-5 (p29, 19,p116)</p> <p>Toxicologische grens in bladeren van verscheid. soorten (116,p313): 30-300</p> <p><i>Populus nigra</i> - blad: 2.3</p> <p>Riet (oligofoon, niet-veront meer): spruit (en rhizome): <1.0 (180)</p>	<p>Minder dan 20% van organen met Pb in spruit</p> <p><i>Populus nigra</i> - blad: 2.3</p> <p>Riet (oligofoon, niet-veront meer): spruit (en rhizome): <1.0 (180)</p>	<p><i>Populus nigra</i> (ultra-waarde): laag en niet verhoogd ten opzichte van referentiewaarden</p> <p>Toxicologische grens in bladeren van verscheid. soorten (116,p313): 1-3</p> <p><i>Salix</i> (wieg) - blad (116,p313): max 0.05</p>	<p>Met industriëleafval - blad: 1-2</p> <p><i>Nymphaea gigantea</i> & <i>Alphar acris</i>: 0.85-4.2</p> <p>Riet en Watergallaan: 4.8-10</p> <p>Macrofyten: 4</p> <p>Terreestrische planten: 0.23</p> <p>Planten uit veront bodem: geen verhoogde waarden. Gaf niet voor wortels van emergente soorten (Dv. 1e)</p> <p><i>Populus nigra</i> (ultra-waarde): laag en niet verhoogd t.o.v. referentiewaarden</p> <p>Op serpentijn maas: 0.25-0.36; boom 4.3; <i>Lolium perenne</i>: 0.02-0.17; <i>Ajovum herbicola</i>: 21; rante van <i>Agrivola sedibellera</i> op terreestrische: 3.6-6.7</p> <p><i>Lolium multiflorum</i> niet-veront: 0.9</p>	
Gehalte in zaad [mg/kg dw]	<p>Kweek (ultra-waarde: 470-1245): jaar:14.3</p>	<p>Kweek (ultra-waarde: 1.6-12.3): jaar: 0.2</p>	<p>Kweek (ultra-waarde: 23-109): jaar: 3.1</p>	<p><i>Dactylis glomerata</i>, <i>Avena barbata</i> (niet-veront): 0-4.7 (66)</p>	<p>Kropaar: 0-46 (66)</p>		<p>Kropaar: 0.45 (96)</p>	

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Opname en translocatie	Overmaat Zn → voornamelijk in wortel	Soortpopulaties kunnen verschillen in verdeling wortel/spruit. Niet: accumuleert voornamelijk in wortel	Malg naar spruit; groot gebelle wordt in wortels vastgehouden. Niet: accumuleert voornamelijk in wortel		Transport naar spruit zeer beperkt, nog lager naar zaad. Niet: accumuleert voornamelijk in wortel	Ta weinig info	Nauwelijks, dus geen accumulatie in voedselketen. Lage capaciteit van planten voor opname en translocatie	Opname blijft soortspecifiek (3.p53). Hoogste gehalten in wortel; geringe translocatie naar spruit
		Accumulatie in voedsel-gewassen bij sub-lyctos, geh. in bodems is belangrijk vep. verhoogde bioaccumulatie via voeding bij consumenten. Zele licht verhoogde geh. in voedsel kan op langere termijn een significant effect hebben. (3.p111)	Cu opname wordt door mycorrhiza verhoogd. Redden is niet bekend (3.p197)	Gehalten in de voedsel niet hoger dan 20-30 mg/kg → de voedsel is veilig voor schape en rund als de bodemgehalten van Mo tussen 2-5 mg/kg (pH=6). Maar dieren op de weil namen 10x meer Cu op.	Leguminosen nemen meestal meer Cu op dan grassen (3.p170)		Zeer lage gehalten in sediment en lage bioaccumuleerbaarheid → kans op accumulatie in planten laag → zeer klein risico voor voedselketen	Waarschijnlijk geen verhoogde conc. in voedselketen
		In eetbare delen kunnen relatief hoge gehalten worden geaccumuleerd voordat de plant toxiciteits-symptomen vertoont (3.p111)					translocatie-efficiëntie zeer laag. Gemt op 0-100 mg/kg, geh. in blad zijn factor 1-2 lager dan in wortels	Meeste terrestrische planten nemen niet veel op, zodat planten meestal geen risico van geh. bevatten, zelfs als ze op hoge As-bodems staan (3.p53)
		Cd wordt (naast Zn, Mo, Se, Mn, B) 'readily' naar spruit getransloceerd (3.p115)					Hogere beschikbaarheid bij hogere pH afneemt, ligt opname toe te nemen. (3.p54)	Hogere beschikbaarheid bij hogere pH afneemt, ligt opname toe te nemen. (3.p54)
		Hogere gehalten in wortel; haver, soja-soon, "brothy grass" lupine, mais, tarmaat → wortels worden niet gegeten (3.p115)					Geh. in planten zijn laag, doorvering in voedselketen laag. Directe bodemopname zou relevante bron bij vee kunnen zijn (2.p94). Toch wordt slechts 1% geconcentreerd en de rest weer uitgescheiden (3.p55)	Geh. in planten zijn laag, doorvering in voedselketen laag. Directe bodemopname zou relevante bron bij vee kunnen zijn (2.p94). Toch wordt slechts 1% geconcentreerd en de rest weer uitgescheiden (3.p55)
		Hogere gehalten in blad: sla, wortel, tomaat, aardappel (3.p115)					In lagere, tot aquatische systemen is verontreiniging van voedselgewassen in terrestrische systemen zelfzaam. Meer info over relatie bodem-As en water is nodig (3.p77)	In lagere, tot aquatische systemen is verontreiniging van voedselgewassen in terrestrische systemen zelfzaam. Meer info over relatie bodem-As en water is nodig (3.p77)
		Opname via blad: belangrijke route voor Cd naar de voedselketen in gebieden met luchtvervuiling (3.p115)					Lage totaalagehalten verdringen As van wortelplanten en verhogen opname en lyctotoxiciteit. Daarnaast competitie van fytoaten met As aan worteloppervlak, waardoor opname & lyctox verlaagd (121.p257)	Lage totaalagehalten verdringen As van wortelplanten en verhogen opname en lyctotoxiciteit. Daarnaast competitie van fytoaten met As aan worteloppervlak, waardoor opname & lyctox verlaagd (121.p257)
		Hoger dan rest					Varieert per soort	Varieert per soort
Overdrachtscoëfficiënt Spruit / wortel	Hoger dan rest	Lodum perenne (watercultuur; berekend): 0.01 Cd: 0.2-0.8 mg/kg. 0.09 µM Cd: 0.03-0.04, 0.45: 0.24, 2.23: 0.03-0.05 (101.p185)	Translocatie efficiëntie (10 grassen): <0.09-0.15 (b.v. <i>Poa annua</i> , <i>Caryophyllus</i>), 0.26 (<i>Phleum pratense</i>)		Zeer laag	Lager	Zeer laag, want geh. in spruit is factor 1-2 lager dan in wortel	Katten: 0.12-0.31; <i>Ursus arctos</i> niet 0.005-0.013 (150). Dieren hebben in het afg. hogere translocatie efficiëntie dan monocytyen

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Richtlijnen bodem	Land- & landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 3-50; max. 300 (87.p706)]	Bovengrens rioolab. 3 (3.p117)	Bovengrens bodem: 100 (179.p603)	Bodems - EU: 30-75 (3.p145)	EU (bodems met rioolab.): 50-100 (3.p188)	NL: oppervlaktewater: grenswaarden totaal - 0,03µg/l opgelost - 0,005 (34)	EU (bodem): 150-250 (3.p145)	EU landbouwgrond behandeld met rioolab. max 20 mg/kg dw (3.p57)
	Geh. in landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max 200; water oplosb.: 0,5 (87.p706)]	Geh. in landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 0,1-1; max. 3 (87.p706)]	Max geh. in rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 1000-1750; BRD: 1200	Bovengrens rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 300-400; BRD: 200	Rioolab. max (UK): 550 mg/kg; max (BRD): 1200; als bodemgehal. >100mg/kg is geen bevoegdheid van rioolab. toegestaan (3.p188)	NL: waterbod. 0,5mg/kg (34)	Bovengrens rioolab [mg/kg dw] (87.p708); BRD: 1200	EU: max 20 (121.p755767)
	Max in bodem [mg/kg dw] (87.p708); EU: 150-300; BRD: 300	Landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max 0,8; water oplosb.: 0,03 (87.p706)]	Max geh. in bodem [mg/kg dw] (87.p708); EU: 50-140; BRD: 100	Bovengrens bodem [mg/kg dw] (87.p708); EU: 30-75; BRD: 50	Bovengrens rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 750-1200; BRD: 1200	Bovengrens rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 16-25; BRD: 25	Bovengrens bodem [mg/kg dw] (87.p708); BRD: 100	
	Max geh. in rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 2500-4000; BRD: 3000	Bovengrens bodem [mg/kg dw] (87.p708); EU: 1-3; BRD: 3	Landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 1-20; max. 100 (87.p706)]	Landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; 2-50; max. 50 (87.p706)]	Landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 0,1-20; max. 100 (87.p706)]	Landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 0,1-1; max. 2 (87.p706)]	Landbouwgrond (Duits) [mg/kg dwf; alg. 2-50; max. 100 (87.p706)]	
		Bovengrens rioolab [mg/kg dw] (87.p708); EU: 20-40; BRD: 20	Geh. in landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max 50; water oplosb.: 0,7 (87.p706)]	Landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max. 50; water oplosb.: 0,2 (15.p706)]	Landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max. 50; water oplosb.: 1,0 (87.p706)]	Landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max 0,8 (87.p706)]	Landbouwgrond (Zwitser) [mg/kg dwf; max. 75 (87.p706)]	
Overige richtlijnen	Drinkwater (EU): 0,1 mg/l (87.p701)	Drinkwater (EU): max 0,005 mg/l (87.p701; 88.p473)	Drinkwater (EU): 0,1 mg/l (15.p701)	Drinkwater: EU: max 0,05 mg/l (15.p701); Rusland: 0,2mg/l (19.p1116)	Drinkwater (EU): max 0,05 mg/l aangepast 0,025 (15.p701)	Drinkwater (EU): max 0,001 mg/l (15.p711)	Drinkwater (EU): max 0,05 mg/l (15.p701)	Drinkwater: EU: max 0,05 mg/l (15.p701); WHO: max 50µg/l (14.p756)
		Melk (Duits): 0,025 mg/kg fw; kaas: 0,05; tarwegraan: 0,1; aardappelen: 0,1; groentebod. 0,1; spruitkool: 0,1; knolgewassen: 0,1 (15.p704)	Melk (Duits): 0,03 mg/kg fw; kaas/harde kaas: 0,25/0,5; tarwegraan: 0,3; aardappelen: 0,25; groentebod. 0,8; spruitkool: 0,5 (87.p704)	Estimated body burden (healthy adult, average): 0,5 mg/kg body weight (7,3 µg/kg body weight) (193.p1108)	Melk (Duits): 0,01 mg/kg fw; kaas: 0,01; tarwegraan: 0,03; aardappelen: 0,02; groentebod. 0,05; spruitkool: 0,05 (87.p704)			
		Provisional tolerable weekly intake (PTWI): 400-500 µg/persoon/week = 7 mg/kg lichaamsgewicht	EU: water voor kweek van zalm en forel: 0,04mg/l					

