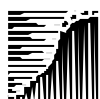


Preadvies Zinkflora

B.P. van de Riet (Landschapsecologie, Universiteit Utrecht)
E.C.H.E.T. Lucassen (Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen)
R. Bobbink (Landschapsecologie, Universiteit Utrecht)
J.H. Willems (Plantenecologie, Universiteit Utrecht)
J.G.M. Roelofs (Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen)



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

© 2005 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK, nr. 2005/Dk007-O
Ede, 2005

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2005/Dk007-O en het aantal exemplaren.

Oplage 200 exemplaren

Samenstelling Deel A en C:
B.P. van de Riet (Landschapsecologie, Universiteit Utrecht)
R. Bobbink (Landschapsecologie, Universiteit Utrecht)
J.H. Willems (Plantenecologie, Universiteit Utrecht)
Deel B:
E.C.H.E.T. Lucassen (Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen)
J.G.M. Roelofs (Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen)

Foto omslag F.F. van de Zee

Druk Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Expertisecentrum LNV
Bedrijfsvoering/Publicatiezaken
Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon : 0318 822500
Fax : 0318 822550
E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

De zinkflora omvat een aantal planten die tolerant zijn voor hoge concentraties zink in de bodem. Deze planten behoren tot de allereerste plantensoorten in Nederland. Ze zijn door hun specifieke standplaats altijd al zeldzaam geweest, maar door met name vermessing is de zinkflora de afgelopen decennia sterk achteruitgegaan. In 2004 luidde Staatsbosbeheer de noodklok om dat ook op de laatste groeiplaats in Nederland (het Geuldal in Zuid Limburg) de situatie kritiek werd. Er bestond dringend behoefte aan meer kennis over ecologie en beheer van de zinkflora om deze voor Nederland te kunnen behouden.

Het is zeer verheugend dat op dat moment diverse organisaties de handen ineen sloegen waarmee er naast OBN financiering (LNV) ook geld beschikbaar kwam van Staatsbosbeheer, Stichting Limburgs Landschap en Vereniging Natuurmonumenten om dit onderzoek mogelijk te maken. In korte tijd is een gedegen studie verricht door de Universiteit Utrecht en de Radboud Universiteit Nijmegen, waarin verschillende aanknopingspunten voor behoud van de zinkflora besproken worden. Bovendien is het een helder geschreven en vlot leesbaar rapport, wat ik een aan een breder publiek dan alleen direct betrokkenen van harte aanbeveel.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Het Overlevingsplan Bos en Natuur	11
1.2 Leeswijzer	11
1.3 Dankwoord	12
Deel A	
De zinkflora: beschrijving van de abiotiek en biotiek	
2 Abiotiek van de zinkvegetatie	15
2.1 Geschiedenis van de mijnbouw	15
2.2 De huidige situatie	16
2.3 Veranderingen in zinkaanvoer	17
2.4 Zink en de zinkflora	21
2.5 Beschikbaarheid van zink in de bodem	23
3 Biotiek en verspreiding van de zink-vegetatie	27
3.1 De zinktaxa van Nederland en hun verspreiding	27
3.2 De zinkvegetatie	30
3.3 Herkomst van de zinkflora	32
3.4 Verspreiding van de zinkflora: van toen tot nu...	33
3.5 De koepelnesten van de Gele weidemier (<i>Lasius flavus</i>)	39
3.6 Fauna op de zinkflora	40

Deel B
Onderzoek naar de abiotische randvoorwaarden voor de groei van zinkflora op graslanden langs de Geul in Nederland

4	Inleiding	45
5	Materiaal en methoden	47
5.1	Vergelijking van de abiotiek tussen vegetaties met en zonder zinkflora	47
5.2	Bepaling van nutriënten en metalen in planten onder Zn-rijke veldcondities	48
5.3	Het effect van kalk- en zinkadditie op zinkflora en vergrassers	48
5.4	Het effect van zuuradditie op de zinkbeschikbaarheid in de bodem	50
5.5	Het effect van spitten en toedienen van Geulsediment onder veldcondities	50
6	Resultaten	53
6.1	Vergelijking van de abiotiek tussen vegetaties met en zonder zinkflora	53
6.1.1	Destructies	53
6.1.2	Waterextracten	55
6.1.3	Olsen-P extracten	57
6.2	Bepaling nutriënten en metalen in planten onder Zn-rijke veldcondities	57
6.3	Het effect van kalk- en zinkadditie op zinkflora en vergrassers	58
6.3.1	Experiment I	58
6.3.2	Experiment II	60
6.4	Het effect van zuuradditie op de zinkbeschikbaarheid in de bodem	62
6.5	Het effect van spitten en toedienen van Geulsediment onder veldcondities	63
7	Discussie	65
8	Conclusies	69

Deel C

Een toekomst voor de zinkflora in Nederland: knelpunten en aanbevelingen voor beheer en onderzoek

9	Bedreigingen voor de zinkflora	73
9.1	Bedreigingen voor de resterende groeiplaats van zinkflora in het SBB zinkreservaat (I)	73
9.1.1	Afkalving	73
9.1.2	Vervilting van de vegetatie	74
9.1.3	Overschaduwing	75
9.2	Bedreigingen voor het herstel van vroegere groeiplaatsen van de zinkflora (II)	75
9.2.1	Vermesting (eutrofiëring)	76
9.2.2	Bekalking	78
10	Beheer en herstel van de zinkflora	79
10.1	Aanbevelingen	79
10.1.1	Aanbevelingen voor het behoud van de zinkflora in het SBB zinkreservaat (I)	79
10.1.2	Aanbevelingen voor uitbreiding van het areaal van de zinkflora (II)	80
10.2	Knelpunten bij het beheer	81
10.2.1	Maaien	81
10.2.2	Begrazen	82
10.2.3	Plaggen	82
10.3	Aanbevelingen voor verder onderzoek	83
	Geraadpleegde literatuur	85

Samenvatting

De zinkflora omvat een aantal planten die tolerant zijn voor hoge concentraties zink in de bodem. De bekendste vertegenwoordigers hiervan zijn het Zinkviooltje en de Zinkboerenkers. In Nederland wordt de zinkflora alleen nog aangetroffen in het Geuldal in Zuid-Limburg, waar zinkrijk slib afgezet is in de stroomdalen. In dit preadvies is op basis van literatuurgegevens is een schatting gemaakt van de achteruitgang van het areaal van de zinkflora. Hieruit is gebleken dat de afgelopen 80 jaar de omvang van het areaal is afgenomen met ca. 90 %. Bovendien zijn enkele zinkplanten uit ons land verdwenen.

Vermesting, in combinatie met bekalking, is vermoedelijk één van de belangrijkste oorzaken voor het verdwijnen van de zinkflora. Veldmetingen hebben aangetoond dat zinkflora in Nederland voorkomt bij zinkconcentraties in de bodem die hoger zijn dan 40 $\mu\text{mol/g}$ dw. Echter, naast de hoeveelheid zink heeft ook de Zn/Ca ratio in de bodem effect op de vitaliteit van zinkplanten. Het is gebleken dat calcium de toxiciteit van zink op planten kan verminderen, waardoor niet-zinkplanten minder geremd worden in de groei en hun concurrentiepositie versterkt wordt.

Naast de afgenomen toxiciteit van zink heeft de toename van voedingstoffen in de bodem uit o.a. de landbouw er toe geleid dat snelgroeiende kruiden en grassen de zinkvegetatie zijn gaan domineren en de zinkplanten verdringen.

Het zinkreservaat van Staatsbosbeheer (SBB), de laatste resterende groeiplaats van o.a. het Zinkviooltje, is echter nauwelijks bemest of bekalkt geweest. Toch is ook hier de zinkflora sterk achteruit gegaan. Vervilting van het grasland is mogelijk een oorzaak voor het uitblijven van uitbreiding/verjonging van de populaties zinkplanten evenals overschaduwing door Populieren dat is. Bovendien verdwijnt door afkalving van de oevers ieder jaar een deel van de populaties zinkplanten in de Geul.

In dit preadvies vallen de aanbevelingen voor het beheer van de zinkflora uiteen in twee categorieën. Ten eerste zijn enkele (experimentele) maatregelen geformuleerd ten aanzien van een duurzaam herstel van de resterende groeiplaats van de zinkflora. Ten tweede worden aanbevelingen gedaan met als doel de zinkflora terug te krijgen op vroegere groeiplaatsen langs de Geul. Ook worden mogelijke knelpunten of problemen bij het uitvoeren van beheer opgesomd.

Tot slot zijn er voorstellen gedaan voor verder onderzoek. Het is van belang dat de zinkvegetatie gemonitord gaat worden om effecten van de voorgestelde beheersmaatregelen vast te leggen. Bovendien zijn uit zowel het literatuuronderzoek, als het experimentele onderzoek enkele prangende vragen naar voren gekomen. Voor een duurzaam herstel en adequaat beheer van de zinkflora zijn antwoorden op deze vragen noodzakelijk.

Belangrijkste conclusies

Als gevolg van vermisting en bekalking is het areaal van de zinkflora in 80 jaar tijd afgenomen met meer dan 90%. Tegenwoordig resteert minder dan een halve hectare redelijk ontwikkelde zinkvegetatie.

Een verklaring voor het voorkomen van de zinkflora is de toxiciteit van zink: niet-zinkplanten ervaren een toxisch effect van zink, terwijl zinkplanten een verhoogde behoefte hebben.

Naast hoge zinkconcentraties in de bodem worden standplaatsen van zinkplanten gekenmerkt door lage biomassa-productie en lage beschikbaarheid van nutriëntengehalten in de bodem.

Zinkflora komt voor op locaties waar zinkconcentraties in de bodem hoger zijn dan 40 $\mu\text{mol/g}$ dw en een Zn/Ca ratio in de bodem die hoger is dan 0,8. Op locaties die vergrast zijn, is de zinkconcentratie en/of de Zn/Ca ratio lager.

Er bestaat een direct relatie tussen zinkbeschikbaarheid in de bodem en vitaliteit van de zinkflora. Verlaging van de Zn/Ca ratio leidt tot verminderde zinkopname en verminderde biomassa in Zinkboerenkers.

Kunstmatig verzuren van een zinkrijke, zwakgebufferde bodem kan leiden tot een verhoogde Zn/Ca ratio in het bodemvocht, waardoor dit een optie is als herstelmaatregel. Ook zinkertsadditie leidt tot verhoogde Zn/Ca ratio.

1 Inleiding

1.1 Het Overlevingsplan Bos en Natuur

Dit preadvies analyseert de oorzaken van de achteruitgang van de zinkflora in Zuid Limburg en formuleert beheersmaatregelen die mogelijk leiden tot een effectief herstel. Na decennia lang te hebben geleden onder gebrek aan aandacht voor de zinkflora, staat ze inmiddels meer in de belangstelling. Het onderzoeksrapport "Achteruitgang van het Zinkviooltje op graslanden langs de Geul: oorzaken en mogelijkheden tot herstel" (Lucassen e.a., 2003) en het artikel "Hoe is het eigenlijk met onze zinkflora gesteld?" (Willems, 2004) hebben hiertoe de aanzet gegeven. De dramatische achteruitgang van het areaal van het Zinkviooltje en de andere zinkplanten tot de zeer beperkte omvang van tegenwoordig, te weten één enkel grasland ten zuiden van Epen, hebben uiteindelijk geleid tot het besef dat dit wellicht een laatste kans is om de zinkflora voor ons land te behouden.

Dit preadvies valt binnen het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) van het Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (LNV). Het is geschreven in opdracht van het Expertisecentrum LNV, Staatsbosbeheer, Stichting Limburgs Landschap en Vereniging Natuurmonumenten, onder begeleiding van het OBN-deskundigenteam droge en vochtige schraallanden.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport bestaat uit drie delen. In deel A wordt de zinkvegetatie omschreven, met speciale aandacht voor de biotiek en abiotiek, welke bepalend zijn voor het voorkomen van deze bijzondere groep planten. In deel B worden de resultaten besproken uit veld- en experimenteel onderzoek en de abiotische randvoorwaarden gekenschetst, welke de basis vormen van de te nemen beheersmaatregelen. Op grond van de in deel A en B gestelde conclusies en op basis van kennis verkregen uit veldbezoeken en interviews met experts en terreinbeheerders, worden de mogelijke oorzaken van de achteruitgang van de zinkflora besproken in deel C. Uiteindelijk wordt in deel C een pakket van beheersmaatregelen geformuleerd voor een mogelijk herstel van de zinkvegetatie. Bovendien wordt aangegeven welke kennis omtrent het beheer en herstel van zinkvegetaties reeds aanwezig is en welke kennishiaten er nog zijn, om te komen tot een effectief herstelbeheer. Daartoe worden aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek.

De begeleiding bij het samenstellen van dit preadvies lag in handen van Dr. J.H. Willems en Dr. R. Bobbink van de Universiteit Utrecht en Prof. dr. J.G.M. Roelofs van de Radboud Universiteit Nijmegen. Deelrapport A en C zijn financieel mogelijk gemaakt door EC-LNV (tegenwoordig Directie Kennis van LNV) en uitgevoerd door B.van de Riet op de leerstoelgroep Landschapsecologie van de Universiteit Utrecht. Het onderzoek in deelrapport B is uitgevoerd door E.C.H.E.T. Lucassen van de afdeling Milieubiologie van de Radboud Universiteit Nijmegen in opdracht van Staatsbosbeheer Regio Zuid en financieel mede mogelijk gemaakt door het Europees Oriëntatie en Garantiefonds voor de Landbouw (afdeling Garantie), Stichting Limburgs Landschap en de Vereniging Natuurmonumenten.

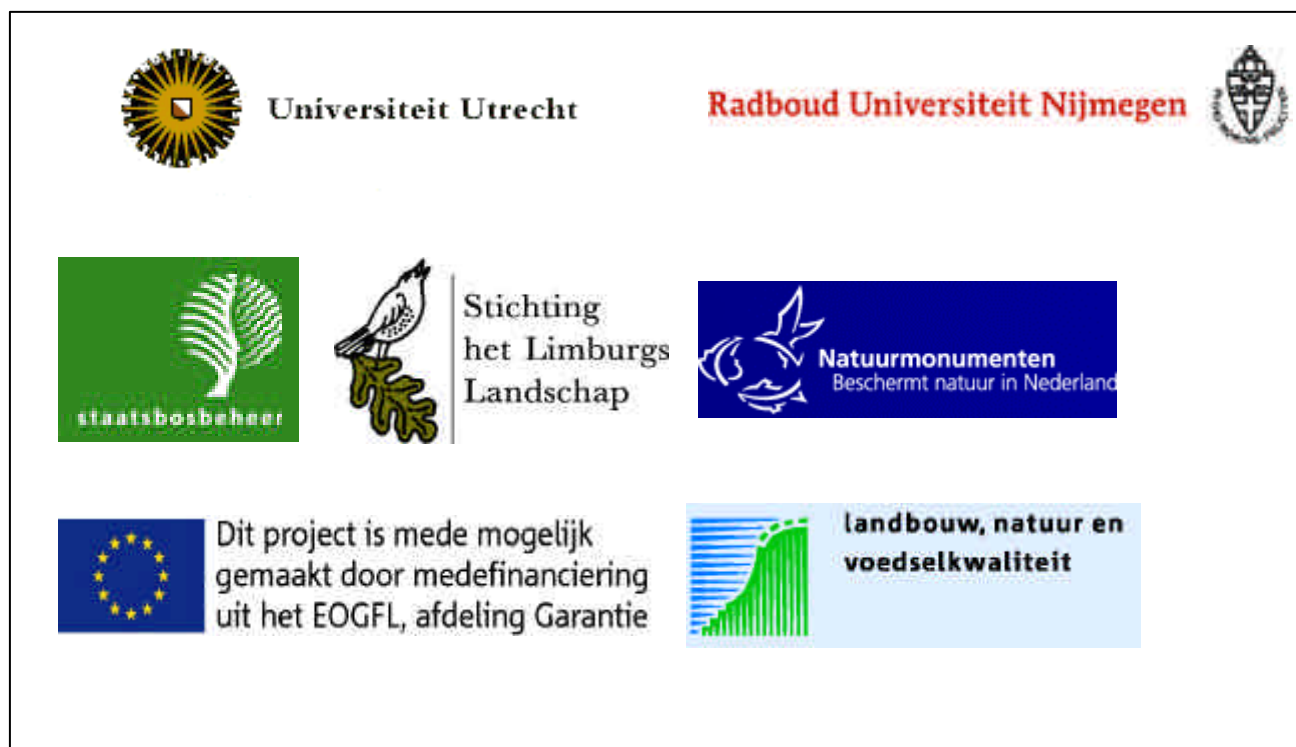
1.3 Dankwoord

In dit preadvies is getracht om een overzicht te geven van de kennis die momenteel aanwezig is van de Nederlandse zinkflora. De persoonlijke bijdrage van verschillende personen is derhalve van groot belang geweest bij de totstandkoming. Daarom willen wij de volgende personen bedanken voor hun hulp: Prof. W. Ernst (VU Amsterdam), Dhr. S. Jehae (SBB), Dhr. L. Querelle (NM) en Dhr. R. Vanderheijden (SLL). Tevens dank aan de volgende organisaties die welwillend benodigde gegevens hebben verstrekt: Stichting FLORON, Waterschap Roer en Overmaas, Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer BE Zuid Limburg, Stichting Limburgs Landschap, Natuurhistorisch Museum Maastricht, Nationaal Herbarium Nederland afdeling Utrecht en Leiden en de Technische Commissie Bodembescherming.