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Beschikbaarheid	<p>i.h.a. wordt beschikbaarheid van alle elem. verhoogd bij een lage pH, hoge Eh en lage CEC.</p> <p>Beschikbaar. neemt af met toenemende pH a.g.v. geringere oplosbaarheid van Zn mineralen en toenemende adsorptie aan bodemdeeltjes (3, p273).</p> <p>Beschikbaar en pH: Fig. 13.4 (3, p275)</p> <p>i.h.a. wordt de toxiciteit van een metaal eerder door de speculatie dan door gehalte in bodem bepaald (3,p107)</p>		<p>Nauwelijks beschikbaar voor bioprocessen vwg. complexvorming (179, p898)</p> <p>Beschikb. fractie algemeen laag -> [Cu-tox] in boden niet gerelateerd aan opname</p> <p>Redelijk immobiel element (3, p151)</p> <p>Plant abundance: Fe<Mn<B<Zn<Cu<Mo<Co (3,p151)</p> <p>Beschikbaarheid van Cu2+ is afh. van bodemeigenschappen en pH, grote regionale verschillen (3,p170)</p> <p>Beschikbaar als Cu(I), Cu(II) in anorganische zouten of organische verb. (179,p 886)</p>		<p>Wenig beschikbaar voor plantengroei</p> <p>Opgevoed Pb als % van totaal 0.005-0.13 (3, p180)</p> <p>Oplosbaarheid en biobeschikbaarheid zijn laag. Maar vaak zijn geh. aanwezig die potentiële gezondheidsrisico's inhouden (3, p183)</p> <p>Pb-vervulde bodem: beschikbare fractie <0.15%</p>	<p>Geen groot fytotox. probleem vwg. tendens Hg om in wortels te accumuleren. Voortals zijn barriere voor opname. Gehalten waarbij toxiciteit optreed zijn ver onder de geh. die onder normale omstandigh. optreden</p> <p>Zeer laag</p>		
Mobiliteit	<p>i.h.a. sterk bepaald door omgevings-eigenschappen</p>	<p>i.h.a. immobiel in planten (zoals ook Fe, Mn) (8,p167)</p>						
(Fyto)toxiciteit	<p>Matig</p> <p>Belangrijker en meer verspreid dan Cd, Cu, Co en Ni</p> <p>300-1000 mg/kg blad = toxisch; kritische waarde: 400-550mg/kg bladSDS (v. 20)</p> <p>Hoge Zn gehalten in milieu vanwege menselijke activiteiten</p>	<p>Matig</p> <p>Minder toxisch dan Cu, Hg, As, net zo als Ni</p> <p>Cd>Ni>Cu>Zn (5,p111)</p> <p>Lage gehalten toxisch voor plant, die en mens (3, p100)</p> <p>Niet-recontaminatie bodems zijn vwg. lage geh. geen probleem, maar Cd in verontreinigde bodems moet gevolgd worden (3, p100)</p> <p>Achtergrondgeh. zijn niet toxisch voor plant en die (3,p100)</p>	<p>Hoog</p> <p>20-575 mg/kg dw = toxisch</p> <p>Op Hg en As na meest toxisch</p> <p>Letal voor Phalaris op (recontaminatie bodem; alleen Cu-tolerante grassen overleven (179, p898)</p> <p>Waarscijn toxische voor v.w. 0.1 mg/kg tot 0.8 (179,p900)</p>	<p>Matig</p> <p>Tussen Cu en Cd</p> <p>10-50 mg/kg dw = toxisch</p> <p>In vergelijking met andere elementen v.w. toxisch</p>	<p>?</p>	<p>Hoog</p> <p>Hoewel Hg geh. zeer laag zijn, is risico moelijk in te schatten vwg. hoge fytotox en de verhoogde accumulatie van methylnaik</p>	<p>Matig</p> <p>(Geen groot probleem; weinig onderzoek</p> <p>Fyto-toxiciteit nauwelijks waargenomen in het veld</p> <p>Cr(VI) extreem toxisch, reduceert tot Cr(III) in cel</p> <p>Effect op groei en reproductie aanzienlijk</p> <p>Cr(VI) en Cr(III) tox voor planten, waarbij Cr(VI) meest tox is</p>	<p>Matig, As(V) > As(III)</p> <p>Wijdverspreid</p> <p>Mens. effect van As in lichaam hangt nauw samen met de vorm: organisch As-verb met lage oploszaam (zoals in schaafer) wordt weer uitgescheiden.</p> <p>Grote verschillen in toxiciteit tussen verschillende speciaalvormen. Vormen die vooral in de bodem aanwezig zijn zijn niet de meest toxische (3,p83)</p> <p>Acute, As-verb. zijn voor mens carcinogeen; unit cancer risk estimale = 50mg/kg/day; unit cancer risk oral exposure = 15 mg/kg/day (121, p766)</p> <p>Ca 70% wordt uitgescheiden via urine. As(V) sneller dan As(III) vwg. As(III)-proteïnebinding. organisch As sneller dan anorganisch As. As(III) wordt deels omgezet in As(V) (121,p758)</p> <p>Arsenito>arsenale>MSMA, CA (in bodem) (121,p758)</p>

(vervolg)

Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Essentieel element Hoog blootstelling via voedsel, water en lucht bestaat (i.a. geen risico voor mens (148,p1332) Max tolerable daily intake: 0.5-1.0 mg/kg body weight (224,p1332) Groeten soms meer dan 100 mg/kg dw (88,p477) Landbouwdeert overmatig wordt afgeschoten (88,p477) Normale geh. [mg/kg]: vlees, vis, gevogelte: 10-200; gem. 25; melk: producten: 5; lever: 100-150; nier: 50-100 (88,p478) Zn accumuleert niet, geen gezondheidsrisico's voor voeding	Niet essentieel, althoos in terrestrische, aquatische en marine voedselketen (192,p803) Opname bij zoogdier en mens v.m. via voeding en ademhaling Max. verduidelijkt in nier >10 jaar (192,p803) Aanvraag body burden (non-smoker): 15mg; smoker: 30mg (192,p803) Dagelijks inname: max 1 µg/kg lichaamsgewicht (192,p803) Trage maar voortdurende stijgende gehalten in biokeer (192,p804) Groenten: 0.005-0.1 tot 1.0 mg/kg; voor almost constant, tot 50 door gebruik van Cd-bevattende mest tot 10, bladgroenten en knoflookvossen bevatten meer dan andere (88,p471) Rijpt max 1.0; Fruit heel laag; Paddenstoel soms meer dan 0.4 (88,p471) Nier: 0.5-40 mg/kg afh. van leeftijd; lever: 0.08-1.0 (jong-onder) Voor consumptie: <1mg/kg nier niet overschreden (88,p472) Vlees en melk: 0.001-0.002 mg/kg; minder in melk (88,p472) Accumulatie in vlees en melk van huiscijfers niet waarschijnlijk als voor <0.5 mg/kg dw en drinkwater <0.05 mg/l (88,p472)	Essentieel (8,p152) Niet-herkauwemissen zijn zeer resistent tegen ontvankelijk van Cu- "toxiciteit" (179,p800) V.S. dievoedsel maximaal 15 ppm (179,p800) Vlees: 0.3-5.0; oester: max 137; lever: 20-100; tot 150 (rond); nier: 3 (88,p473) Dagel. inname: volwassenen: 2-5mg; kinderen: iets meer (179,p807) Aquatische organismen accumuleren Cu duidelijk meer dan Hg, Pb of Cd (88,p473) Voedselproducten: 2-4 (88,p473) Dievoeder: zou niet meer dan 10 bevatten. Dievoederwater: niet meer dan 0.5 mg/l (88,p473) Tolerante planten en knoflookvossen kunnen Cu accumuleren en risico vormen voor hogere dieren (179,p898) Planten: 4-20 (179,p898) Vle: 0.7-15; spieren en botten van zoogdieren: 10 en 1-26 (179,p898) Voedsel met hogere geh. organismen (bv. lever), schaalvis, rode wijf (179,p898)	Controversie Oral uptake of divalent soluble Ni-compounds is seldom a significant problem for mammals (193,p1116) Mean daily intake in western landin: 200-300 µg/d Voedsel van planten: 0.3 mg/kg (88,p476) Dieren: zeer trage absorptie en zeer effectieve excretie. Wordt niet geaccumuleerd (niet uitzondering van sommige marine organismen)(88,p476) Lever van rund: 0.1mg/kg (88,p476) Voedsel (NL, UK, DK, Finland)(mg/kg): meestal <0.5; noten, sojab. tot 5-10; tarwe, botten, soja prod., thee, hazelnoot, pinda, chocolade: >0.1 (193,p1107) Schillen en crabsaten bevatten meer dan vis: schilfert geh. 0.5-2.2; mosselen: 0.5; krab: 0.13 (193,p1107) Ni in dievoeder is niet belangrijk (193,p1108) Rund: melk: 1-13 ppb(l); lever: 0.07-0.18ppm (193,p1108) Drinkwater: <20 µg/L (193,p1108) Average daily intake: 0.14-0.8mg/d tot 0.9 (193,p1108)	Niet essentieel Tabel (224,p459)	Niet essentieel NL: max. inname (PTWI): 300 µg/week, waarvan max. 200 µg methylzwavel (34) Graan(producten), groenten: 0.03 mg/kg (34) Tabel (224,p461)	Essentieel voor dieren, maar niet voor planten Alleen Cr(VI) en Cr(III) Geen accumulatie in voedselketen Accumuleert niet in organismen (88,p473) Vlees: 0.05-0.2; nier: 0.2; lever: 0.4 (88,p473) Dierdrinkwater zou niet meer dan 1.0 mg/l mogen bevatten (88,p473) Tabel (224,p459) Mensen die met anorganisch As-gecoot water drinken, hebben verhoogd As in urine en risico tuberculose (121,p756) Vlees (VS): ves. 0.02-0.22mg/kg, kalf: 0.05-0.4, stieren: 0.01-0.3, varken: 0.01-8.3, lam: 0.01-0.05, pluimvee: 0.01-5.5 (121,p756) Terrestrische soorten: As kn. in vorm van "dimethylarsine acid, methylarsinic a., inorganic As(III) & As(V) compounds" (121,p756) Dagelijkse inname: 0.01-0.3mg afh. van leeftijd; gem. 40 µg/d bij terrestrisch voedsel-80 µg/d extra bij schaalvis (121,p757) Mediana-geh. in organen mens & "body fluids": 0.02-0.06ppm, bloed: 0.004mg/kg (121,p757) Bioaccumulatie is zeer hoog in troscianoten, beestacht organismen, vieren en aigen (121,p758)	Lijkt essentieel voor sommige dieren; geh. "misplg" rat en kip: benodigd 50 µg/kg de voedsel (121,p760)

(vervolg)

	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	As
Voedsel en voedselketen		Meest: 1/3 van totaal Cd afkomstig van dierlijke producten, 2/3 van plantaard. Kritische weefselplaats opname=0.325mg normale weefselplaats opname=0.1-0.25mg	Totaalgehalte volwassenen: 100-150mg (3.p.152)					
(vervolg)		Marine organismen: 0.02 ied (vlees, geconfr.), 2.0 oester, 12 kreft, Zeevruchten, schaaldier (Ebi-geconfram): 0.03 (88.p.472) Sterk opgenomen door planten. Bij niet-okers is voeding de hoofdbron (226) Cd heeft zeer lange verblijftijd in mens en accumuleert in lichaamsweefsel (nier, lever)(226) Rel. kleine spieruiteen basen blootstelling aan normale belasting en belasting die schade veroorzaakt (226) Cd komt overal in dierlijke voedingsproducten voor vrg. verstrengd dienvoeder. Inname overrijgt excretie waardoor in sommige dierl. weefsels accumulatie optreedt (88.p.472) Elke extra blootstelling aan Cd moet vermeden worden (88.p.173) Average dietary intake: 10-50 µg/d in gebieden met normale blootstelling (226) Cd wordt pas sinds begin 1900 industrieel aangewend. Dramatische toename vervuiling en lange verblijftijd in bodems (15-1100 jaar) > long-term problem (3.p.100)	Gem opname per dag: 2-5mg/d (175.p.469) babies: 0.5-0.7 mg/d, volw: 2.0-3.0 tot max 5.0 (175.p.604) Combinale toxiciteit: Cu+Zn or Cu+Cd zijn toxischer dan de individuele metalen (179.p.497) 50% van opgenomen Cu wordt weer uitgescheiden (bv. mens) (175.p.486) Max. voeding (Zilver)(mg/kg) (pictinas: 400; fruitsap, azijn en bier: 5-30; melk: 0.05; beer: 0.2; drinkwater: 1 (179.p.701.904) Drinkwater: Zilver, & VS (mg/l): 1; Rusland: 0.1; (226; 179.p.701.904)	Tabel (224.p.463) Belofte zeer laag: 0.1 mg/kg ds				Tabel (224.p.462)

Bijlage 1: referentie overzicht per metaal en soort

A = frequent overstroomd of water/moeras

B = regelmatig overstroomd

C = weinig overstroomd

Referentie nummer

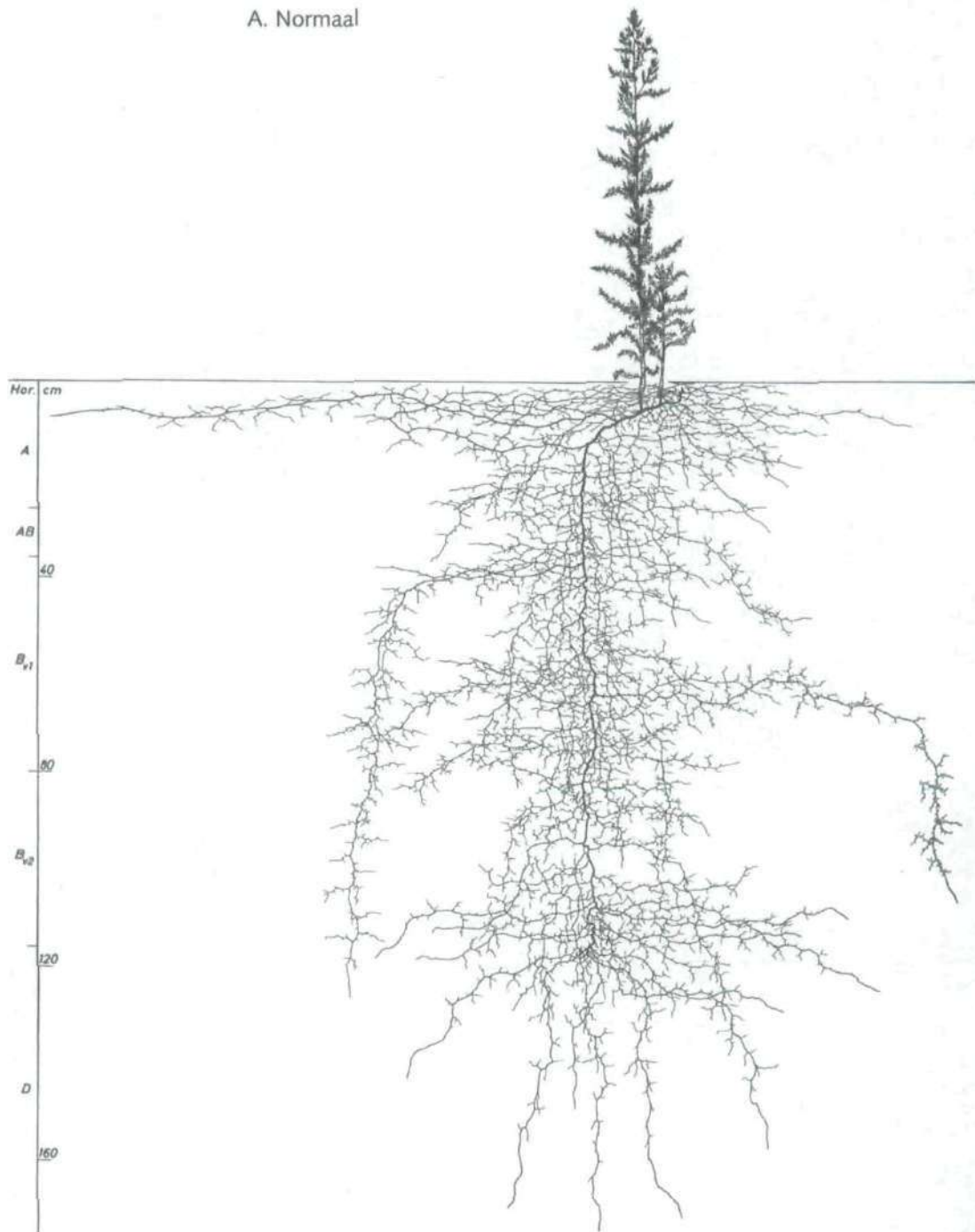
	Engels	Nederlands	Latijn	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	As
Water en oever											
A	Water lily	Waterlelie	<i>Nymphaea alba</i>	191,152	152	152	152		191,152	191	
A	Yellow water lily	Gele plomp	<i>Nuphar lutea</i>	191,152	22,26,152	152	152	152	191,152	26,191	152
A	Gentian	Watergentiaan	<i>Nymphoides peltata/indica</i>	152	152	152		152	152		119
A	Common reed	Riet	<i>Phragmites australis</i>	144,150,152,153,180,181	150,152,153,180,181	152			153,180,181	144,150,153,180,181	50,150,151,152
A	Sedges	Scherpe zegge	<i>Carex acuta</i>								
A	Sedges	Oeverzegge	<i>Carex riparia</i>								
A		Fonteinkruid	<i>Potamogeton pectinatus</i>	230	230					230	230
A	Yellow iris	Gele iis	<i>Iris pseudacorus</i>								
Pioniersoorten											
A	Soap plant	Rode ganzenvoet	<i>Chenopodium rubrum</i>								
A	Goose foot	Spiesmelde	<i>Atriplex prostrata</i>								
A	Soap plant	Melganzenvoet	<i>Chenopodium album</i>								
A	Mayweed	Reukloze kamille	<i>Matricaria maritima</i>								
A	Pink water speed well	Rode waterereprijs	<i>Veronica catenata</i>								
C	Black mustard	Zwarte mosterd	<i>Brassica nigra/juncea</i>	114,168	114,168	114,168		114,168	14,114,168	114,168	
C	Charlock	Herik	<i>Sinapsis arvensis</i>								
Grasland											
A	Meadow foxtail	Geknikte vossenstaart	<i>Alopecurus geniculatus</i>								
A	Creeping bentgrass	Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>	150	79,93,104,150,233,234	59		59,104	104	1,104,150,233	43,150
A	Silverweed	Zilver schoon	<i>Potentilla anserina</i>								
A	Common plantain	Grote weegbree	<i>Plantago major</i>								
B	Street grass	Straatgras	<i>Poa annua</i>	56	56,126				56	56	
B	Annual bluegrass										
B	Perennial ryegrass	Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>					103			
B	Knotweed	Varkensgras	<i>Polygonum aviculare</i>								
B	Common couch	Engels raigras	<i>Lolium perenne</i>	150,231	55,59,74,126,150,231				59	59,150,231	150
B	Broad leaved dock	Ridderzuring	<i>Rumex obtusifolius</i>								
B	Curled dock	Kruizuring	<i>Rumex crispus</i>								
B		Kweek	<i>Elymus repens</i>	56	56				56	56	
B	White clover	Witte klaver	<i>Trifolium repens</i>		126						
C	Orchard grass	Rood zwenkgras	<i>Festuca commutata</i>							38	
C	Teas grass	Kropaar	<i>Dactylis glomerata</i>	66	66,74,126	66	66	66	66	66,150	66
C	Meadow foxtail	Grote vossenstaart	<i>Alopecurus pratensis</i>								
C		Kamgras	<i>Cynosurus cristatus</i>								
C	Oat grass	Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>		74						74
C	Bulbous false oat										
C	Cow parsley	Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>								
C	Hogweed	Berenklauw	<i>Heracleum sphondylium</i>								
Ruigten en zomen											
A		Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>								
A	Reed canary grass	Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>								
A	Great willowherb	Harig wilgeroosje	<i>Epilobium hirsutum</i>								
B	Stinging nettle	Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>	150,202	57,150,202		57		202	150,202	150
B	Creeping thistle	Akkerdistel	<i>Cirsium arvense</i>								
B	Tansy	Boerenwormkruid	<i>Tanacetum vulgare</i>								
B	Aparine bedstraw	Kleefkruid	<i>Galium aparine</i>								
Struweel en bomen											
A	Willow	Schietwilg	<i>Salix alba</i>								
A	Willow	Amandelwilg	<i>Salix triandra</i>								
A	Willow	Katwilg	<i>Salix viminalis</i>	116	116	116	116	116	116	116	116
A	Poplar	Populier	<i>Populus spec</i>	51,52	51,52	51	51	51,52	51,52	22,51	51
C	Mawthorn/ thorn apple	Meidoorn	<i>Crataegus spec</i>								
C	Elder berry	Vlier	<i>Sambucus spec</i>		201					201	

Bijlage 2: Wortelstructuren

I	Akkerdistel	<i>Cirsium arvense</i>
I	Akkerdistel (geïnuundeerd)	<i>Cirsium arvense</i>
II	Berenklauw	<i>Heracleum spondylium</i>
III	Engels raaigras	<i>Lolium perene</i>
III	Engels raaigras (beweiding)	<i>Lolium perene</i>
IV	Fioringras	<i>Agrostis stolonifera</i>
V	Fluitenkruid	<i>Anthriscus sylvestris</i>
VI	Geknikte vossenstaart	<i>Alopecurus geniculatus</i>
VII	Grote vossenstaart	<i>Alopecurus pratensis</i>
VIII	Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>
IX	Glanshaver	<i>Arrhenatherum elatius</i>
X	Kamgras	<i>Cynosurus cristatus</i>
XI	Kropaar	<i>Dactylus glomerata</i>
XII	Krulzuring	<i>Rumex crispus</i>
XIII	Liesgras	<i>Glyceria max</i>
XIV	Ridderzuring	<i>Rumex obtusifolius</i>
XV	Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>
XVI	Rood zwenkgras	<i>Fesuca rubra</i>
XVII	Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i>
XVIII	Zilverschoon	<i>Potentilla anserina</i>