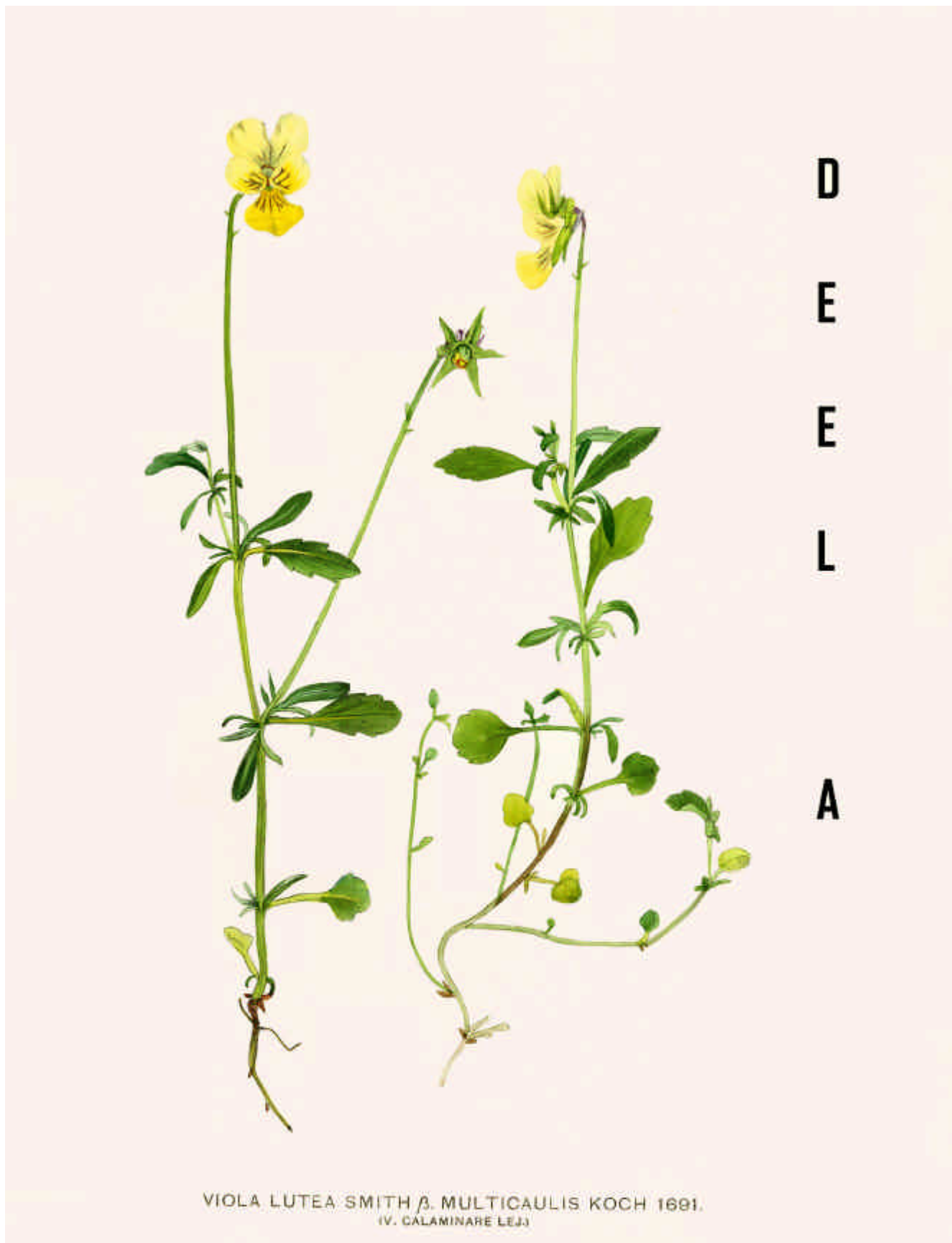
De volgende personen willen wij hartelijk bedanken voor de prettige samenwerking en hun hulp bij het zoeken van informatie: Mevr. S. Evens (SBB), Mevr. N. Corduwener (SLL), Mevr. F. Dingemans-Bakels en Dhr. Th. Hemelaar (NHM Maastricht), Dhr. T. Banken (TCB), Dhr. W. Holverda (NHN Leiden), Dhr. P. Dobbelaar (UU), Dhr. N. Willems, Dhr. R. Haveman, Dhr. P. Bizoux (Gembloux) en Mevr. F. Brévers (Gembloux).

Tot slot willen wij enkele personen danken voor hun hulp bij het tot stand komen van het onderzoeksrapport deel B: Jelle Eygensteyn, Rien van der Gaag en Liesbeth Pierson van het Gemeenschappelijk Instrumentarium van de Radboud Universiteit Nijmegen voor hun ondersteuning bij de chemische analyses, Robert Ketelaar van de Vereniging Natuurmonumenten, Jack Geraedts van de Provincie Limburg, Fons Smolders van onderzoekscentrum B-ware en René Gerats van Stichting het Limburgs Landschap voor het kritisch doorlezen van de tekst.

Het onderzoek is tot stand gekomen onder begeleiding van het Deskundigenteam droge en vochtige schraallanden en ook hen willen wij bedanken voor hun bijdrage. Het deskundigenteam bestaat uit de volgende personen: Renée Bekker, Roland Bobbink, Philip Bossenbroek, Han van Dobben, Maaïke de Graaf, Gerrit Heil, Geert Kooijman, Jan Roelofs, Bart van Tooren, Michiel Wallis de Vries, Jo Willems en Friso van der Zee.



**De zinkflora:
beschrijving van de abiotiek en biotiek**



*Vorige pagina: Afbeelding van het Zinkviooltje uit de Flora Batava (1906).
“De afgebeelde exemplaren werden door Dr. J.W. Goethart en Dr. L. Vuyck in mei 1901
verzameld langs de weg bij Epen, alwaar de soort uiterst talrijk voorkomt. Zij werd
aldaar reeds vroeger verzameld, in 1885 door de heren J.D. Kobus en Goethart,
tusschen Cottessen en Gulpen in 1872 door Dr. van der Sande Lacoste en in 1837 bij
Gulpen door Dr. Ploem.”*

2 Abiotiek van de zinkvegetatie

2.1 Geschiedenis van de mijnbouw

Het voorkomen van zinkflora in Nederland is geheel en al verbonden met het riviertje de Geul. De eerste die de aard van deze relatie vermoedde, was de geoloog en botanicus Eli Heimans: “Ge vindt geen enkel geel Zinkviooltje dat niet aan de Geul staat. En niet eens overal aan de Geul; alleen op plaatsen waar hij buiten zijn oevers kan treden, voorbij die grenslijn zijn de viooltjes verdwenen, of ze met een zeis waren weggemaaid” (E. Heimans, 1911, p. 114-115).

Echter, in 1911 kon de zinkconcentratie nog niet worden gemeten. Het was in 1925 toen Kurris & Pagnier als eersten aantoonde dat het voorkomen van zinkflora bepaald wordt door het zinkgehalte in de bodem. Zij vonden totale zinkconcentraties in bodem variërend van 73 tot maar liefst 1260 $\mu\text{mol/g}$ grond op plaatsen met zinkflora en 10,7 $\mu\text{mol/g}$ grond waar de zinkflora ontbreekt. Zodoende werd het vermoeden van Heimans bevestigd.

De bron van dit zink moet worden gezocht in België, waar in het verleden op grote schaal metaalertsen zijn gewonnen in Plombières en La Calamine (Kelmis) (fig. 2.1). In Nederland zijn nooit zinkertsen dicht aan het oppervlak gevonden (Jongmans, 1925). De eerste mijnbouwactiviteiten in aangrenzende gebieden in Duitsland en België dateren uit de Romeinse Tijd. Plinius (77 na Chr.) vermeldt mijnbouw in “Germania” en in storthopen van mijnafval bij Breinig, nabij Aken (D) zijn Romeinse munten gevonden uit de 1^e eeuw na Chr. (Brooks & Johannes, 1990). De eerste melding van ertswinning in La Calamine is uit 1344. Echter, de grootschalige zinkexploitatie startte in 1806. Gedurende de hele bloeiperiode van de zinkindustrie, van 1820 tot 1880, is La Calamine, door de daar aanwezige groeve Vieille Montagne (Altenberg), het middelpunt geweest van de mijnindustrie. Ertsen, gewonnen in mijnen in de omgeving werden daar naartoe getransporteerd ter verdere bewerking. De exploitatie in Plombières (Bleiberg) startte pas in 1844. Ook daar werden grote fabrieken opgezet om de ertsen te wassen, te smelten en verder te bewerken (Meerman, 1975). Het proces van ertsbewerking wordt beschreven door E. Heimans (1914) als hij tijdens één van zijn excursies een bezoek brengt aan de ertswasserij van Vieille Montagne in La Calamine:

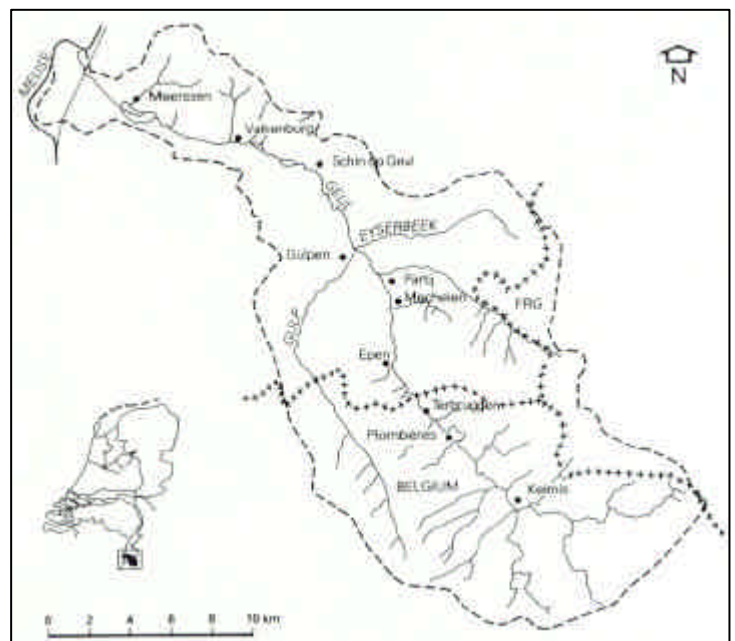


Fig. 2.1: Het stroomgebied van de Geul. In België meandert de Geul tussen de mijnbouwterreinen van La Calamine (Kelmis) en Plombières door (Leenaers, 1989).

“Ge ziet op de hoogste verdieping de ertsen met kipwagens op liften binnenkomen, volgeladen met het ruwe erts, zoals het in den omtrek wordt gedolven. Dit erts wordt machinaal gewassen en ruw gesorteerd door vrouwen en kinderen. ... alles wat gemengd erts is, wordt geworpen in trechters die het voeren naar een lange serie enorme elektrische machines, hoofdzakelijk klophammers, trechters en filters, die automatisch de ertsen sorteren en op gewenschte korrel-grootte brengen. Alles wat er dan nog overblijft, wordt geslemd op roteerende kegelvormige schijven, en daar wordt het fijne poedervormige erts opnieuw gesorteerd. Ten slotte wordt het afgewerkte water gevoerd in een reeks trechters in den grond. Daarin bezinkt het laatste poederfijne erts, het wordt weggezogen uit de bodempijpen van die trechters, zoodat er zo goed als niets overblijft in de geweldige massa’s werkwater, die voor dagelijksch gebruik door een eigen pompstation uit den grond worden aangevoerd. Dit afgewerkte water moet echter, hoe weinig ook, nog wel sporen bevatten van de ertsen die het heeft helpen “wasschen” en dit spoelwater nu wordt weggestuwd naar de Geul.”

In de bloeiperiode van de zinkindustrie moeten in La Calamine en Plombières op deze manier grote hoeveelheden water zijn vervuild met zink.

In Plombières werd zink gewonnen tot ca. 170 m diepte. De exploitatie van zinkertsen werd bemoeilijkt door de grote wateroverlast in de mijn. Tijdens zware regenval en in de winter sijpelde zoveel water door het poreuze kalksteen de schachten in, dat deze continu moesten worden leeggepompt. Ook dit water uit de mijnschachten werd geloosd in de Geul en heeft bijgedragen tot de vervuiling. In de tweede helft 19^e eeuw moesten ingrijpende maatregelen worden genomen om de wateroverlast te beperken: er werd een tunnel gegraven en in 1862 werd de Geul deels gekanaliseerd (Meerman, 1975). Omstreeks 1920 werd de ertswinning in Plombières definitief beëindigd, voornamelijk omdat de hoge kosten als gevolg van de wateroverlast verdere exploitatie onrendabel maakten. De mijn in La Calamine sloot in 1884-85, omdat deze uitgeput was. Toch is na sluiting van de mijnen de zinkindustrie doorgegaan met het verwerken van uit het buitenland aangevoerde ertsen. Tenslotte is rond 1950 een einde gekomen aan de zinkindustrie in Plombières en La Calamine en omgeving.

2.2 De huidige situatie

De metaalconcentraties in de bodem kunnen over de diepte in hoge mate variëren. Algemeen wordt aangenomen dat dit een reflectie is van temporele veranderingen in de hoeveelheid zink en lood die werden afgezet (bv. Hindel e.a., 1996; De Vos e.a., 1996; Rang e.a., 1986). Swennen e.a. (1994) heeft in bodemprofielen kunnen aantonen dat de aanvoer van zink al hoog was in de 17^e eeuw door kleinschalige mijnbouw, maar dat het een maximum bereikte tijdens de hoogtijdagen van de zinkindustrie in België, rond het midden van de 19^e eeuw.

Ofschoon met het stoppen van de mijnbouwactiviteiten rond 1950 ook de primaire bron ('point source') van zink verdwenen is, wordt nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid zink aangevoerd via de Geul. Volgens Leenaers (1989) bevatten de lagen die in het Nederlandse deel van het Geuldal zijn afgezet in de laatste 30-45 jaar zeer hoge concentraties zware metalen als gevolg van hersedimentatie van ouder materiaal uit bovenstrooms gebied. Deze aanvoer is secundair en meer diffuus van aard ('line source'). Bovendien stroomt de Geul tussen de oude mijnstorten van La Calamine en Plombières door, waardoor zinkrijk materiaal meegevoerd wordt naar Nederland (fig. 2.2). Dit laatste is echter van minder groot belang geworden, omdat sinds de '70-er jaren in België maatregelen getroffen zijn om de mijnstorten te egaliseren (Ernst, pers. med.).



Fig. 2.2: In Plombières meandert de Geul tussen de hopen ertsafval door, waardoor deze nog steeds zinkrijk materiaal met zich mee kan voeren (foto: R. Bobbink).

2.3 Veranderingen in zinkaanvoer

Vaak wordt het verdwijnen van de zinkmijnbouw en –verwerking in Plombières en La Calamine en de daardoor afgenomen zinkaanvoer genoemd als oorzaak van het verdwijnen van de zinkflora (Janssen & Schaminée, 2003; Schaminée, 1996; Ernst e.a., 1995). De huidige totale zinkconcentratie in de bodem van bijvoorbeeld het zinkreservaat nabij Epen ligt rond de 60 $\mu\text{mol/g}$ droge grond, terwijl in 1925 in de omgeving van Epen waarden werden gemeten van ca. 75 tot bijna 450 $\mu\text{mol/g}$ (Kurris & Pagnier, 1925). Hierbij moet worden aangemerkt dat binnen een klein gebied de zinkconcentraties in de bodem grote verschillen kunnen vertonen. Dat bemoeilijkt de vergelijking tussen de vroegere en de huidige situatie. Door het uitgebreide onderzoek van Leenaers (1989) kunnen we een goed idee krijgen hoe groot de aanvoer van zink was in de jaren tachtig. In het zinkbudget (fig. 2.3) voor het gehele Nederlandse deel van het stroomgebied is de totale hoeveelheid zink die uit het Geulstelsel de Maas in verdwijnt berekend op 70.475 kg per jaar. Doordat de rivier in België, tijdens perioden van hoge afvoer, de oevers (en de rivierbodem) erodeert en het materiaal meevoert, wordt jaarlijks echter een enorme hoeveelheid zink weer mobiel. De schatting is dat per jaar 57.400 kg zink bij Cottessen Nederland binnenkomt. Aangezien de afvoer groter is dan de aanvoer kan geconcludeerd worden dat het systeem steeds minder zink zal gaan bevatten. Er zijn echter enkele factoren die maken dat dit proces zeer traag zal verlopen. Ten eerste is de totale hoeveelheid zink die opgeslagen ligt in het systeem geschat op 19.205 ton. Dat is zo'n 1500 keer groter dan de jaarlijkse netto afvoer. Dat betekent dat tussen de periode van vervuiling en het moment dat de zinkconcentraties in het systeem weer zouden zijn zoals vóór de intensieve mijnbouw, er een zeer grote tijd zit. Ten tweede zien we dat een opvallend hoog percentage (ca. 70 %) van het aangevoerde zink wordt afgezet in de stroomdalen (fig. 2.3). Tijdens de enkele keren per jaar dat het debiet groter is dan 10 m^3/s wordt meer dan een kwart van het jaarlijks getransporteerde zink door de Geul vervoerd (Leenaers, 1989). De overstroming van graslanden langs de Geul vindt plaats tijdens deze hoge piekafvoeren en een deel van de grote hoeveelheid zink, die op dat moment getransporteerd wordt, wordt dan afgezet. Dat betekent bovendien dat het grootste deel van het aangevoerde zink mogelijk komt op potentiële groeiplaatsen van de zinkflora, nl. de stroomdalen, terwijl de efflux van zink voornamelijk een gevolg is van de erosie van de oevers en rivierbodem.

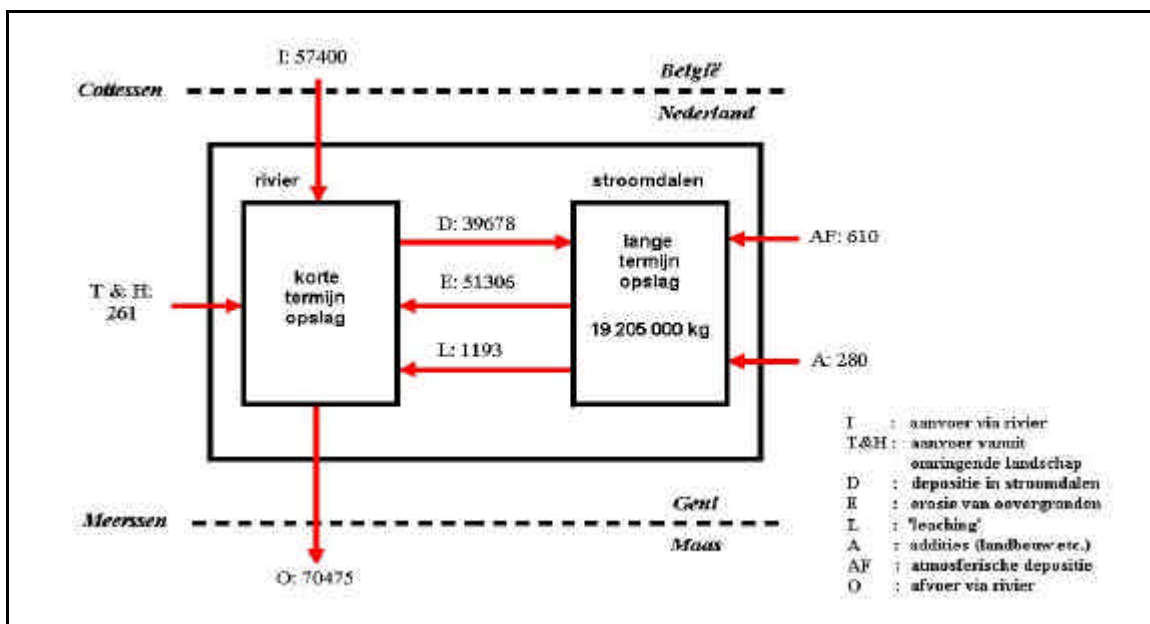


Fig. 2.3: Zinkbudget van het stroomgebied van de Geul in Nederland in de jaren tachtig van de vorige eeuw (waarden in kg/jr). Een grote hoeveelheid zink komt bij Cottessen het systeem binnen. Een groot deel wordt eerst afgezet in de stroomdalen. Erosie is de grootste component in de afvoer van zink naar de Maas. Leenaers (1989).

Naast de hoeveelheid getransporteerd zink, wordt de depositie van zink in de stroomdalen bepaald door de dynamiek van de Geul. Urbanisatie, uitbreiding van infrastructuur, alsmede de schaalvergroting en modernisering van de landbouw hebben de infiltratiecapaciteit van de bodem in het stroomgebied drastisch verlaagd. Na een regenbui wordt in de huidige situatie daardoor een hogere piekafvoer geregistreerd dan 60 jaar geleden. Ook de frequentie van hoge afvoeren is toegenomen, evenals de omvang van het gebied dat regelmatig overstroomd (Leenaers, 1989). Het vermoeden bestaat dat de duur van de overstromingen wel is afgenomen (L. Querelle, pers. meded.; R. Vanderheijden, pers. meded.), doordat het Waterschap de afvoer meer reguleert.

De grafieken in fig 2.5A en B geven een indicatie van de overstromingsfrequentie van de Geul in de afgelopen 10 jaar. Per dag zijn de waterstanden gemeten en daarin zijn de piekafvoeren duidelijk herkenbaar. Als referentiemaat voor overstroming is de waterstand van 120,699 m + N.A.P. genomen, ten tijde van de overstroming op 27 februari 2002. Op dat moment waren rondom

Epen verschillende graslanden aan weerszijden van de Geul over een breedte van soms meer dan 5 m overstroomd (fig. 2.4). In de afgelopen 10 jaar is de waterstand in de Geul verschillende keren per jaar boven de waterstand van 27 februari 2002 uitgekomen. Daaruit kan worden geconcludeerd dat overstroming nog steeds regelmatig plaatsvindt, hoewel in sommige jaren overstroming uitblijft.



Fig. 2.4: Overstroming van de graslanden en het 'eiland' in de Geul bij de Bovenste Molen (Volmolen) te Epen (foto: S. Jehae)

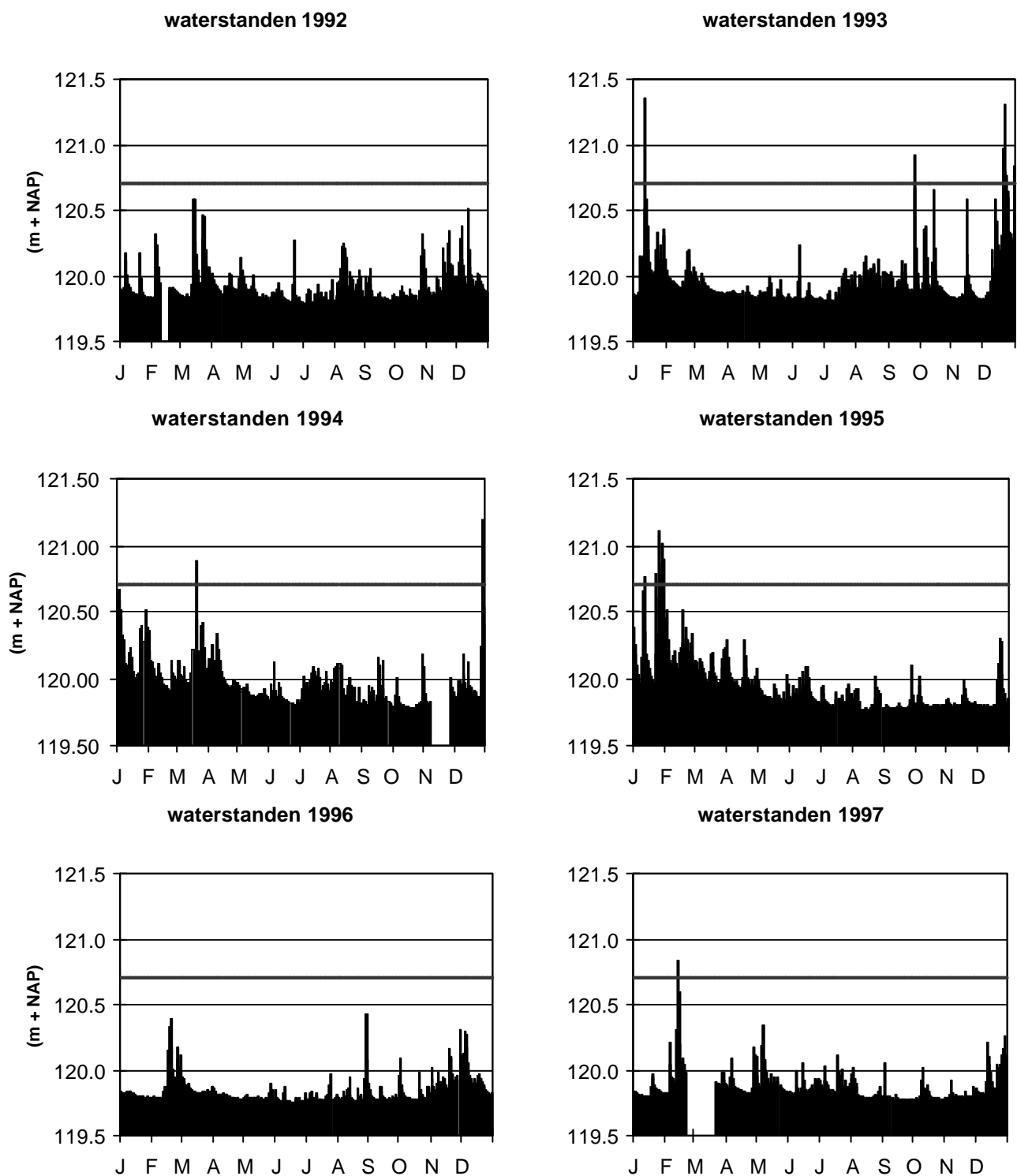


Fig. 2.5A: Waterstanden van de Geul (in m boven N.A.P.) bij Cottessen in de jaren 1992-1997. De doorgetrokken lijn geeft de waterhoogte weer ten tijde van de overstroming op 27 februari 2002, toen de Geul bij Epen aan weerszijden enkele meters buiten zijn oevers was getreden (bron: Waterschap Roer & Overmaas).

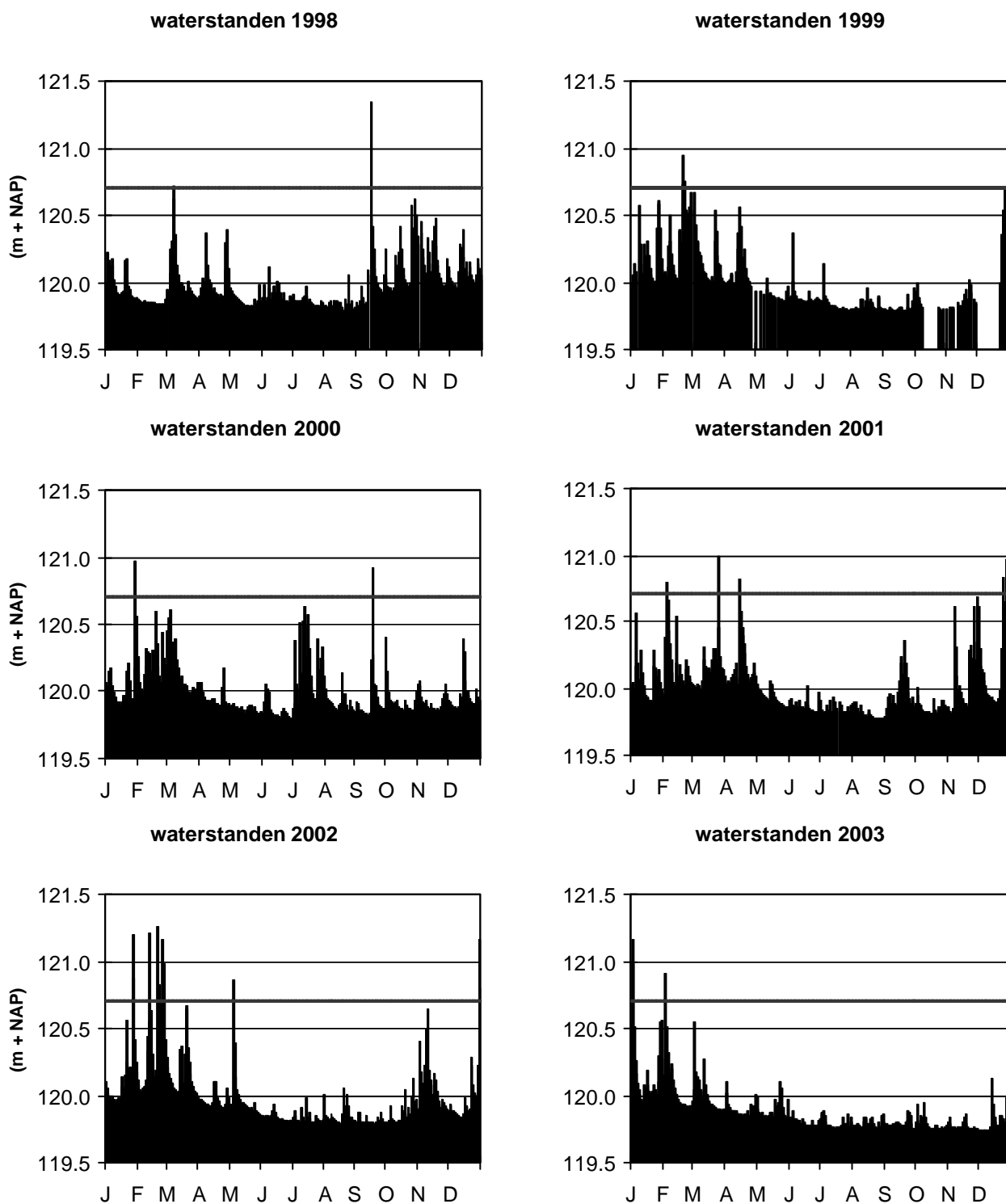


Fig. 2.5B: Waterstanden van de Geul (in m boven N.A.P.) bij Cottessen in de jaren 1998-2003. De doorgetrokkenlijn geeft de waterhoogte weer ten tijde van de overstroming op 27 februari 2002, toen de Geul bij Epen aan weerszijden enkele meters buiten zijn oevers was getreden (bron: Waterschap Roer & Overmaas).

Bovendien is er in de afgelopen 20 jaar nauwelijks of geen afname te zien in de zinkconcentratie in het Geulwater (fig. 2.6). Vergelijkbare data van vóór 1983 zijn niet voorhanden, behalve uit 1925 (Kurriss & Pagnier). Met de toen gebruikte meetmethode werd een zelfde concentratie zink in het water bij Cottessen gevonden van iets minder dan 0.5 mg/l (~7,65 µmol/l).