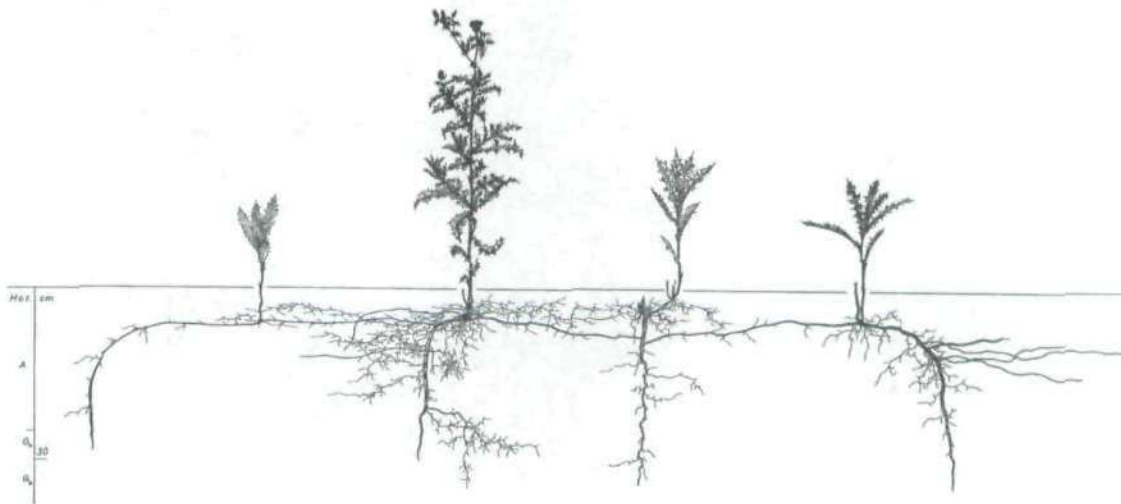
I Akkerdistel
Cirsium arvense

A. Normaal

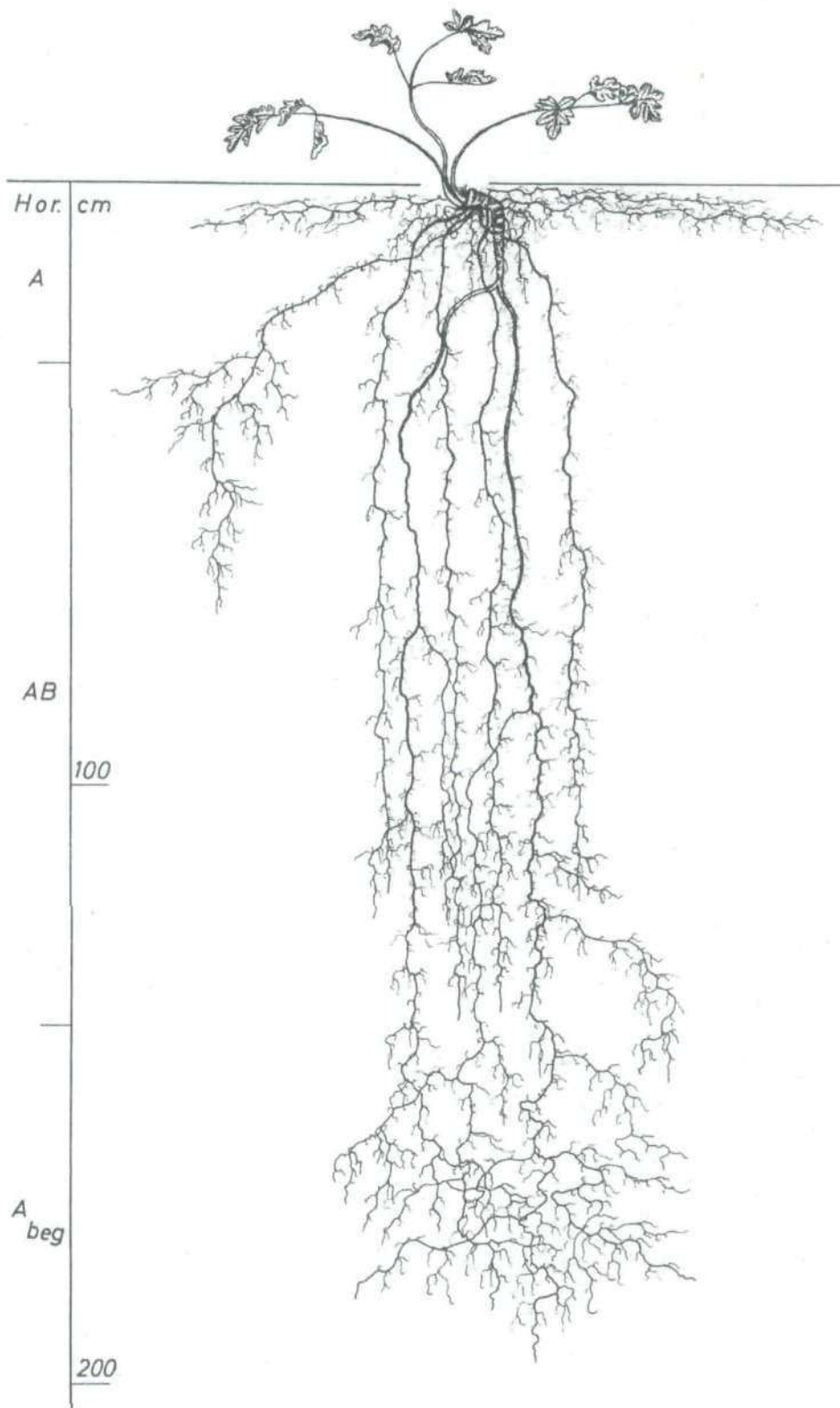


I Akkerdistel
Cirsium arvense

B. Op weiland, geïnundeerd

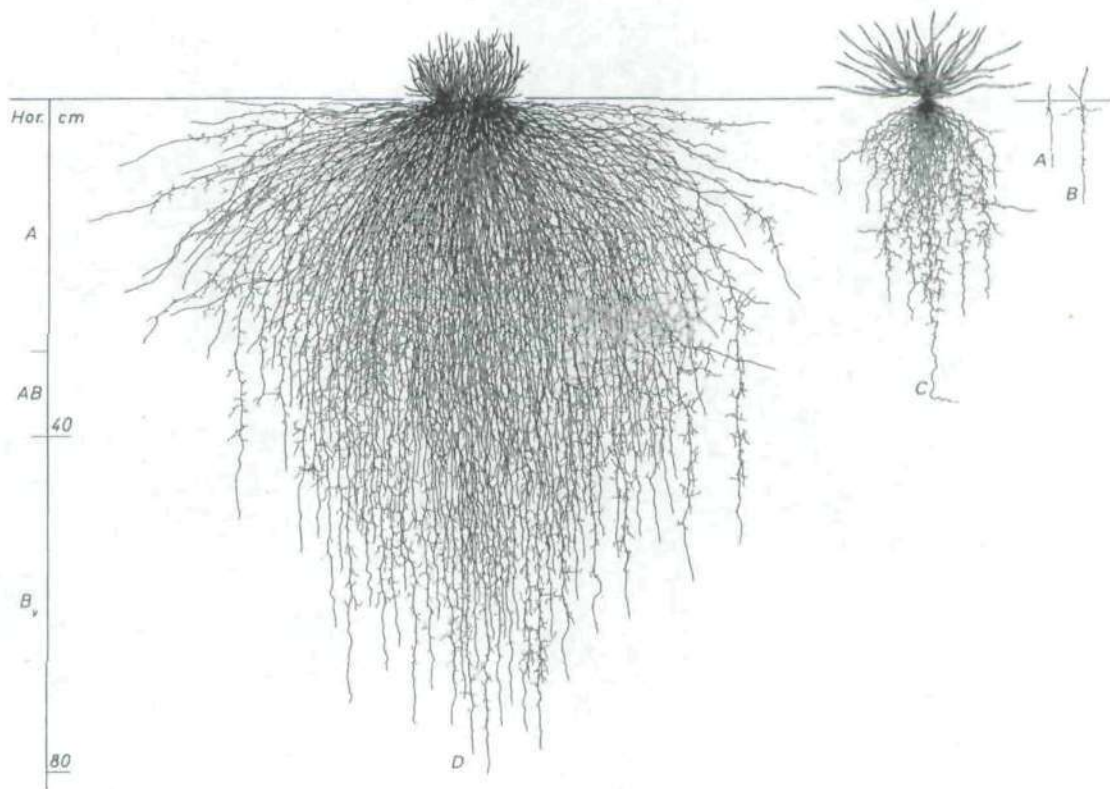


II Berenklaauw
Heracleum spondylium



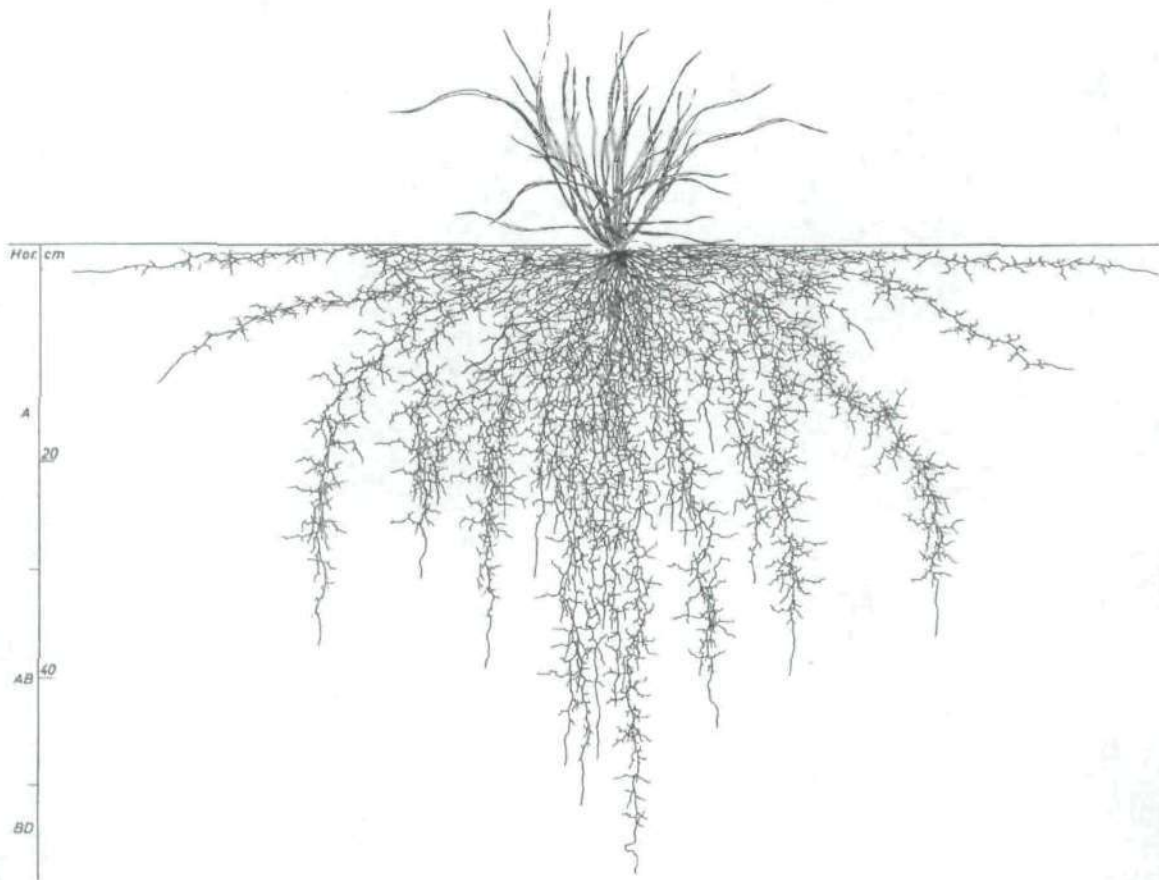
III Engels raaigras
Lolium perene

- A. 14 dg na kieming
- B. 28 dg na kieming
- C. 70 dg na kieming
- D. 425 dg na kieming