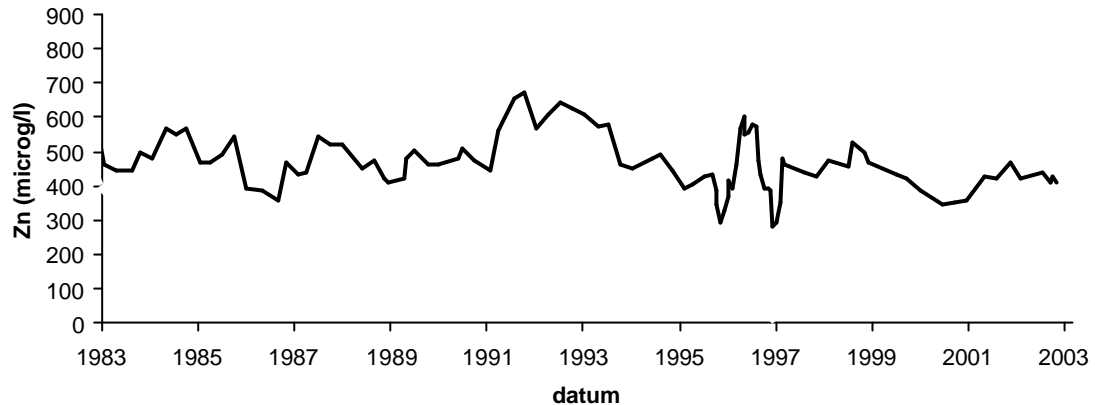


Fig. 2.6: Voortschrijdend gemiddelde (n=3) van de totale zinkconcentratie (µg/l) in het water van de Geul bij Cottessen vanaf 1983 tot 2003. De totale concentratie is gemeten in monsters waarvan de pH verlaagd is tot ca. 2. Het is de som van de hoeveelheid opgelost in het water en het deel wat gebonden is aan zwevende deeltjes. Bron: Waterschap Roer & Overmaas

2.4 Zink en de zinkflora

Zinkviooltje, Zinkboerenkers, Zinkblaasilene, Zinkschapegras en Zink Engels gras zijn plantentaxa die tolerant zijn voor hoge zwaarmetaalconcentraties. Bovendien zijn ze gebonden aan deze standplaatsen, want daarbuiten komen ze niet voor. Daarom worden ze ook wel metallofyten genoemd. Naast metallofyten bestaan er ook pseudometallofyten. Dat zijn soorten die op zwaar metaalbodems voorkomen, maar ook op 'normale' bodems. Vaak zijn het dan wel ecotypen die een specifieke tolerantie hebben ontwikkeld, terwijl die van 'normale' bodems die eigenschap missen. Voorbeelden van pseudometallofyten zijn Grasklokje, Veldzuring en Gewoon struisgras (Duvigneaud, z.j.).

Het verschil tussen 'normale' en zwaarmetaaltolerante planten kan worden duidelijk gemaakt met behulp van fig. 2.7. Sommige zware metalen zoals zink en koper zijn essentiële elementen, wat blijkt uit het feit dat planten toch zeer lage concentraties nodig hebben om optimaal te groeien. Zink is van belang voor de activatie van enzymen die betrokken zijn bij fotosynthese en eiwitsynthese. Een gebrek leidt tot een lage groeisnelheid (Ernst, 1976). Echter bij te hoge concentraties worden planten ook geremd in hun groei. Tolerante planten ondervinden net als 'normale' planten een toxisch effect, maar het verschil is dat dit optreedt bij hogere gehalten. Er is nog een ander verschil, namelijk dat de curve van de tolerante planten naar rechts is opgeschoven (fig. 2.7), wat betekent dat ze een verhoogde behoefte aan bijv. zink hebben. Volgens Kakes (1980) is dit de voornaamste verklaring voor het afwezig zijn van zwaarmetaaltolerante soorten op 'normale' bodems. Op 'normale' bodems is de groei van tolerante planten in aanwezigheid van niet-tolerante soortgenoten (ecotypen) in het algemeen aanzienlijk lager dan wanneer zij alleen groeien. Dit verschil in fitness wordt veroorzaakt door het aanpassingsmechanisme

van (zink)tolerante planten: deze zijn nl. in staat om zink snel te immobiliseren in een fysiologisch inactieve vorm, waardoor het niet meer toxisch is. Echter, dit werkt ook wanneer ze op 'normale' bodem groeien, waardoor in geval van concurrentie in 'normale' bodems ze makkelijk aan zinkdeficiëntie lijden en dus traag groeien. Ernst (1976) heeft onderzoek gedaan naar de ecologische begrenzing tussen twee aangrenzende plantengemeenschappen, de zinkvegetatie en de kalkgraslandvegetatie, op de Breiniger Berg en de Brockenberg nabij Aken (D). In dat onderzoek wordt gesteld dat het niet voorkomen van kalkgraslandplanten binnen de zinkvegetatie een gevolg is van de toxiciteit van zink. Anderzijds zouden zinkplanten niet in de kalkgraslandvegetatie worden aangetroffen primair als gevolg van zinkdeficiëntie en secundair als gevolg van lichtgebrek door de sterke concurrentie van niet-tolerante soorten.

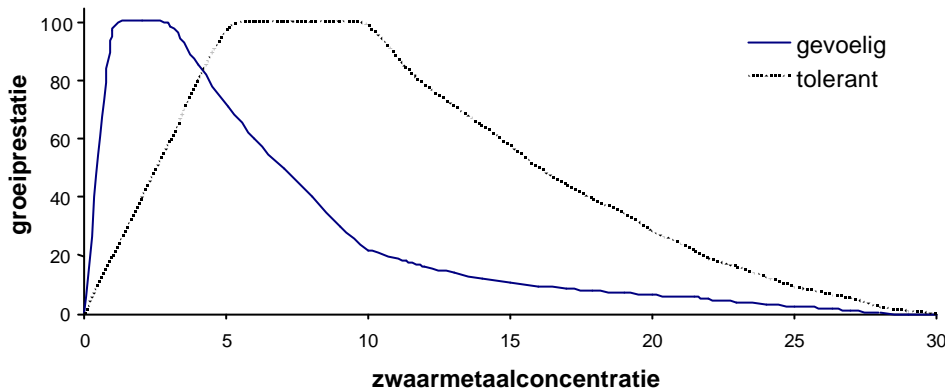


Fig. 2.7: Schematische weergave van het verband tussen de groeiprestatie en zwaarmetaalconcentratie. Naar: Kakes, 1980)

Zinkplanten kunnen ook een ander mechanisme hebben ontwikkeld om te kunnen overleven op zinkrijke bodems: cellulaire compartimentering. Zinktolerante planten zijn in staat om zinkionen sneller uit het cytosol te verwijderen en op te slaan in de vacuole door het grotere aantal zinktransporteiwitten (ZTP) dat ze hebben (fig. 2.8A). In zinkgevoelige planten worden vrije zinkionen niet snel genoeg verwijderd, waardoor de groei ontregeld raakt (fig. 2.8B; Ernst, 2002).

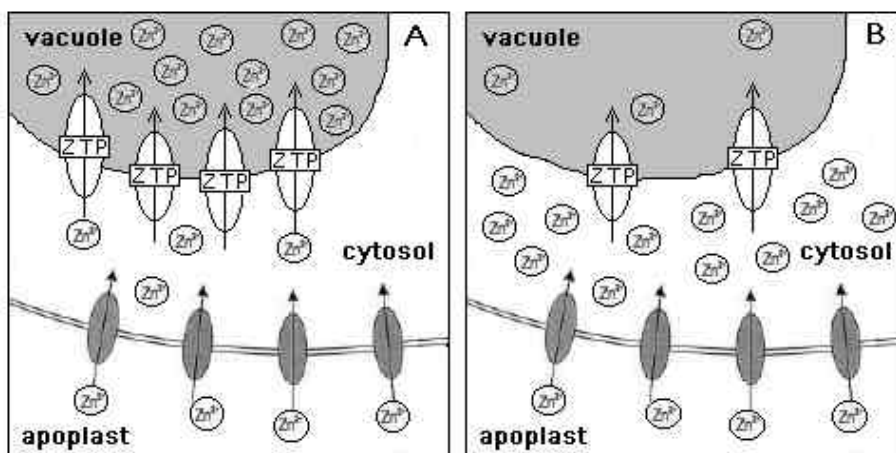


Fig. 2.8: Het verschil tussen zinkresistente (A) en zinkgevoelige planten (B) ligt in de snelheid waarmee vrije Znionen uit het cytosol worden verwijderd en worden opgeslagen in de vacuole (Naar: Ernst, 2002; Clemens, 2001).

2.5 Beschikbaarheid van zink in de bodem

Zware metalen zijn in de bodem aanwezig in verschillende vormen. Deze kunnen worden voorgesteld als verschillende compartimenten (fig. 2.9A). De grootste hoeveelheid zink is gebonden in zoutcomplexen met een zeer laag oplosbaarheidsproduct (1.), waardoor het zo goed als inert is. Daarnaast is een deel als metaalion gebonden aan bodemdeeltjes (2.), waarbij dit voornamelijk gebeurt in kleibodems. Deze fractie is vrij gemakkelijk in oplossing te brengen wanneer een mild zuur wordt toegevoegd of een zoutoplossing. De laatste fractie is dat wat aanwezig is in het bodemwater als opgelost metaalion (3A.) of als onderdeel van organische complexen (3B.) zoals humuszuren (Kakes, 1980).

De relatieve grootte van deze compartimenten wordt bepaald door bodemeigenschappen zoals pH, hoeveelheid klei, hoeveelheid organische stof en calciumconcentratie (Leenaers, 1989; Brady & Weil, 1999; Klok e.a., 2004):

1. Zuurgraad of pH:
naarmate de zuurgraad van de bodem toeneemt (de pH lager wordt), neemt de metaalconcentratie in het bodemwater toe, zeker wanneer de pH lager is dan 5 (fig.2.9B). Dat is een gevolg van een afname van beschikbare bindingsplaatsen aan bodemdeeltjes, door de competitie met H⁺-ionen.
2. Fractie klei:
kleimineralen zijn in staat om positief geladen ionen te binden uit het bodemwater door deze uit te wisselen tegen andere kationen. Zo neemt bij een stijgend kleigehalte de metaalconcentratie in het bodemwater af, doordat meer metaalionen gebonden worden. Er wordt echter onderscheid gemaakt tussen verschillende metalen: zo hebben kleimineralen een grotere affiniteit voor zink dan voor bijv. koper of cadmium.
3. Fractie organische stof:
naast de kleifractie, is ook de hoeveelheid organische stof bepalend voor de bindingscapaciteit van een bodem. Ook hier geldt dat bij een toenemende hoeveelheid organische stof, de metaalconcentraties in het bodemwater lager worden. Vegetatie en landbouwkundig gebruik hebben een grote invloed op deze bodemeigenschap. De pH speelt een rol bij de mate waarin organische stof metalen kan binden: omdat bij afnemende pH de competitie om de bindingsplaatsen door H⁺-ionen toeneemt, neemt de capaciteit van organische stof om metalen te binden af. Organische stoffen die opgelost zijn in bodemwater spelen bij de binding van zink slechts een kleine rol.
4. Calciumconcentratie:
het effect van calcium is ook te verklaren met het principe van de competitie om bindingsplaatsen op de klei- en organische stoffractie. Wanneer de hoeveelheid calciumionen in een bodem toeneemt, neemt ook de concentratie metalen in het bodemvocht toe.

Dit speelt echter een ondergeschikte rol, omdat calcium (en ook magnesium) een belangrijk effect hebben op de fytotoxiciteit van verschillende zware metalen. In deel B worden resultaten van een groei-experiment gepresenteerd, waarin dit is onderzocht.

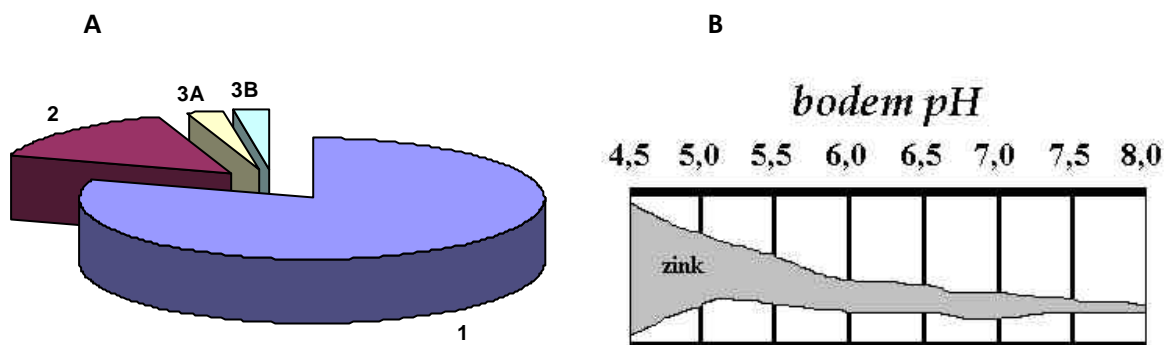


Fig 2.9: A. Schematische weergave van de verschillende vormen van zink die in een bodem voorkomen. Het grootste deel is slecht oplosbaar (1); een deel is gebonden aan bodemdeeltjes (2) en kan door planten beschikbaar worden gemaakt; een klein deel is gebonden aan organische stof (3A) of opgelost in het bodemwater (3B) en is vrij beschikbaar. B. De hoeveelheid beschikbaar zink in een bodem (gearceerde gedeelte) is afhankelijk van de pH (www.web.missouri.edu/~soilwww/313/zn.htm).

Het toxisch effect van zink en andere zware metalen hangt echter niet zo zeer af van het totaalgehalte (de som der compartimenten), maar veel meer van de biologische beschikbaarheid. Deze is gedefinieerd als de mate waarin een metaal kan worden opgenomen vanuit de bodem door een organisme, in dit geval planten. Aangenomen wordt dat voor planten de vrije metaalionen en de organisch gebonden ionen vrij beschikbaar zijn (fig 2.9A: compartiment 3 A en B). Bovendien kan de aan bodem gebonden fractie (compartiment 2) beschikbaar worden gemaakt door uitscheiding van organische zuren (Ernst e.a., 1996). De biologisch beschikbare fractie is een belangrijke factor die het voorkomen van zinkplanten bepaald. De resultaten van experimenten, welke tot doel hadden om de relatie tussen het voorkomen van zinkflora en de bodemchemie van verschillende graslanden in het Boven-Geuldal op te helderen, worden besproken in deel B van dit preadvies.

Intermezzo: Mycorrhizas en zinktolerantie

Mycorrhizas zijn symbiotische plant-schimmel associaties, die een ondergronds netwerk vormen tussen bodem en plantenwortels. Naast het mobiliseren van nutriënten zoals fosfaat en stikstof en planten van water te voorzien (Van der Heijden & Cornelissen, 2002), spelen mycorrhizas ook een rol bij de biologische beschikbaarheid van zware metalen.

Het is gebleken dat mycorrhizas de voor planten beschikbare hoeveelheid zware metalen kunnen beïnvloeden door een selectieve barrière te vormen. Zo kunnen toxische effecten op planten verminderen. Experimenten die deze effecten onderzochten, hebben echter tegenstrijdige resultaten opgeleverd. Uit sommige proeven bleek dat mycorrhizale planten meer zware metalen hadden opgenomen dan de controle planten (Weissenhorn e.a., 1995; Tonin e.a., 2001), terwijl anderen verlaagde concentraties van zware metalen in planten of spruiten vonden (Hildebrandt e.a., 1999; Kaldorf e.a., 1999). Hieruit kan geconcludeerd worden dat plant-schimmel interacties wellicht zeer complex zijn.

Mycorrhizas kunnen zowel de opname van zware metalen reguleren, als ook het transport naar de plantenwortel. De precieze mechanismen hierachter zijn grotendeels onbekend, maar er zijn enkele hypothesen. Zo kunnen metalen worden gebonden aan het oppervlak van celwanden of extracellulair slijm van bacteriën en schimmels, een verschijnsel dat biosorptie wordt genoemd. Dit heeft een belangrijke invloed op de metaalopname in planten (Joner e.a., 2000). Eenmaal opgenomen in de cel van een schimmel kan een metaalion worden opgeslagen in de vacuole of worden

vastgelegd d.m.v. binding aan polyfosfaten of methallothioneïnen (Leyval e.a., 1997; Joner, 2001).

Hoewel mycorrhiza-vorming in het plantenrijk beslist geen zeldzaam verschijnsel is, zijn niet alle planten in staat om mycorrhizas te vormen. Van de zinkplanten blijkt dat Zinkboerenkers, evenals Zinkblaassilene nauwelijks door mycorrhizale schimmels gekoloniseerd wordt. Het Zinkviooltje daarentegen is in hoge mate gekoloniseerd (Hildebrandt e.a., 1999). De opmerkelijke lage concentraties zware metalen in het weefsel van het Zinkviooltje, dat op de mijnstorten groeit met hoge concentraties zink en lood in de bodem (Ernst, 1967; Ernst, 1965), wordt volgens Tonin e.a. (2001) mogelijk verklaard door de beschermende werking van mycorrhizas tegen de toxische effecten van zink en lood.

In de wortelzone van het Zinkviooltje zijn minstens vier verschillende soorten mycorrhiza-vormende schimmels aangetroffen (Tonin e.a., 2001), waarvan er minstens één in staat was om verschillende soorten cultuurgewassen te beschermen tegen hoge concentraties zink in de bodem. Mais, die geïnoculeerd was met de betreffende schimmel, produceerde significant meer biomassa (Hildebrandt e.a., 1999) en had lagere metaalconcentraties in wortels en spruiten dan planten zonder of met een andere mycorrhiza (Kaldorf e.a., 1999).

Dat het Zinkviooltje in hoge mate gekoloniseerd is met mycorrhiza-schimmels betekent niet dat dit op iedere plaats het geval is. Volgens Hildebrandt e.a. (1999) zijn Zinkviooltjes die op plaatsen met hoge concentraties zware metalen groeien (geschat op basis van de productiviteit en vitaliteit van de vegetatie) meer gekoloniseerd door mycorrhizale schimmels dan planten van minder vervuilde bodems. De zinkconcentratie in het Geuldal nabij Epen is relatief laag, waardoor de rol van mycorrhizas is voor de Zinkviooltjes wellicht minder groot is dan voor de Zinkviooltjes die groeien op de storthopen van mijnafval in Plombières en La Calamine.

Conclusies

Ondanks het stoppen van de zinkwinning en verwerking, wordt nog steeds een grote hoeveelheid zink door de Geul naar Nederland vervoerd als gevolg van herdistributie.

De zinkconcentratie in het Geulwater is de afgelopen 80 jaar nauwelijks verminderd.

Overstroming van graslanden langs de Geul gebeurt nog regelmatig, waardoor nog steeds zinkrijk slib kan sedimenteren.

De hoeveelheid biologisch beschikbaar zink verklaart het voorkomen van zinkflora: niet-zinkplanten ervaren een toxisch effect van zink, terwijl zinkplanten een verhoogde zinkbehoefte hebben.

3 Biotiek en verspreiding van de zinkvegetatie

3.1 De zinktaxa van Nederland en hun verspreiding

In dit preadvies worden verschillende termen gebruikt voor de planten van de zinkvegetatie. Met zinkflora, zinkplanten en, meer als geheel beschouwd, de zinkvegetatie worden in dit geval die plantensoorten, ondersoorten, variëteiten en/of ecotypen bedoeld, die aangepast zijn aan het groeien op bodem met hoge concentraties zink. Hier volgt een overzicht van de taxa die behoren tot de Nederlandse zinkflora. Enkele soorten die sedert enige decennia zijn verdwenen uit ons land, zijn volledigheidshalve ook besproken, omdat hervestiging vanuit bovenstroomse gebieden nog steeds tot de mogelijkheden behoort. De verspreiding binnen het zinkreservaat en nabije omgeving zijn aangegeven op de kaart in fig. 3.7.

Zinkviooltje (fig. 3.1A)

Viola lutea Huds. subsp. *calaminaria* (Ginguis) Neuenberg
syn. *V. calaminaria* (Gingins) Lej.
V. lutea Huds. subsp. *multicaulis* Koch

Rode Lijst 1
Beschermd!

Het Zinkviooltje is een meerjarige plant die met behulp van vele ondergrondse uitlopers losse pollen vormt. De plant is lichtminnend, met een lichtindexcijfer 8 (Ellenberg, 1974). Hoofdbloei is van eind april tot juli, maar bloeiende planten kunnen zeker tot in oktober gevonden worden. Vruchtzetting vindt plaats vanaf juni. Kakes (1980) merkt op dat het Zinkviooltje (althans de blauwe vorm) een langzaamgroeiende soort is die weinig energie steekt in de vorming van zaad en zich overwegend vegetatief voortplant. Rijpe vruchten splijten in drie delen open, waarna de carpelwanden indrogen en een deel van de zaden over een kleine afstand kunnen worden weggeschoten. Bovendien worden zaden mogelijk verder verspreid door mieren. In België is een zaadvoorraad in de bodem aangetroffen (J. Bizoux, pers. meded.).

Verspreiding: in het SBB zinkreservaat aanwezig met een kleine 300 exemplaren (FLORON). Daarbij moet worden aangemerkt dat de populatieomvang moeilijk te schatten is vanwege het onduidelijke onderscheid tussen de aparte individuen. Op het grasland van SLL bij Hoeve Birven is nog één exemplaar gevonden. Verder zijn geen exemplaren buiten het zinkreservaat aangetroffen. Dichtstbijzijnde andere groeiplaatsen zijn aangetroffen in België op twee geïsoleerde plaatsen langs de Geul tussen Cottessen en Plombières (ca. 3 km): achter een afrastering aan de rand van een bemest weiland en op een dijkje op een eiland in de Geul. In La Calamine en Plombières is het Zinkviooltje nog veel aanwezig.

Zinkboerenkers (fig. 3.1B)

Thlaspi caerulescens J. & C. Presl
syn. *T. caerulescens* J. & C. Presl subsp. *calaminare* (Lej.) Dvoráková
T. alpestre (L.) L. subsp. *calaminare* (Lej.) O. Schwarz
T. calaminare (Lej.) Lej. et Court.

Rode lijst 1

Zinkboerenkers is een kortlevende plant die korte uitlopers maakt aan de stengelbasis. In haar eerste levensjaar wordt een rozet gevormd, in het tweede of derde jaar worden één of meerdere bloeistengels gemaakt. De hoofdbloei valt in de lente (april-juni), hoewel 's zomers sommige planten een tweede bloei kunnen hebben. Overwegend vindt zelfbestuiving plaats. Na vruchtzetting sterft de plant gewoonlijk af, wat betekent dat de soort monocarp is. De vrucht is een hauwtje, met daarin verschillende zaaadjes. Zaadproductie is rijkelijk en vermoedelijk kan een grote zaadvoorraad in de bodem worden opgebouwd. Op een oude zinkmijn nabij Luik was Zinkboerenkers zeer goed vertegenwoordigd in de zaadvoorraad (Meerts & Grommesch, 2001).

Verspreiding: Talrijk in het SBB zinkreservaat. Daarbuiten zijn in 2004 een tiental exemplaren ook nog aangetroffen op de oevers van de Geul ten zuiden van het reservaat op het grasland Birven (SLL) en tussen de Volmolen en Mechelen op drie plaatsen op graslanden van Natuurmonumenten (M. van Zuijlen, pers. meded.). Langs de Geul tussen Cottessen en Plombières op enkele oeverwallen aanwezig. In La Calamine en Plombières nog veel aanwezig.

Zinkschapegras (fig. 3.7)

Rode Lijst 1

F. ovina L. subsp. *ophiolicola* (Kerguélen) M.J. Wilk.**

syn. *Festuca ophiolicola* Kerguélen subsp. *calaminaria* Auquier

F. guestphalica Boenn. ex Reichenb.

Zinkschapegras is een polvormend gras met iets ruw, blauwgroen blad. Bloei is waargenomen in juni. Verwarring met Rood zwenkgras of andere grassen van het soortcomplex van *Festuca ovina* is goed mogelijk, verschillen zijn voornamelijk gebaseerd op bladanatomie.

Verspreiding: slechts nog op twee mierenbulten in het SBB zinkreservaat gevonden (totale oppervlak minder dan 0,5 m²). Beide groeiplaatsen betreffen een koepel van een mierennest van de Gele weidemier (*Lasius flavus*). Tussen Cottessen en Plombières op één plaats aangetroffen op het eerder genoemde eiland in de Geul. In La Calamine en Plombières nog zeer veel aanwezig.

Zinkblaassilene (fig. 3.1C)

Silene vulgaris (Moench) Garcke

syn. *S. cucubalus* Wibel

S. inflata Smith

Zinkblaassilene is een meerjarige plant met een stevige penwortel. In sommige planten worden de vruchtbeginsels bijna allemaal bewoond door rupsen van een Anjer-uiltje, een nachtvindertje, waar deze de zaadknoppen opvreet. Deze planten zetten nauwelijks zaad.

De zinktolerante planten op de ertshopen te Plombières en La Calamine worden onderscheiden als var. *humilis* (Lambignon e.a., 1998). Ook de planten uit het Geuldal zijn zinktolerant (W. Ernst, pers. meded.), maar zijn morfologisch niet te onderscheiden van zinkgevoelige planten.

Verspreiding: Buiten het Geuldal word ook Blaassilene gevonden, maar het zinktolerante ecotype is zeer zeldzaam en wordt alleen in het Geuldal gevonden. Vroeger kwam deze soort voor op dezelfde groeiplaatsen als de overige zinkplanten (E. Heimans, 1911), maar tegenwoordig zijn de groeiplaatsen beperkt tot de steile oevers van de Geul. In Nederland zijn een tiental exemplaren gevonden tussen Cottessen en Mechelen. In Plombières en La Calamine nog veel aanwezig.

* Van der Meijden (1996) maakt geen onderscheid tussen de taxa behorend tot het aggregaat van *Festuca ovina*. Momenteel wordt de indeling van dit genus opnieuw onderzocht. Daarom wordt zolang Lambignon* e.a. (1998) gevolgd. De collecties zijn gedetermineerd door Rense Haveman en gedoneerd aan het NHN Leiden.

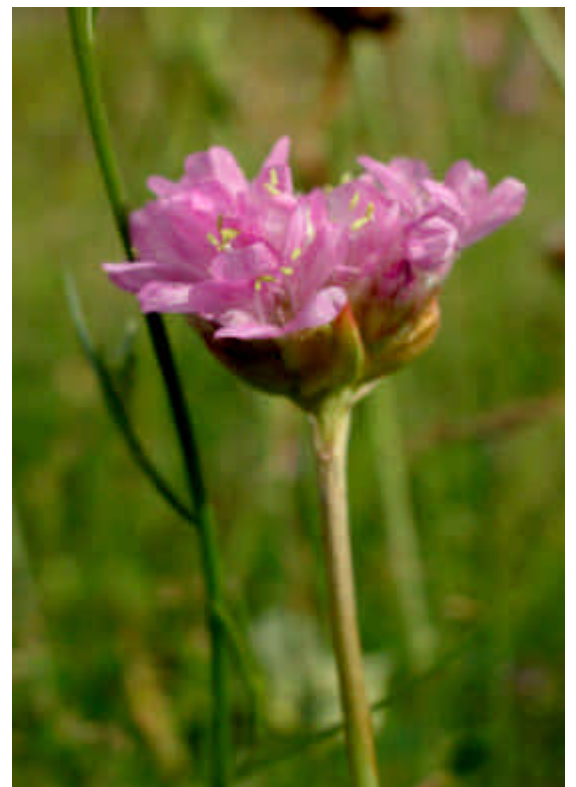


Fig. 3.1: A. Het Zinkviooltje (*Viola lutea* subsp. *calaminaria*). B. Zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*). C. Zinkblaassilene (*Silene vulgaris*). D. Zink engels gras (*Armeria maritima* subsp. *halleri*) (foto's: B. van de Riet)

Zink engels gras (fig. 3.1D)

Rode Lijst 0

Armeria maritima Willd. subsp.. *halleri* (Wallr.) Rothm. *
syn. *A. elongata* (Hoffm.) Koch
Statice armeria L.

De zinkvorm van Engels gras verschilt in morfologie van de kustvorm, door het bredere blad en de langere stelen van de bloeiwijze. De plant is meerjarig en vormt rozetten en is bij uitstek lichtminnend, met een lichtindexcijfer 9 (Ellenberg, 1974). Bloeitijd is gewoonlijk van mei tot en met juli. Een deel van de bloemen ontwikkelt 'lege' vruchtjes, waardoor zaadzetting niet maximaal is (W. Ernst, pers. meded.). Hierdoor wordt hervestiging wellicht bemoeilijkt.

Verspreiding: dit taxon is uitgestorven in Nederland. Laatste melding betreft 1983, km-hok 193-308. In Plombières is de Zink engels gras nog algemeen.

* Van der Meijden (1996) maakt geen onderscheid tussen de kust en de zinkvorm. Hier wordt Lambignon e.a., (1998) gevolgd.

Zinklepelblad

Rode Lijst 0

Cochlearia pyrenaica DC.
syn. *C. officinalis* L. subsp. *alpina* (Bab.) Hook.

In 1967 aangetroffen te Epen, groeiend aan een beekje, dat even ten zuiden van het SBB zinkreservaat in de Geul uitmondt (Van Ooststroom, 1969). Waarschijnlijk betreft het hier de Elzeveldlossing, zo genoemd in Meerman (1975), maar eventueel kan hier ook de Berversberg beek worden bedoeld. Echter, de soort heeft niet lang standgehouden en is na enkele jaren weer verdwenen.

Verspreiding: Deze soort komt niet meer in Nederland voor, maar wel vlak over de grens in België. Hier is de soort zeer zeldzaam en wordt slechts gevonden op een aantal plaatsen rondom La Calamine (Hergenrath, Lontzenerbach) met metaalrijk kwelwater (J. Heimans, 1971; Ramaut, 1972).

3.2 De zinkvegetatie

Het *Violetum calaminariae* werd het eerst beschreven door Schwickenrath (1944) van de zwaarmetaalbodems rondom Aken. Later is de associatie gesplitst in twee geografisch gescheiden varianten (fig. 3.3A); Ernst, 1965; Ernst, 1974). De oostelijke variant, het *Violetum calaminariae westfalicum*, wordt gekenmerkt door het voorkomen van de paarsblauwe variëteit van het Zinkviooltje (var. *westfalica*) en beperkt zich tot enkele plaatsen bij Blankenrode (Duitsland). De westelijke variant, het *Violetum calaminariae rhenanicum*, is de associatie zoals Schwickenrath die heeft beschreven met de kensoorten het gele Zinkviooltje (*Viola lutea* subsp. *calaminaria*), Zink engels gras (*Armeria maritima* var. *halleri*), Zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*), Zinkblaassilene (*Silene vulgaris* var. *humilis*), Zinkschapegras (*Festuca ovina* subsp. *ophiolithicola*) en de niet in Nederland voorkomende Zinkveldmuur (*Minuartia verna* var. *hercynica*).