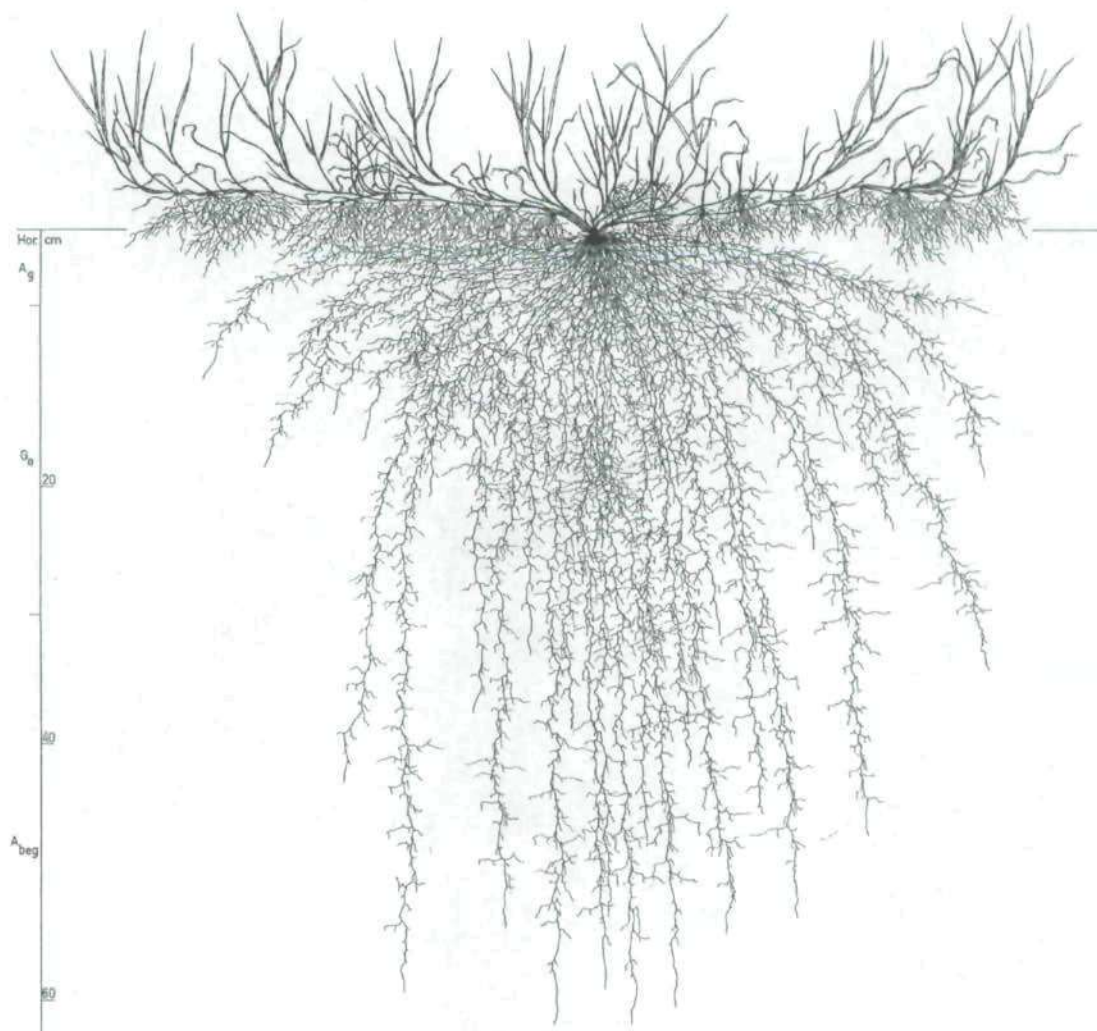


III Engels raaigras (beweiding)
Lolium perene

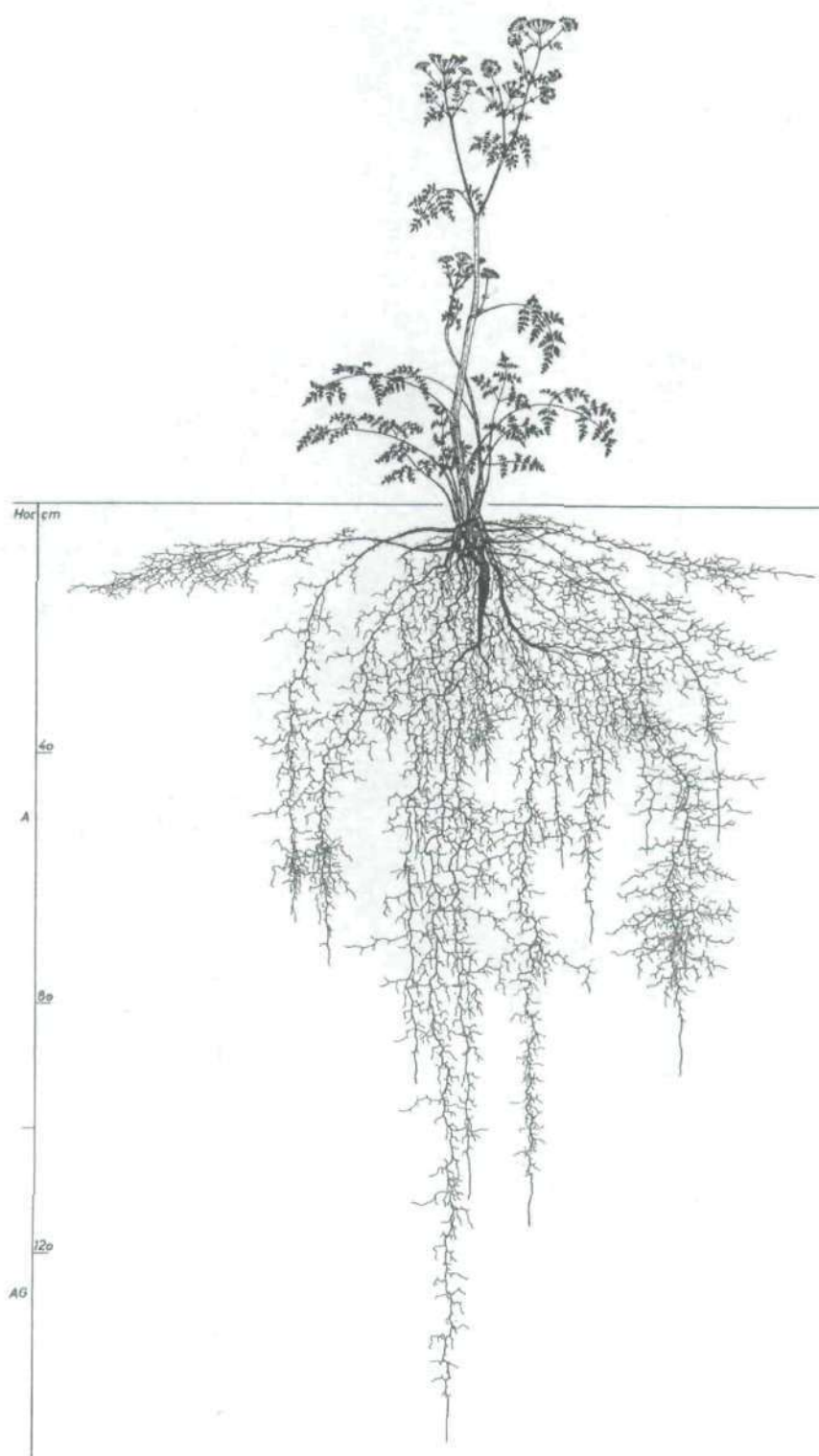
Sterke beweiding



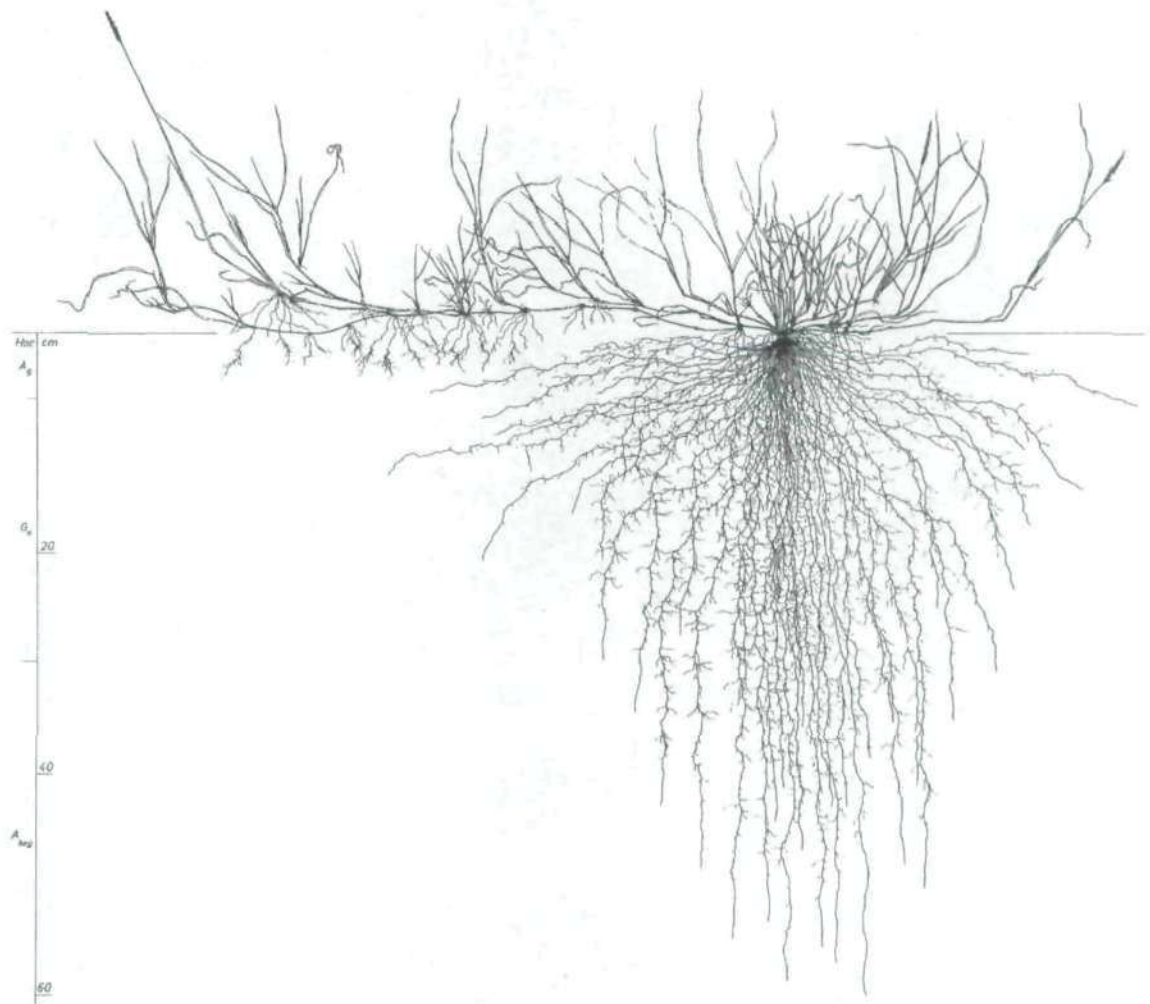
IV Fioringras
Agrostis stolonifera



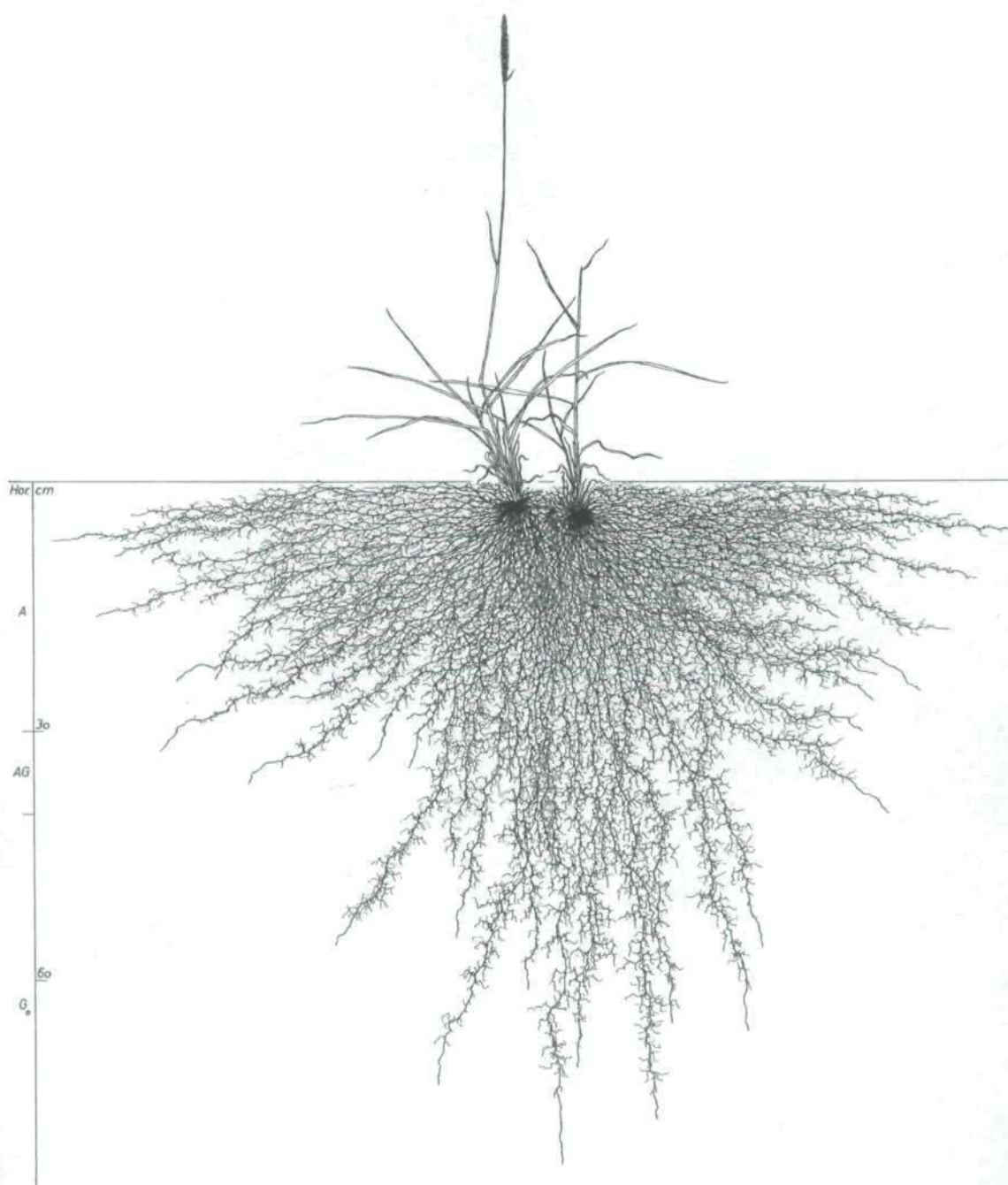
V Fluitenkruid
Anthriscus sylvestris



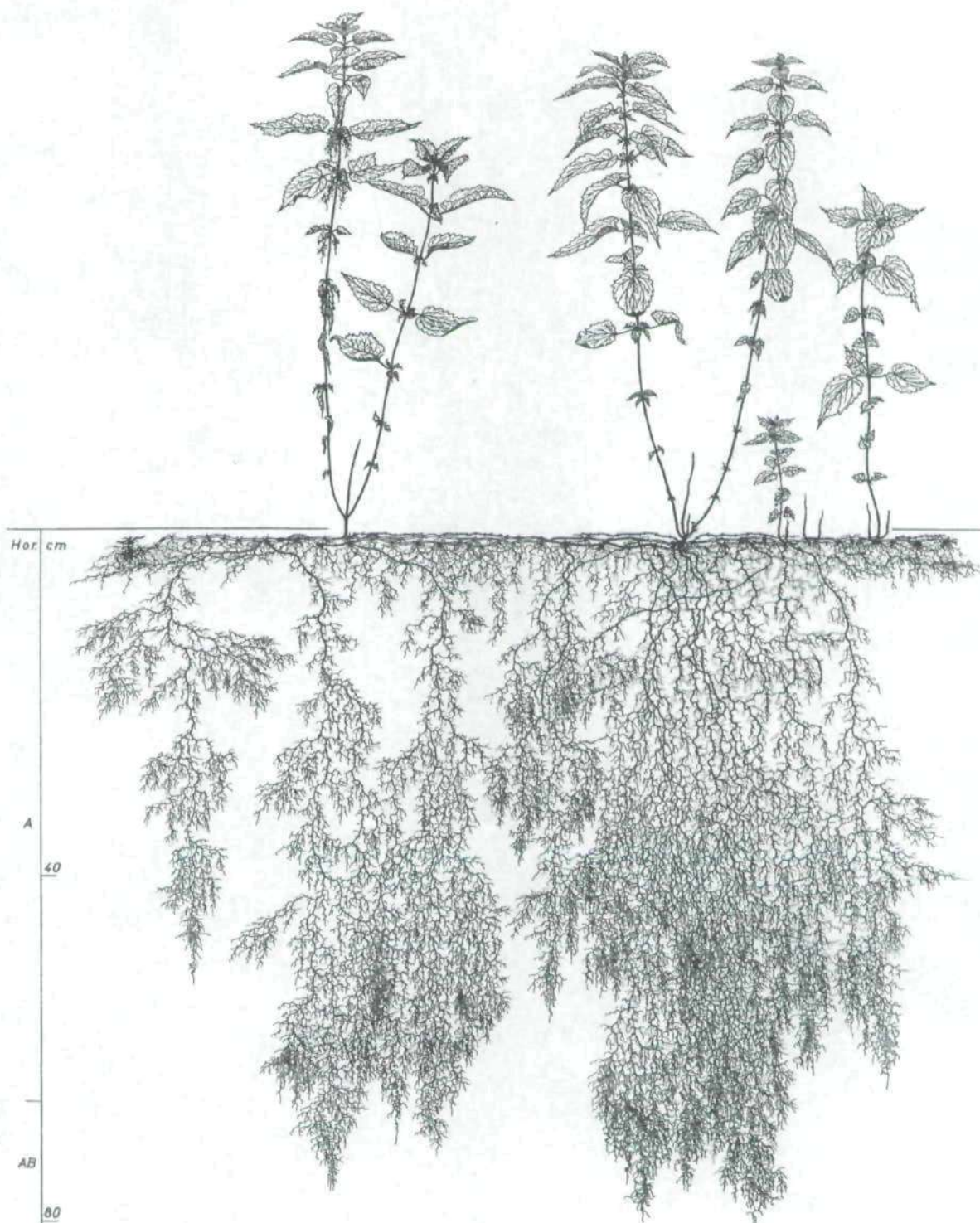
VI Geknikte vossenstaart
Alopecurus geniculatus



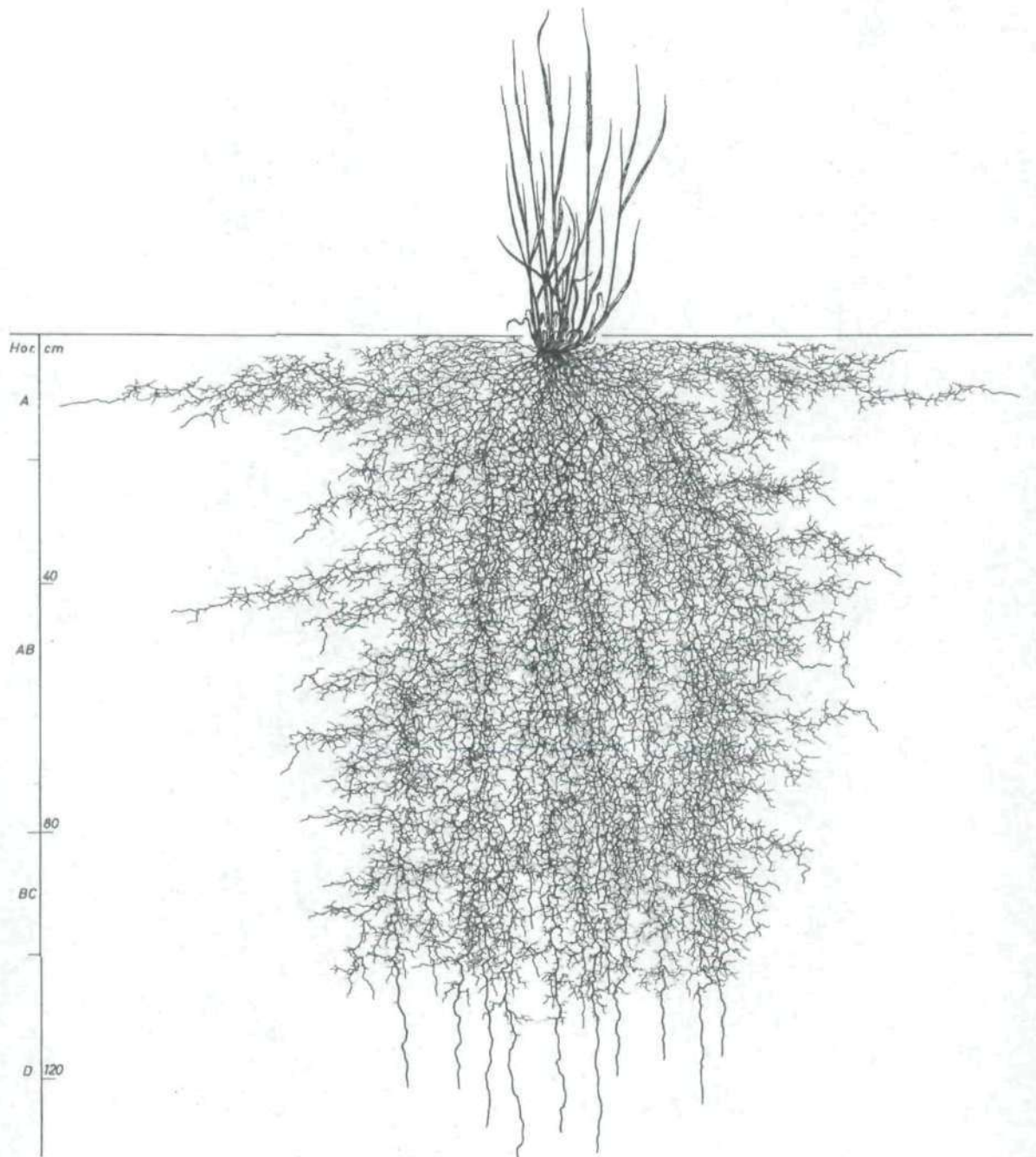
VII Grote vossenstaart
Alopecurus pratensis