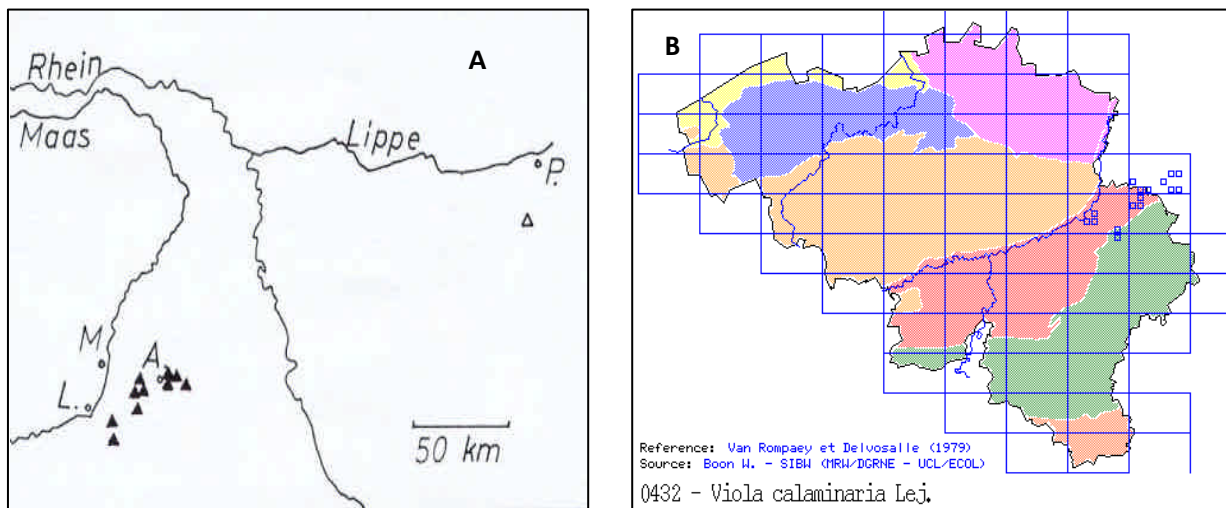


Fig. 3.3: A. Het areaal van het *Violetum calaminariae*, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen de westelijk variant *rhenanicum* (▲) en de oostelijke variant *westfalicum* (△). M = Maastricht, L = Luik, A = Aken, P = Paderborn. (Ernst, 1974). B. Verspreiding van het Zinkviooltje (□) in België. Ook de vindplaatsen in Nederland en Duitsland zijn aangegeven (www.naturaliste.be/galleries/botanique/violacees/Viola_calaminaria).

Deze westelijke variant wordt voornamelijk gevonden op zinkrijke bodems in België en Duitsland, namelijk oostelijk van Luik en rondom Aken waar de Devonische en Carbonische gesteenten met metaalertsaders dagzomen of dicht onder het oppervlak liggen, of mijnbouw heeft plaatsgevonden. De verspreiding van het gele Zinkviooltje is dus ook beperkt tot N-O België, de omgeving van Aken en het Boven-Geuldal in Nederland (fig. 3.3B).

De zinkvegetaties die zich hier hebben ontwikkeld, worden over het algemeen gekenmerkt door een (zeer) lage biomassa-productie, hoewel in latere successiestadia de biomassa-productie kan oplopen tot 600 g/m² (Ernst, 1974).

In Nederland ontbreken zinkrijke ertsaders (Jongmans, 1925) en zinkmijnbouw heeft dus nooit plaatsgevonden. Toch heeft zich een zinkvegetatie kunnen ontwikkelen in ons land, omdat langs de Geul, op natuurlijke wijze of als gevolg van de zwaarmetaalindustrie, zinkrijke stroomdalgronden zijn ontstaan (Ernst, 1965; Ernst, 1974). Deze vegetatie is verschillend van de zinkvegetatie van de mijnstorten in Plombières en La Calamine en de omgeving van Aken. De zinkvegetatie in de stroomdalen van de Geul tussen Plombières en Epen wordt daarom soms beschouwd als een op zichzelf staande subassociatie, het *Violetum calaminariae alluviale* (J. Heimans, 1936b) en vermoedelijk was deze in ons land al aanwezig vóór de grote bloeiperiode van de zinkmijnbouw in La Calamine in 1820.

De westelijke variant van de associatie valt uiteen in drie subassociaties, waarvan het *Violetum calaminariae achilletosum*, met een lager zinkgehalte in de bodem dan het *typicum*, het meest overeenkomt met de in Nederland aangetroffen zinkvegetatie (Willems, 2004). Doordat er minder zink aanwezig is wordt het aandeel van niet-zinkplanten in de vegetatie groter.

Het voorkomen van zinkplanten op de huidige locatie is het laatste restant van de vroeger veel omvangrijkere en goed ontwikkelde zinkvegetatie die zich uitstreckte tot voorbij Mechelen. Tegenwoordig is de zinkflora meer een 'inslag' in graslanden van andere klassen (Schaminée e.a., 1996; Willems, 2004). Het graslandtype waar de zinkplanten in voorkomen, sluit het beste aan bij de associatie van Schapegras en Tijm (*Festuco-Thymetum serpylli*), waarmee het o.m. de hoge presentie van Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Kleine bevernel (*Pimpinella saxifraga*) en Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) gemeen heeft. Deze vegetatie is kenmerkend voor droge kalkarme tot kalkloze, maar niet zeer voedselarme bodem. Wanneer de bodem voedselrijker is krijgen sommige soorten van matig voedselrijke graslanden (*Molinio-*

Arrhenatheretea), zoals Veldzuring (*Rumex acetosa*) en Scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), een opvallend hoge bedekking. Verwantschap met de Glanshaver-associatie (*Arrhenatheretum elatioris*) lijkt ook aanwezig (Schaminée e.a., 1996).

Door de ligging in dichtbevolkte en geïndustrialiseerde omgeving wordt de gemeenschap van zinkplanten in Europa aanzienlijk in haar bestaan bedreigd (Ernst, 1974). De Nederlandse zinkvegetatie is verschillend van de zinkvegetaties van de ertsaders en storthopen en behoort tot een bijzondere variant die beperkt is tot de zinkrijke stroomdalen van de Geul. In België is deze stroomdal-variant nagenoeg verdwenen. In Nederland is deze ook zeer zeldzaam en wordt nog aangetroffen op slechts één grasland in Zuid-Limburg: het zinkreservaat van Staatsbosbeheer in het Boven-Geuldal, nabij Epen (fig. 3.4). Het totale oppervlak bedraagt ongeveer 1 ha, waarvan minder dan de helft redelijk is ontwikkeld. Dit heeft ertoe geleid dat de zinkvegetatie is opgenomen in de Habitatrichtlijn (Habitattype 6130) en een hoge mate van bescherming geniet (Janssen & Schaminée, 2003).



Fig. 3.4: Overzicht van de vegetatie in het SBB zinkreservaat. In de vegetatie domineert het geel van de Scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), maar plaatselijk kan het lichtere geel van het Zinkviooltje de boventoon voeren. Rechts stroomt de Geul, het Elzenbroekbos op de achtergrond heeft zich ontwikkeld in een oude arm van de Geul. Foto: B. van de Riet.

3.3 Herkomst van de zinkflora

De zinkflora is beperkt tot plaatsen waar zich hoge concentraties zware metalen in de bodem bevinden en het areaal is daardoor in hoge mate disjunct. De vraag hoe de zinkflora heeft kunnen ontstaan op een klein aantal verspreide locaties, ver weg van het areaal van hun nauwste verwanten, heeft geleid tot de theorie dat het hier gaat om ijstijdrelicten (bijv. Ernst, 1974; Kakes, 1980).

De naaste verwanten van de zinkplanten komen uit de Alpen. Sommige Zwitserse beekdalen vertonen een opvallende gelijkenis met onze zinkflora: er groeien massaal gele Viooltjes, in combinatie met een Boerenkers, Blaassilene en Schapegras (J. Heimans, 1936a; J. Heimans, 1960, J. Heimans, 1966). Men neemt aan dat deze gelijkenis berust op een gezamenlijke oorsprong van beide vegetaties in de periode na de laatste IJstijd. Dat de zinkplanten in een latere tijd vanuit het alpiene gebied onze streken zouden hebben gekoloniseerd lijkt zeer onwaarschijnlijk. Er zijn

bijvoorbeeld tussen onze streken en het hoofdareaal geen andere vindplaatsen. Bovendien lijkt het ondenkbaar dat vier soorten tezamen een grote afstand zouden overbruggen en precies dezelfde plek koloniseerden (J. Heimans, 1936a).

Tijdens de laatste IJstijd, het Weichselien, had zich in het gebied tussen de gletsjers uit Scandinavië en de Alpen een uitgestrekte toendravegetatie ontwikkeld.

Pollenanalytisch onderzoek in Midden-Limburg heeft uitgewezen dat in het Laat Glaciaal o.a. Engels gras verspreid was in die streek (Van der Hammen (1951), geciteerd in Ernst, 1974). Stuifmeel van andere zinkplanten konden niet worden aangetoond, omdat pollen van bijvoorbeeld Zinkviooltje en Zinkboerenkers geen soortspecifieke kenmerken bezitten.

Toen het Holoceen begon, ca. 10.000 jaar geleden, ontstonden op de meeste plaatsen gesloten Berken- en Dennenbossen en werden de open subarctische vegetaties verdrongen (Berendse, 1998). De meeste toendrasoorten zijn gemigreerd en hebben zich kunnen handhaven in (sub)alpiene en (sub)arctische vegetaties in de Alpen en Scandinavië. In onze streken waren aan het begin van het Holoceen boomloze vegetaties wel aanwezig, maar zeldzaam. Op plaatsen waar metaalertsen dagzomen is de bodem ongeschikt voor de groei van bomen en meeste andere planten (J. Heimans, 1936b). Na de laatste IJstijd heeft zich op deze plaatsen nooit een bos ontwikkeld, dus die planten die zich hadden aangepast aan het groeien op bodems die zware metalen (zink) bevatten, ontsnapten op die manier aan de concurrentiedruk van de alsmaar uitbreidende bomen. Zo werden de zinkrijke gronden tussen Luik en Aken een refugium voor een groep metaalresistente planten uit de laatste IJstijd. Gedurende de lange periode vanaf het begin van het Holoceen tot aan het begin van onze jaartelling was een groot deel van de streken rondom Aken en Luik nog overdekt met uitgestrekte bossen. Tijdens de Romeinse overheersing werden bossen gekapt voor brandhout, het land bebouwd en startte de exploitatie van zinkertsen (Schwickenrath, 1954). Door de ertswinning, welke in eerste instantie geschiedde als dagbouw, maar later ook ondergronds plaatsvond, heeft de zinkflora zich kunnen uitbreiden op de storthopen met mijnafval, langs de wegen waar de ertsen werden getransporteerd en langs rivieren die deze plekken doorsneden en via het water vervuild slib meevoerden.

3.4 Verspreiding van de zinkflora: van toen tot nu...

Historisch onderzoek heeft uitgewezen dat de zinkvegetatie vóór 1950 in Nederland een veel grotere verspreiding had en dat in de afgelopen decennia het areaal steeds kleiner is geworden (fig. 3.5A, B, C, D).

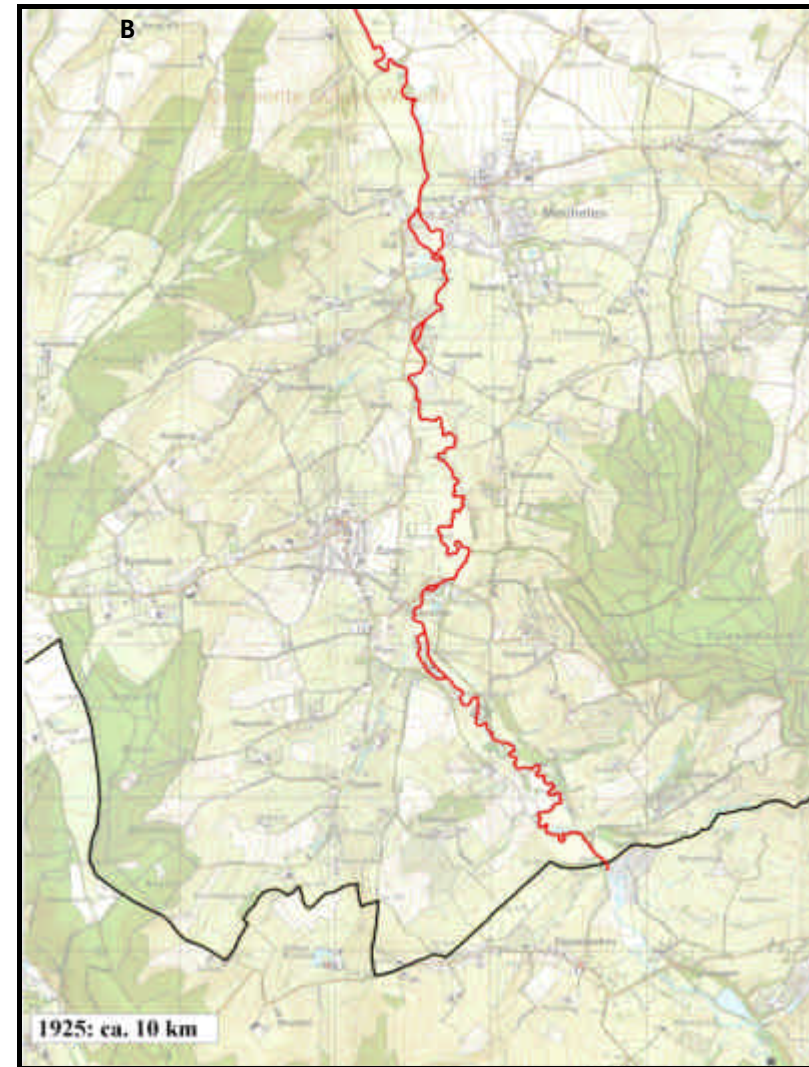
Het allereerste Nederlandse Zinkviooltje is verzameld te Gulpen door J. C. Ploem¹ in 1837 (Flora Batava, deel 22, 1906; Adema, 1980). Dat betekent dat 30 jaar na de opening van de mijn in La Calamine en nog vóór de opening van de mijn in Plombières het Zinkviooltje zeker 15 kilometer stroomafwaarts van de zinkmijnen heeft gegroeid. Wellicht betrof dit een enkel individu, maar het is ook goed mogelijk dat reeds in die tijd een goed ontwikkelde zinkvegetatie aanwezig was langs de Geul. Van de Sande-Lacoste vermeldt op een etiket van een herbariumcollectie van Zinkviooltje uit 1872 dat deze 'niet zeldzaam groeit bij Gulpen in Limburg'. De eerste herbariumcollecties van de andere zinkplanten dateren uit de tweede helft van de 19^e eeuw².

De eerste beschrijving van een vegetatie met zinkplanten is van E. Heimans (1911) in 'Uit ons Krijtland'. Hij merkt op dat op de Geuloevers rondom Epen duizenden en duizenden Zinkviooltjes groeien en er eveneens Zinkboerenkers en Blaassilene groeit. Engels gras bepaalt in belangrijke mate het aspect van de vegetatie (J. Heimans, 1960) en groeit begin 20^{ste} eeuw bijvoorbeeld massaal bij de Onderste Molen te Epen (zie ook E. Heimans, 1913; E. Heimans, 1914). Kurris & Pagnier geven in 1925 een nauwkeurige omschrijving van de omvang van het areaal van de zinkplanten. In die tijd werd Zinkboerenkers in onnoemelijke hoeveelheden gevonden vanaf Cottessen tot aan Partij-Mechelen (de rijksweg Gulpen-Vaals vormde de noordgrens van het verspreidingsgebied, deze valt net buiten de kaartgrens in fig. 3.5B), terwijl het

Zinkviooltje zeer veel voorkwam tot Wijlre, doch daar kon niet meer van aaneengesloten groeiplaatsen worden gesproken. Enkele malen zijn Zinkviooltjes gevonden tot bij Valkenburg, maar dit betrof groeiplaatsen die niet lang stand hielden. Wellicht zijn dit pollen Zinkviooltjes geweest die door afkalving met de Geul stroomafwaarts zijn vervoerd en daar zijn terecht gekomen. De vondst van Zinkviooltjes te Meerssen (Janssen & Schaminée, 2003), nabij de monding van de Geul in de Maas, is waarschijnlijk ook op deze manier te verklaren.

Op basis van deze omschrijvingen wordt geschat dat in 1925 over een afstand van ca.10 kilometer, de oevers van de Geul door zinkplanten waren gekoloniseerd (fig 3.5B).