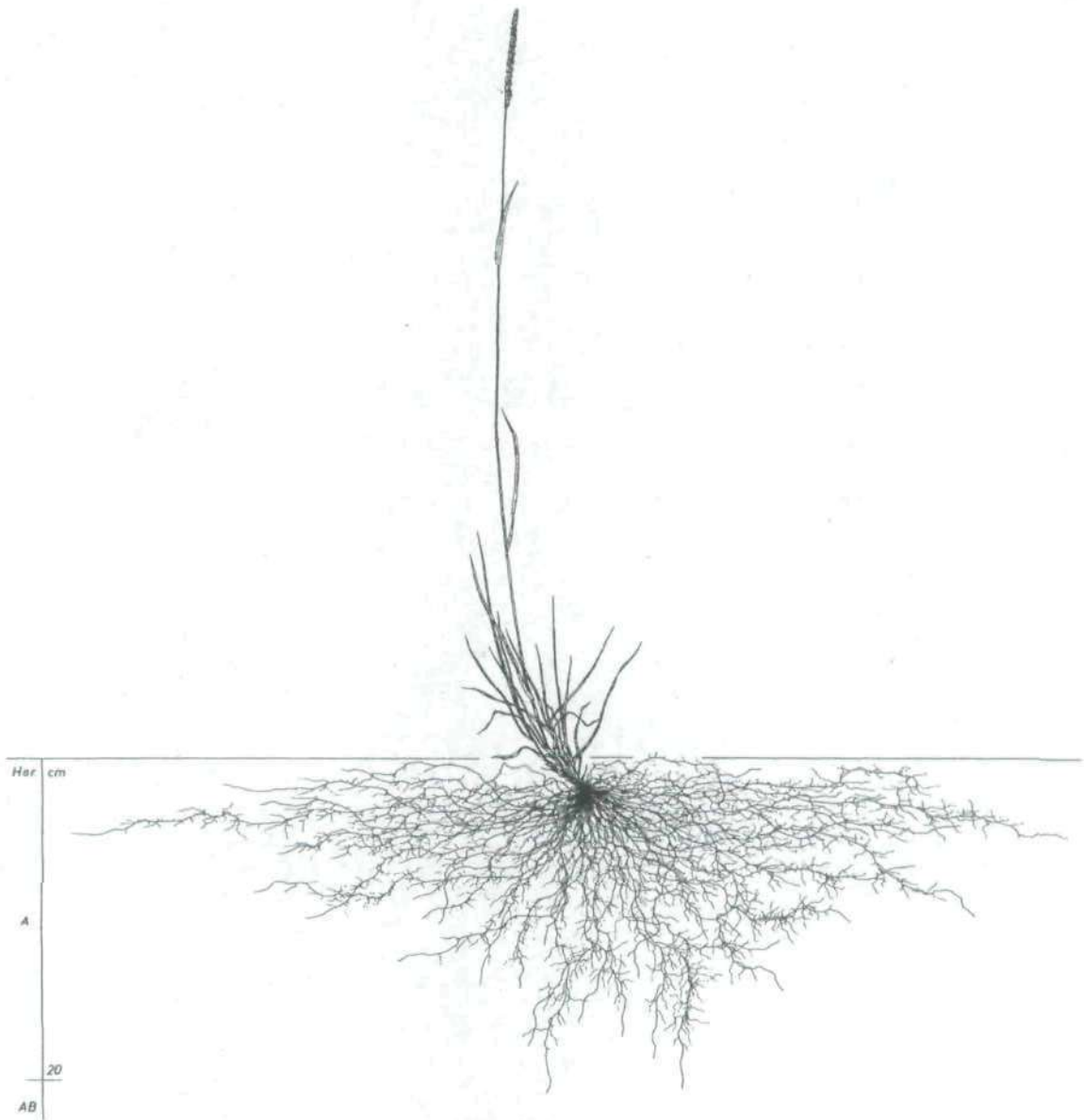
VIII Grote brandnetel
Urtica dioica



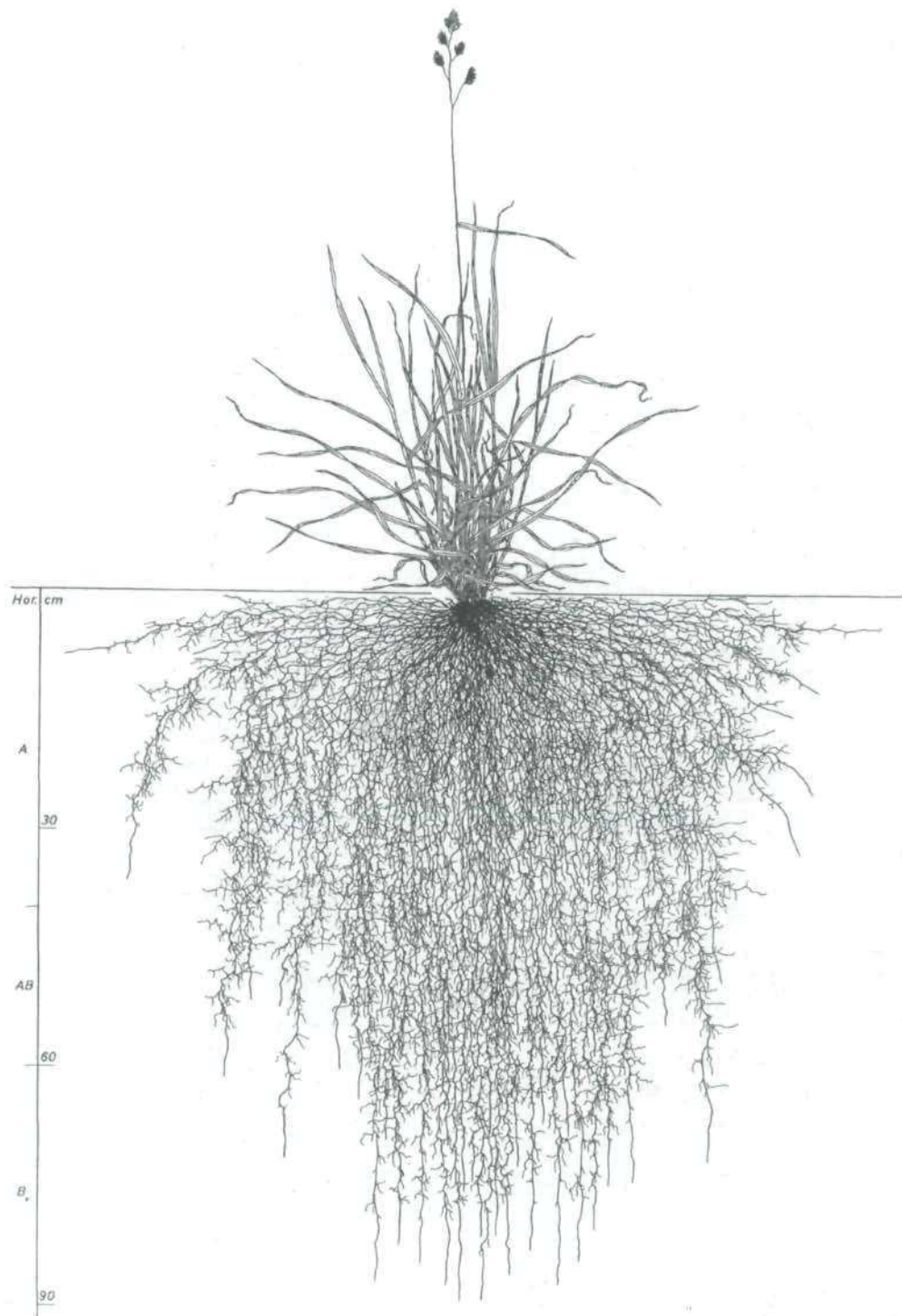
IX Glanshaver
Arrhenatherum elatius



X Kamgras
Cynosurus cristatus

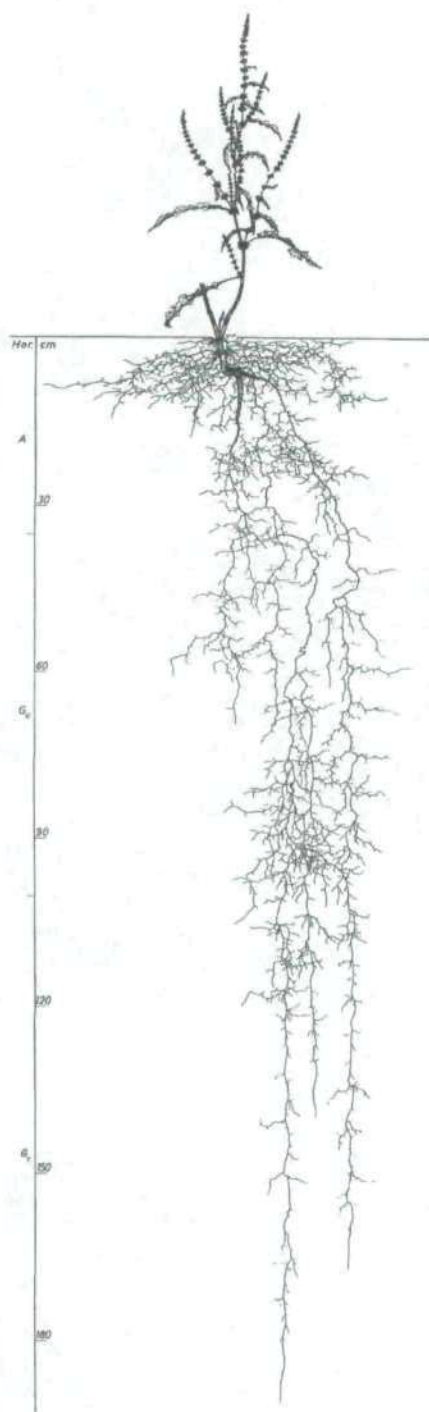


XI Kropaar
Dactylus glomerata

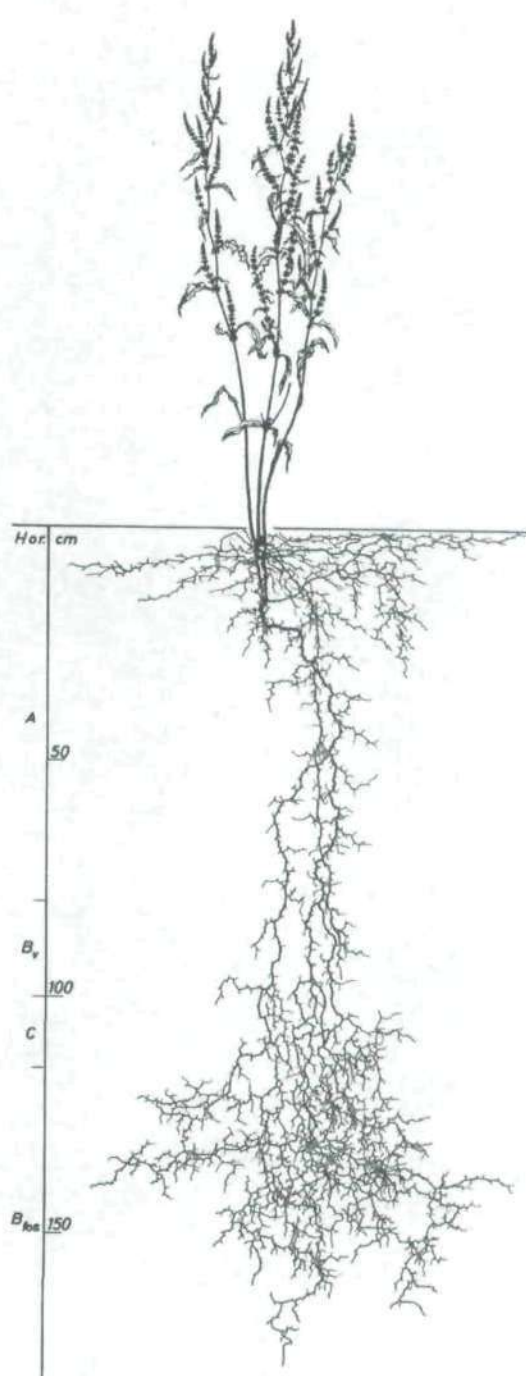


XII Krulzuring *Rumex crispus*

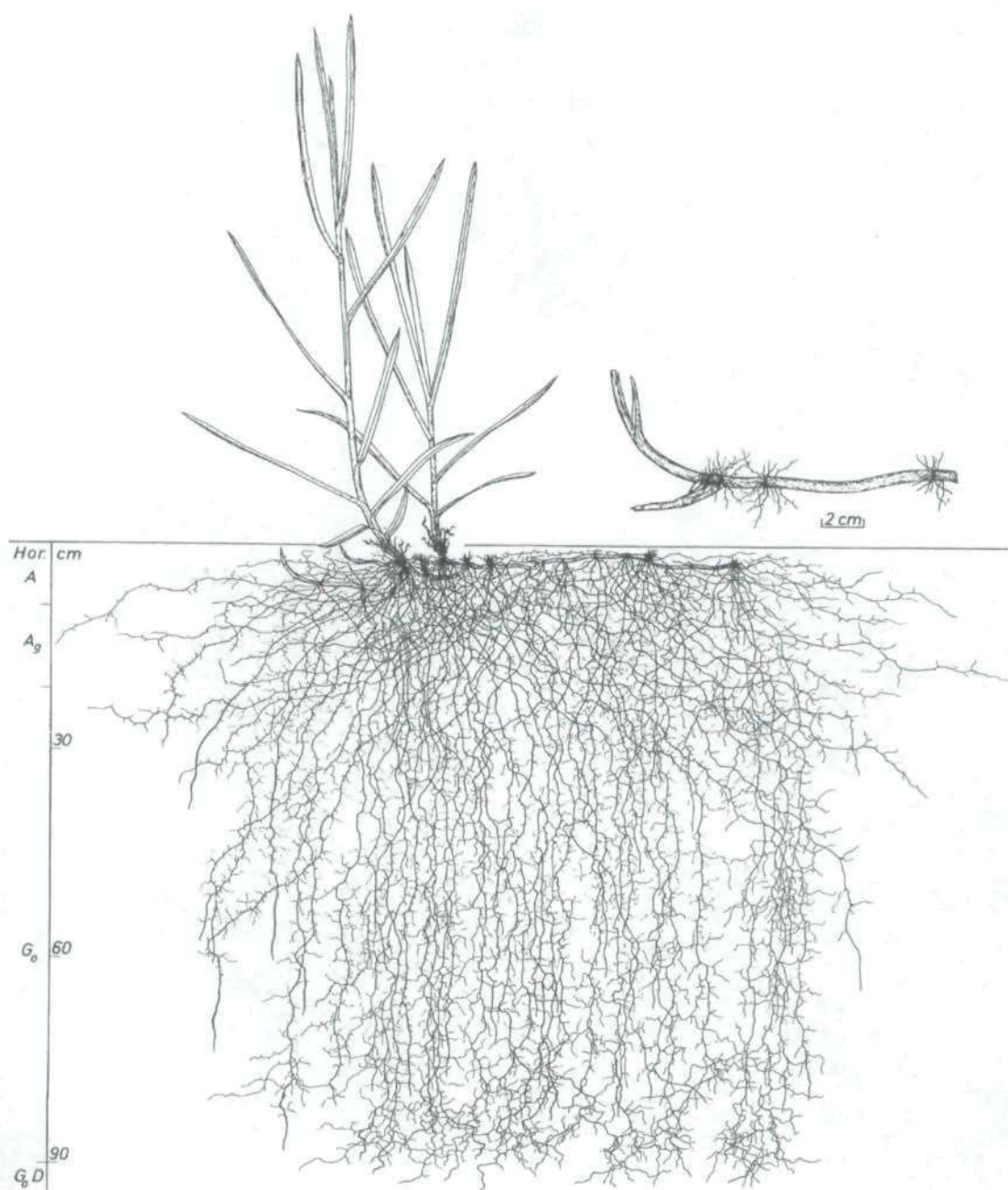
A. Op zware klei



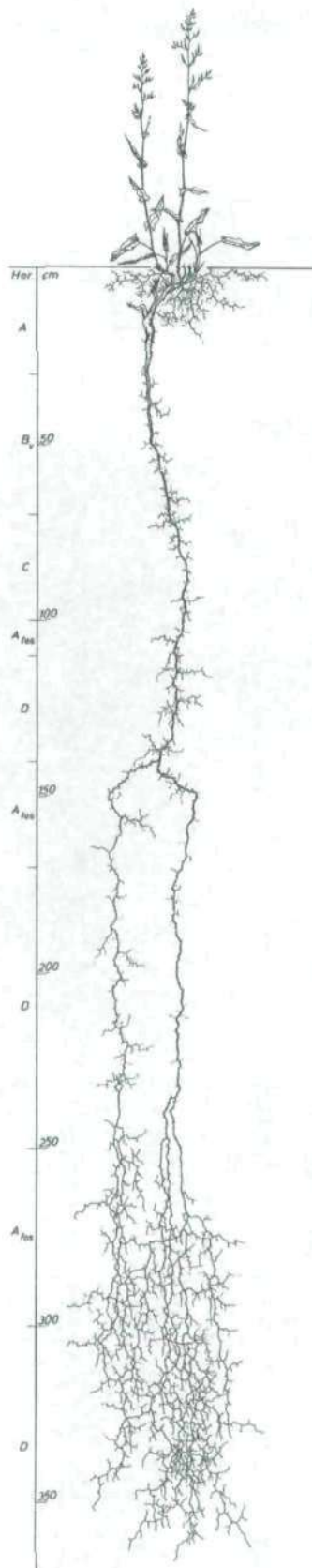
B. Op kalkrijke bruinaarde



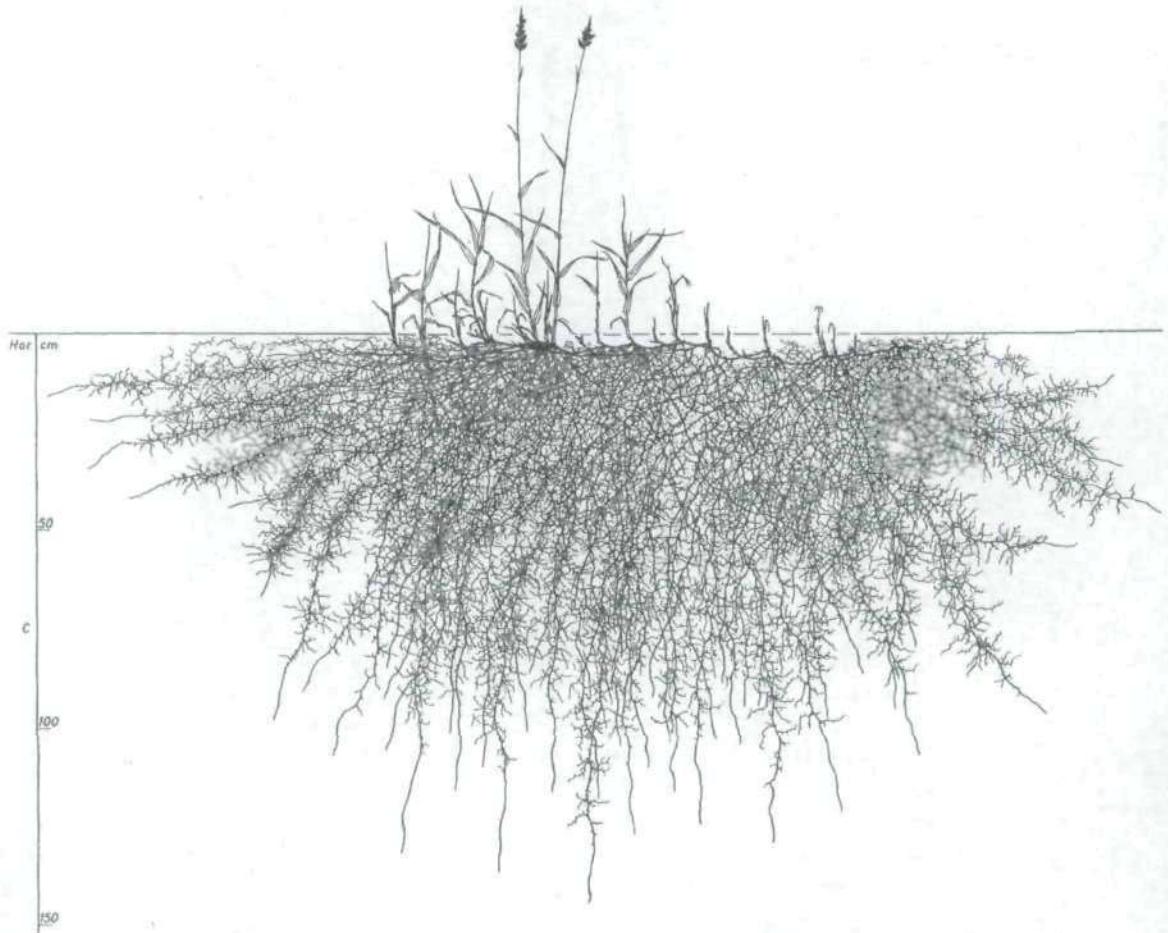
XIII Liesgras
Glyceria max



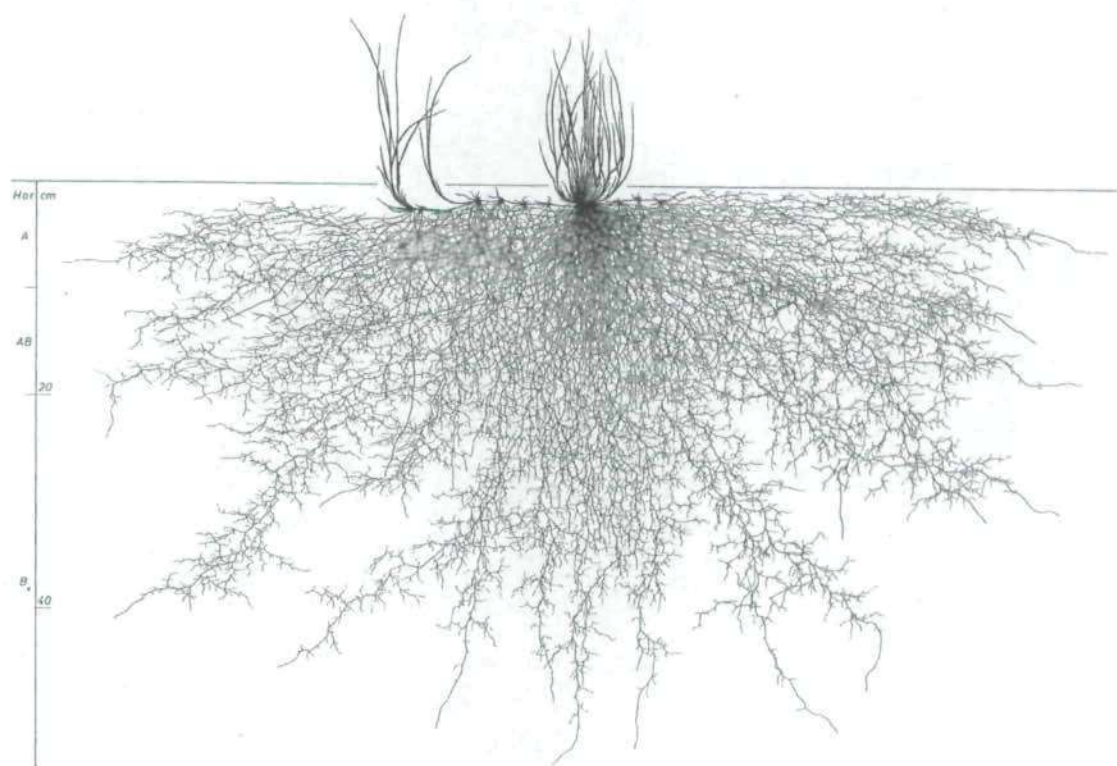
XIV Ridderzuring
Rumex obtusifolius



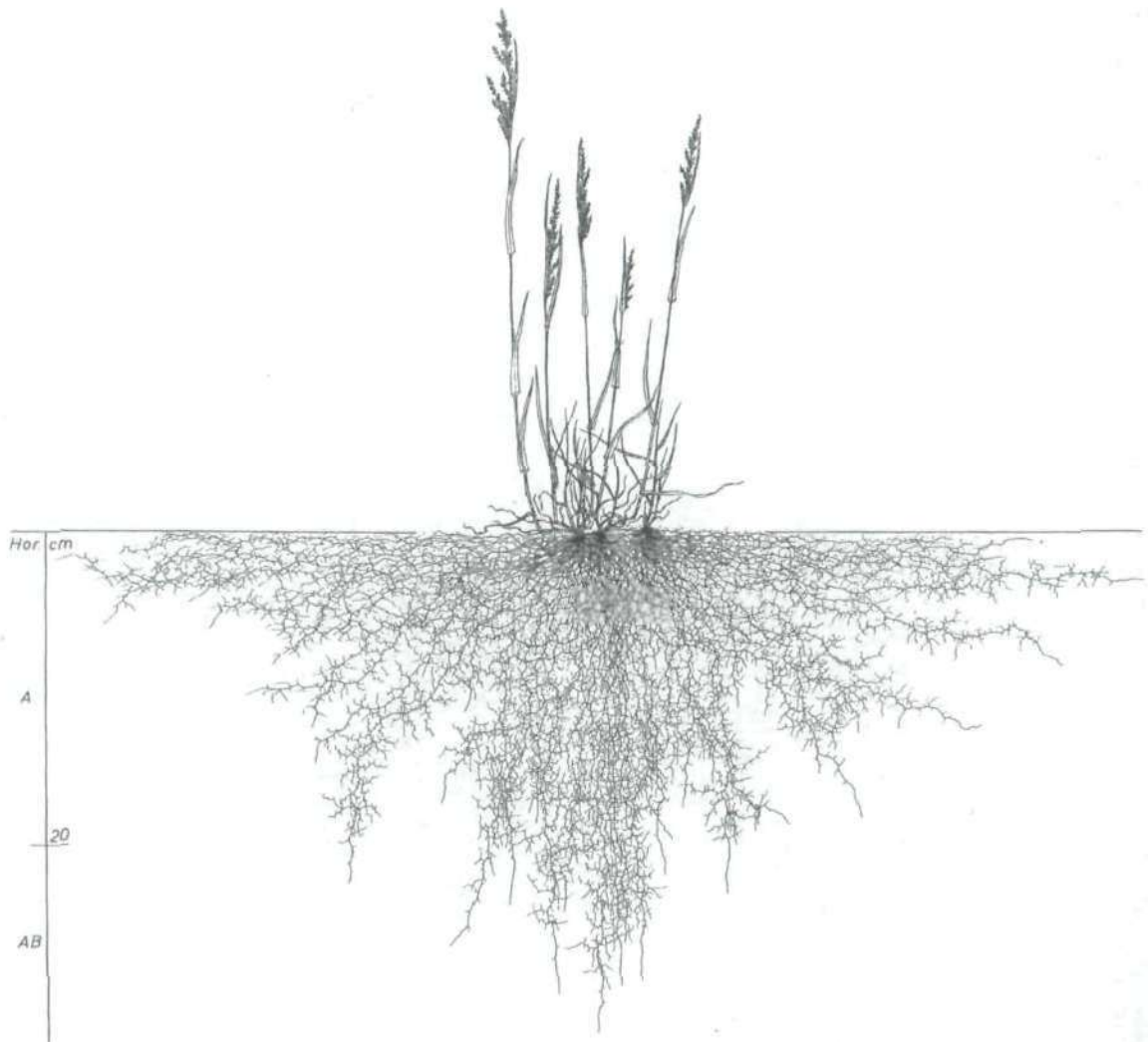
XV Rietgras
Phalaris arundinacea



XVI Rood zwenkgras
Fesuca rubra



XVII Ruw beemdgras
Poa trivialis



XVIII Zilverschoon
Potentilla anserina