In die tijd was er reeds sprake van enige achteruitgang van de zinkflora. In 1933 wordt melding gemaakt van het verdwijnen van de zinkflora als gevolg van bemesting en het binnendringen van 'planten uit de kunstweiden' in de zinkvegetatie (Weevers, 1933). Volgens Dijkstra (1957) kwam midden jaren '50 de zinkflora praktisch niet noordelijker voor dan de Bovenste Molen te Epen. En J. Heimans (1960-61) stelt begin '60 jaren dat nauwelijks iets over is van de eens zo attractieve zinkflora. Wederom wordt bemesting als belangrijkste oorzaak genoemd voor de achteruitgang en dan met name bemesting in combinatie met bekalken. Ook Pool (1968) noemt dit als voornaamste reden voor het verdwijnen van zinkplanten. Bovendien geeft zij nauwkeurig aan wat er eind jaren '60 over is van de zinkflora in Nederland: drie graslandjes ten zuiden van de Bovenste Molen te Epen, te weten een klein perceeltje tussen Hoeve Vernelsbergh en het huidige zinkreservaat, het zinkreservaat en het grasland tussen de voorde bij Hoeve Birven en de Nederlands-Belgische grens (fig. 3.5C). Hierbij moet worden opgemerkt dat toch ook buiten deze percelen nog wel zinkflora kon worden aangetroffen. In 1977 werden bij 't Höfke nog steeds Zinkviooltjes onder het prikkeldraad gevonden (J.H. Willems, pers. meded.). Desalniettemin kan worden geconcludeerd dat het areaal van de zinkflora is in een halve eeuw afgenomen met bijna 90 %!



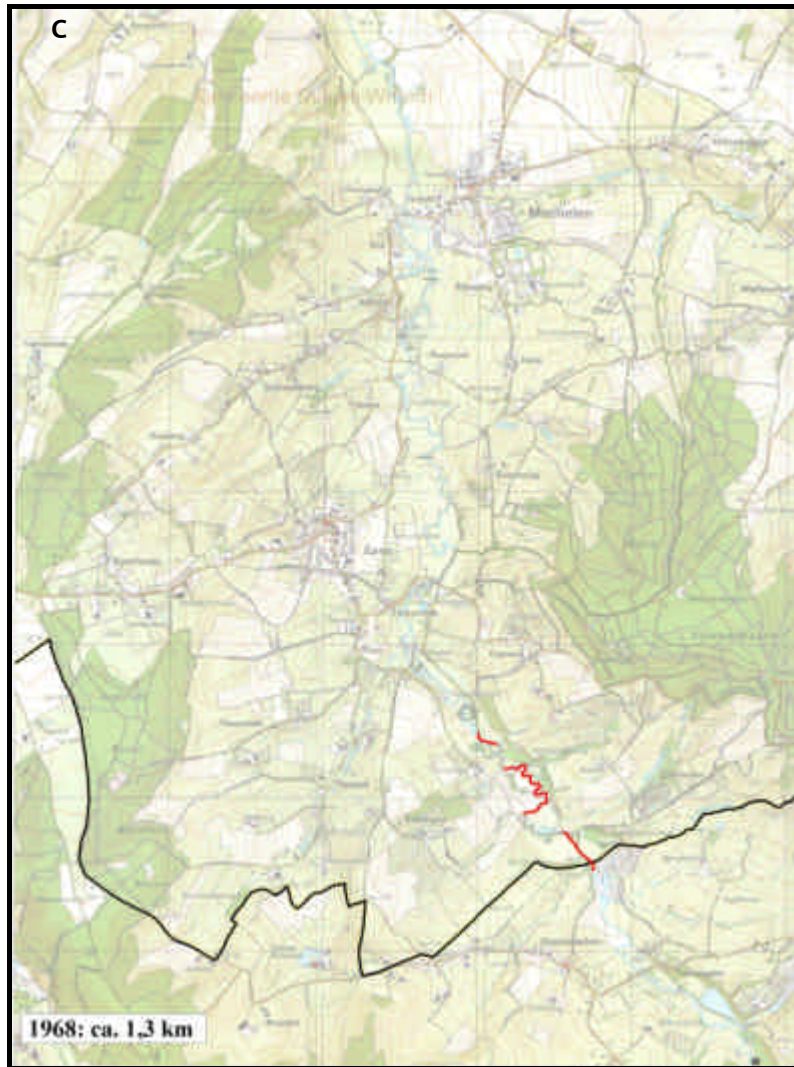


Fig. 3.5C: De verspreiding van de zinkvegetatie in Nederland in 1968. De zinkflora is reeds beperkt tot 3 locaties in het uiterste zuiden van het Boven-Geuldal. Over een afstand van ca. 1,3 km langs de Geul wordt nog zinkflora gevonden (voor legenda zie fig. 3.5B).

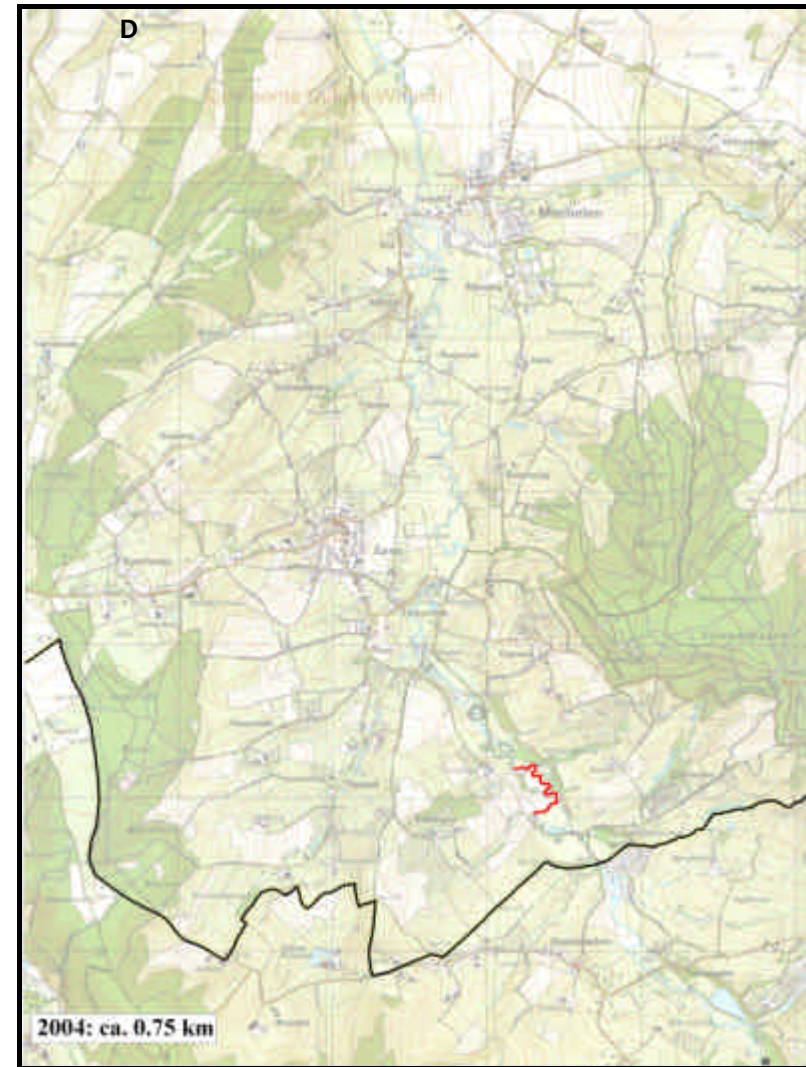


Fig. 3.5D: De huidige verspreiding van de zinkvegetatie in Nederland. De zinkflora in het zinkreservaat is het enige wat nog resteert van de ooit zo algemeen voorkomende zinkvegetatie. De achteruitgang is dramatisch te noemen. De zinkplanten strekken zich uit over minder dan 1 kilometer langs de Geuloever (voor legenda zie fig. 3.5B).



Fig. 3.6: De zinkvorm van Engels gras (A) en het Zinkviooltje (B). Gefotografeerd in mei 1974 op 'het dijke' in het grasland bij Cottessen. Het betrof hier de laatste vindplaats van Engels gras, maar midden jaren '80 zijn alle zinktata hier verdwenen (foto's: J.H. Willems).

In 1976 groeide op dit grasland aan de grens nog steeds Zinkviooltje, Zink engels gras en Zinkschapegras (zie fig. 3.6), maar deze groeiplaats is in de jaren '80 verdwenen door aanleg van een betonnen¹ meetgoot in de Geul en uitbreiding van de infrastructuur naar de camping te Sippenaken. De laatste melding van Engels gras is uit 1983 (FLORON).

Tegenwoordig is van de drie graslanden met zinkflora er slechts één overgebleven: het zinkreservaat van Staatsbosbeheer (fig. 3.5D). Op noordelijkste perceel stonden in de jaren '70 nog Zinkviooltjes (S. Jehae, pers. meded.), maar de zinkflora heeft daar plaatsgemaakt voor Populierenbos met een ondergroei van ruigtekruiden. Het lot van het grasland aan de grens is reeds beschreven, maar bovendien is deze locatie nu verruigd en heeft zich een struweel gevormd.

Momenteel resteert ons slechts een kleine 8 % van het areaal van de zinkflora ten opzichte van de situatie rond 1925. In oppervlakte uitgedrukt is het nog slechts een hectare, waarvan een aanzienlijk deel in matige staat. Alleen in het noordelijk deel van het zinkreservaat, minder dan een halve hectare (!), bevindt zich een redelijk goed ontwikkelde zinkflora (zie fig. 3.6).

1. Johannes Carolus Ploem, geboren te Gulpen, promoveerde in 1846 aan de Universiteit Utrecht op een onderzoek betreffende de diagnostiek van beginnende tuberculose.

2. Verspreidingsgegevens zijn ten dele gebaseerd op de herbariumcollecties van het Nationaal Herbarium Nederland afdeling Leiden en Utrecht en de collectie van De Wever van het Natuurhistorisch Museum Maastricht.

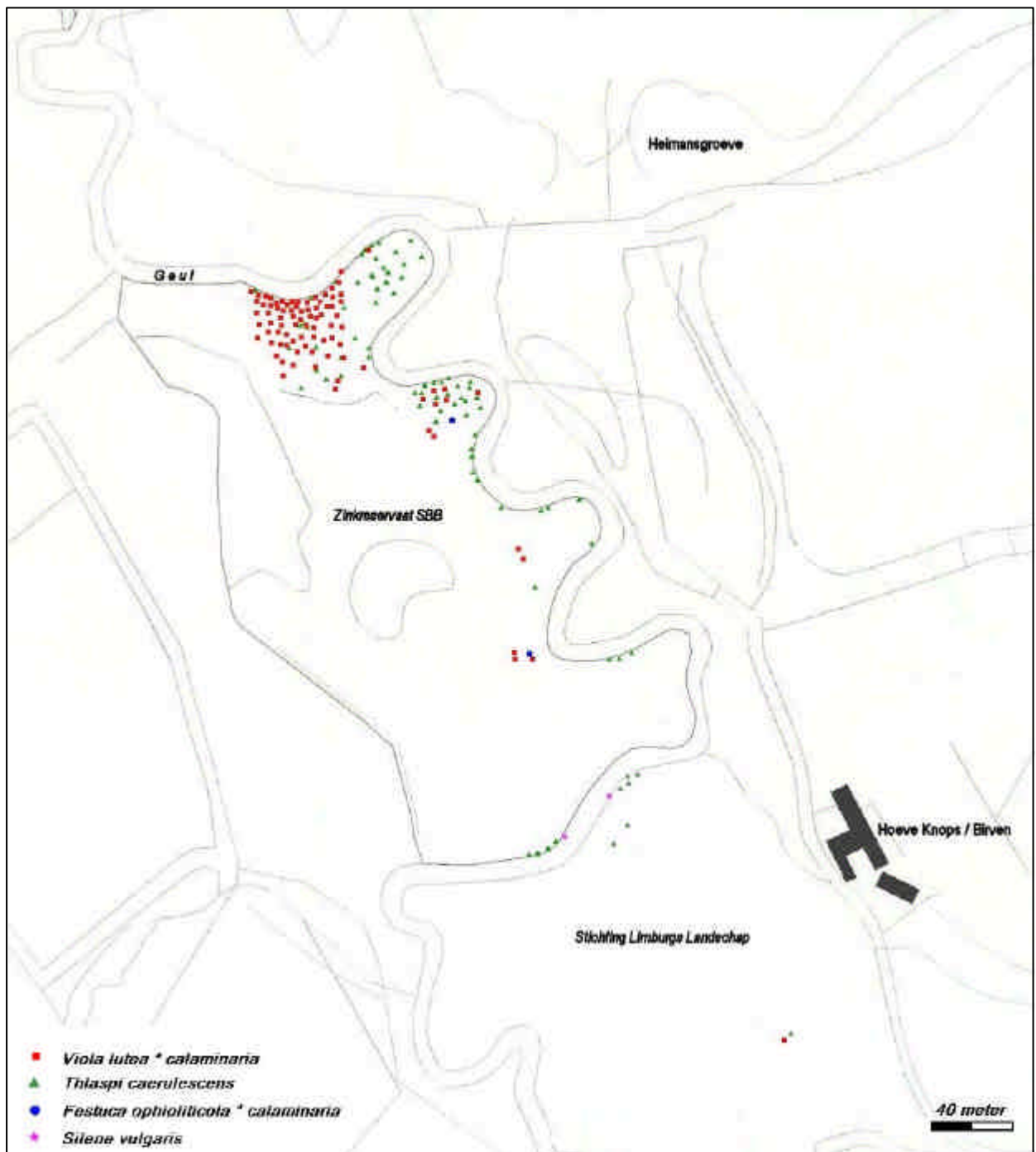


Fig. 3.7: Kaart van het zinkreservaat met daarop de vindplaatsen van de verschillende zinkplanten (zomer 2004). De populatie Zinkviooltjes beperkt zich hoofdzakelijk tot het noordelijk deel van het reservaat, terwijl Zinkboerenkers ook daarbuiten wordt gevonden. Zinkschapegras is beperkt tot twee mierenbulten. Zinkblaassilene wordt op de steile oevers van de Geul gevonden (bron: Topografische Dienst Nederland / SBB).

3.5 De koepelnesten van de Gele weidemier (*Lasius flavus*)

Opvallend is het voorkomen van een redelijk ontwikkelde zinkflora op de koepelnesten van mieren. Blijkbaar bestaat er een interactie tussen mieren en de zinkflora, waarbij vestiging of overleving van zinkplanten wordt begunstigd.

Er zijn verschillende manieren waarop mieren de vegetatiesamenstelling en -structuur kunnen beïnvloeden. Soms bijten ze bladen en wortels af, ze verslepen zaden naar hun nest en halen sediment naar het oppervlak. Indirect kunnen ze groei bevorderen door herbivore insecten te vangen, of juist remmen door het beschermen van blad- of wortelluizen, van welke de honingdauw voor veel mieren een belangrijke bron van voedsel is (Stanley, 1991).

In het zinkreservaat, en ook daarbuiten, zijn de nesten van de Gele weidemier (*Lasius flavus*) prominent aanwezig¹. De Gele weidemier is een algemene soort die bij voorkeur in vochtige graslanden en kalkgraslanden zijn koepelvormige nesten bouwt. In iedere koepel is een kolonie gevestigd met enkele duizenden individuen die hoofdzakelijk leven van de uitscheidingen van wortelluizen. Door hun graafactiviteiten wordt de bodem luchtiger en bovendien is de zoninstraling op het nest door de koepelvorm hoog (Schoeters & Vankerhoven, 2001). In kalkgraslanden in Groot-Brittannië bleken 'warmteminnende' soorten als Kruiptijm (*Thymus praecox*) en Geel zonneroosje (*Helianthemum nummularium*) een grote affiniteit te hebben voor de koepelnesten (Stanley, 1991). In Nederland wordt de associatie van Schapegras en Tijm, waar de zinkvegetatie een subassociatie van is, aangetroffen als microgemeenschap op de 's zomers sterk uitdrogende mierenbulten, terwijl in het omringende mesofytische grasland de concurrentie met grassen te hoog is (Schaminée e.a., 1996).

In het zinkreservaat heeft de vegetatie op de koepels doorgaans een lagere structuur en er is meer open bodem dan in het omliggende grasland. Ook voor de zinkflora nemen deze nestkoepels een bijzondere plaats in. Ten eerste worden in het reservaat veel kiemplanten van Zinkboerenkers en in mindere mate van Zinkviooltje, aangetroffen op de open plekken op de nesten (pers. obs.). Ten tweede zijn de twee nu nog bekende vindplaatsen van Zinkschapegras beiden gelegen op de koepelnesten van de Gele weidemier (fig. 3.8). Naar de effecten van Gele weidemier op verschillende vegetaties is veel onderzoek verricht. De algemene conclusie is dat de Gele weidemier de bestaande vegetatie bedekt onder een laagje bodem en daardoor nieuwe vestigingsmogelijkheden worden gecreëerd voor andere plantensoorten (Stanley, 1991; Hall, 1971). In de zinkvegetatie speelt deze sedimentaanvoer wellicht een zeer belangrijke rol bij de vestiging van zinkplanten, omdat dit ideale, zinkrijke grond is waarin deze planten dan wortelen. Dat is een groot verschil met de omliggende vegetatie in het zinkreservaat, welke vervult is en waar voor kiemplanten van zinkplanten dus weinig open plekken zijn.



Fig. 3.8: Zinkschapegras (*Festuca ovina* subsp. *ophioliticola*) op een mierenbult in het SBB zinkreservaat. Inzet: Bloeiwijze van een exemplaar gefotografeerd in La Calamine. (Foto's: B. van de Riet). *

* Determinaties van de mieren zijn verricht door Niek Willems.

Er bestaat ook nog een andere interactie tussen de zinkflora en mieren. De zaden van het Zinkviooltje zijn namelijk voorzien van een elaiosoom of mierenbroodje. Dat is een vlezig stukje weefsel dat rijk is aan olie en suikers, welke door mieren niet wordt versmaad (Bouman e.a., 2000). Mieren verslepen het mierenbroodje, samen met het zaad, richting nest. Sernander (1906) heeft waargenomen dat de zaden van Ruig viooltje over een afstand van meer dan 70 meter werden versleept. Voor deze manier van zaadverspreiding introduceerde hij de term myrmecochorie. Bovendien toonde hij aan dat veel plantensoorten op deze manier verspreid worden en dat het mierenbroodje hierbij een belangrijke rol speelt. In literatuur wordt niets vermeld over myrmecochorie bij het Zinkviooltje, maar omdat de zaden een mierenbroodje bezitten, is het echter wel waarschijnlijk dat ook het Zinkviooltje myrmecochoor is. De rol van de Gele weidemier bij het verspreiden van zaden van het Zinkviooltje zal niet groot zijn, aangezien deze voornamelijk ondergronds actief is (N. Willems, pers. meded.), andere soorten mieren met een grotere actieradius en bovengrondse activiteiten komen meer in aanmerking hiervoor.

3.6 Fauna op de zinkflora

Hoewel het Geuldal een bijzondere fauna herbergt (voor een overzicht: Peters e.a., 1999), zijn er weinig specifieke relaties tussen dieren en de zinkvegetatie bekend. De meeste fauna komt ook voor op de omliggende graslandvegetaties en heeft hoogstwaarschijnlijk geen bijzondere afhankelijkheid van de zinkflora.

In La Calamine en andere voormalige zinkmijnen worden op Zinkblaassilene de larven van het Vierentwintigstippelig lieveheersbeestje (*Subcoccinella 24-punctata*; fig. 3.1C) aangetroffen en worden in de vruchtbeginsels de zaadknoppen opgegeten door de rupsen van een Anjer-uiltje (*Hadena* sp.) (Weeda e.a., 1985; Ernst, 2002). Op de bladen en jonge bloeiwijzen van het Zinkviooltje leeft een galmijt (*Eriophyes* sp.) (W. Ernst, pers. meded.). Zeer interessant is de vondst van twee vlindersoorten die in Plombières het Zinkviooltje als waardplant gebruiken: de Kleine parelmoervlinder (*Issoria lathonia*) en de Zilveren maan (*Boloria selene*) (fig. 3.9; Lock & Janssen, 2000), welke in Nederland op de Rode Lijst vermeldt staan als kwetsbaar respectievelijk bedreigd. De Zilveren maan kan enige kilometers afleggen, waardoor deze soort zich mogelijk kan uitbreiden naar de Nederlandse zinkvegetatie. Het blijft echter de vraag of de populatie Zinkviooltjes in ons land groot genoeg is voor een populatie vlinders die specifiek van deze plant afhankelijk is voor voedsel (Lock & Janssen, 2000). Nader onderzoek naar de grootte van de bronpopulaties van beide vlindersoorten is gewenst, evenals monitoring van de Nederlandse situatie. Tot slot moet worden vermeld dat in het verleden de thans ernstig bedreigde Duinparelmoervlinder (*Argynnis niobe*) op het Zinkviooltje aangetroffen is. Maar deze soort is sinds enige decennia niet meer waargenomen in de regio (M. Wallis-De Vries, pers. meded.).



Fig. 3.8: In Plombières hebben de Kleine parelmoervlinder (A) en de Zilveren maan (B) het Zinkviooltje als waardplant (www.insects.cz/4images; www.schmetterling-raupe.de).

Conclusies

Alle zinktaxa staan op de Rode Lijst. Bovendien is het Zinkviooltje bij Wet beschermd. De zinkvegetatie is opgenomen in de Habitatrictlijn.

Zink engels gras en Zinklepelblad zijn inmiddels uit Nederland verdwenen. Zinkschapegras is slechts bekend van twee mierenbulten.

In 80 jaar tijd is het areaal van de zinkflora afgenomen met meer dan 90%. Tegenwoordig resteert minder dan een halve hectare redelijk ontwikkelde zinkvegetatie.

De koepelnesten van de Gele weidemier vormen voor zinkplanten een belangrijk microhabitat, omdat er zinkrijke grond aan het oppervlak wordt gebracht en de concurrentie er lager dan in het omringende grasland.

De Zilveren maan en de Kleine parelmoervlinder komen voor op Zinkviooltjes in Plombières. Verspreiding naar de Nederlandse populatie Zinkviooltjes is wellicht mogelijk.

Onderzoek naar de abiotische randvoorwaarden voor de groei van Zinkflora op graslanden langs de Geul in Nederland



**D
E
E
L
B**

4 Inleiding

De zinkflora is sinds de jaren dertig sterk achteruitgegaan op graslanden in het stroomgebied van de Geul. Het areaal aan zinkflora is in een halve eeuw met 90 % afgenomen en is momenteel beperkt tot enkele graslandjes in Epen. De stopzetting van de zinkwinning in België rond 1950 kan een belangrijke rol gespeeld hebben in deze achteruitgang (Janssen & Schamineé, 2003). Echter er zijn aanwijzingen dat de achteruitgang veroorzaakt is door bemesting en bekalking van de graslanden (Pool, 1968). Uit veldonderzoek uitgevoerd in opdracht van de Stichting het Limburgs Landschap is gebleken dat de totale Zn concentratie in de bodem, in combinatie met de Zn/Ca ratio in de bodem, een belangrijke rol speelt in het al dan niet voorkomen van zinkflora op deze graslanden (Lucassen e.a. 2003).

In dit onderzoek worden, op basis van resultaten verkregen door vergelijkend veldonderzoek in combinatie met veld- en laboratoriumexperimenten, de abiotische randvoorwaarden beschreven die de basis vormen voor herstelmaatregelen van de zinkflora. Het onderzoek is uitgevoerd in de periode mei-november 2004 door de afdeling Milieubiologie van de Radboud Universiteit Nijmegen (RU) in opdracht van Staatsbosbeheer regio Zuid. Het onderzoek is financieel mede mogelijk gemaakt door het Europees Oriëntatie en Garantiefonds voor de Landbouw (afdeling Garantie), Stichting het Limburgs Landschap en Vereniging Natuurmonumenten.

5 Materiaal en methoden

5.1 Vergelijking van de abiotiek tussen vegetaties met en zonder zinkflora

In de periode mei-september 2004 zijn een aantal locaties in Nederland en België bemonsterd met als doel de sturende factoren te bepalen die ten grondslag liggen aan het voorkomen van zinkflora in het Geuldal. Nabij Epen zijn een drietal graslanden langs de Geul bemonsterd (n= 5-15) (Fig. 5.1). Op de graslanden die momenteel in het bezit zijn van Vereniging Natuurmonumenten (NM) en Stichting het Limburgs Landschap (SLL) is de zinkflora de afgelopen decennia verdwenen. Op het grasland dat momenteel in het bezit is van Staatsbosbeheer (SBB) komt nog volop zinkflora voor. Ter referentie zijn in België bodemonsters genomen van de zinkgroeve in Plombières (n=10), het zinkdepot (n=10) in Plombières en de zinkheide in La Calamine (n=10) waar zinkflora voorkomt.

Op bovengenoemde locaties zijn met behulp van een guts bodemonsters genomen van de toplaag (0-10 cm). Om te kunnen bepalen of de standplaatscondities voor zinkflora op de graslanden in Nederland met toenemende diepten verbeteren, zijn op deze locaties tevens bodemonsters genomen op 10-20, 20-30, 30-40 en 40-50 cm diepte (n=10). Hierbij zijn op het grasland van SBB zowel locaties met als locaties zonder zinkflora bemonsterd (Fig. 5.2). Van de bodems zijn een aantal parameters bepaald die kenmerkend zijn voor de beschikbaarheid van nutriënten en metalen. De data zijn uiteindelijk geïntegreerd in een reeds bestaande dataset (Lucassen e.a. 2003). Van de gedroogde bodem (24 uur bij 60 °C) is een destructie uitgevoerd ter bepaling van de totale concentraties aan elementen in de bodem (o.a. Ca, Mg, P, K⁺, Zn, Pb). Hiertoe is 100-200 milligram gedroogde bodem met 4 ml salpeterzuur en 1 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups ontsloten in een magnetron. Vervolgens zijn de monsters aangevuld met 100 ml gedemineraliseerd water. De vrije beschikbaarheid van nutriënten en andere elementen (o.a. zware metalen) in de bodem is bepaald aan de hand van een waterextractie. Hiertoe is 17.5 gram verse bodem gedurende 4 uur bij 100 rpm uitgeschud in een polyethyleenpot met 50 ml gedemineraliseerd water. Het plantbeschikbaar-fosfaat in de bodem is bepaald aan de hand van een Olsen-extractie waarbij PO₄³⁻ in de bodem vrijgemaakt wordt door verdringing met bicarbonaat (Olsen e.a. 1954). Hiertoe is 1 gram gedroogde bodem gedurende 30 minuten bij 100 rpm uitgeschud met 25 ml extract (0.5 M NaHCO₃ bij pH 8.4).

De hoeveelheid o-PO₄³⁻ in de waterextracten en Olsen-extracten is bepaald met behulp van Technicon Autoanalysers volgens Henriksen e.a. (1965). De hoeveelheid NH₄⁺ en NO₃⁻ in de waterextracten is bepaald met behulp van Technicon autoanalysers volgens Grasshoff & Johansen (1977) en Kamphake e.a. (1967). K⁺ in de waterextracten en destructies is vlam-fotometrisch bepaald. De totale concentraties aan elementen (Ca, Mg, P, Zn, Pb) in de waterextracties, zinkextracties en destructies is bepaald met behulp van een Inductief Gekoppelde Plasma Emissie Spectrofotometer. Ten slotte is de totale hoeveelheid C en N in de bodem bepaald met behulp van een Carlo Erba NA 1500 CNS analyser.

5.2 Bepaling van nutriënten en metalen in planten onder Zn-rijke veldcondities

Ten einde de concentraties aan nutriënten en metalen in planten onder veldcondities te kunnen bepalen zijn op de bemonsterde locaties in Plombières (n=20) en La Calamine (n=10) tevens alle aanwezige plantensoorten bemonsterd. Ter vergelijking is ook plantmateriaal verzameld op het grasland van SBB. Het plantmateriaal is gedroogd, gedestruerd en geanalyseerd zoals beschreven in paragraaf 5.1.

5.3 Het effect van kalk- en zinkadditie op zinkflora en vergrassers

De graslanden langs de Geul zijn in het verleden bekalkt (Pool, 1968). Ten einde het mogelijke effect van bekalken op de zinkflora en vergrassers te bepalen, zijn een tweetal experimenten uitgevoerd met Zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*) en de grassen Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*).

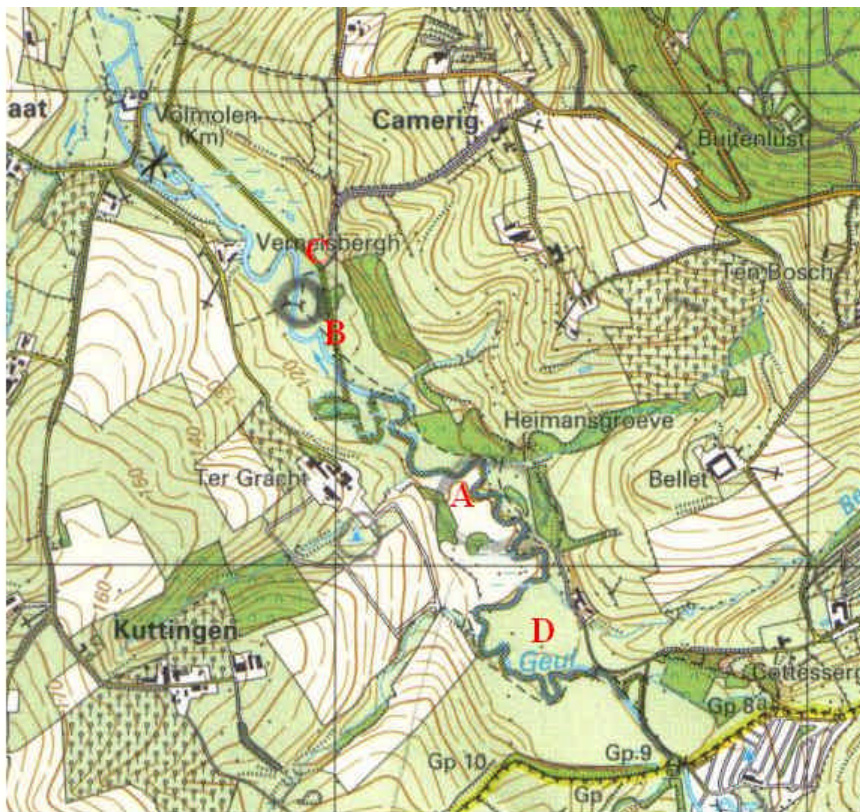


Fig. 5.1: De bemonsterde graslanden langs de Geul. A, grasland in het bezit van Staatsbosbeheer (SBB) met zinkflora; B, grasland in het bezit van Stichting het Limburgs Landschap (SLL) zonder zinkflora; C, grasland in het bezit van Vereniging Natuurmonumenten (NM) zonder zinkflora; D, grasland nabij hoeve Birven met inrichting van experimentele plots (SLL).

In experiment I is het effect van bekalken op de groei van Zinkboerenkers en Rood zwenkgras onderzocht. Hiertoe werd aan 8 potten ($r=6$ cm, $h=12$ cm) circa 1.0 kg bodem toegevoegd afkomstig van het grasland van SBB. In de helft van de potten werd de bodem vermengd met 20 gram CaCO_3 . Daarna zijn per pot 3 gelijkwaardige exemplaren per plantensoort geplant. Zinkboerenkers (spruitlengte 1-2 cm) en Rood zwenkgras waren afkomstig van het zinkpad in La Calamine (België, zie Fig. 7.2) en het grasland van SBB in Epen. Gedurende 3 maanden werd aan de bodems regelmatig

gedemineraliseerd water toegevoegd om uitdroging ten gevolge van verdamping te voorkomen. Maandelijks werd bodemvocht verzameld met behulp van teflon soil moisture samplers. Na 3 maanden zijn de planten geoogst en gedroogd (24 uur bij 60°C) ter bepaling van de biomassa. Hierna zijn de bodems en het plantenmateriaal gedestruerd zoals beschreven in paragraaf 5.1 en is van de bodem een Zn-extractie uitgevoerd volgens Lindsay & Norvell (1978). Hiertoe is 4 gram gedroogde bodem gedurende 4 uur uitgeschud met 20 ml extract (0.005 M DTPA/diethyleentriaminepentaactaat, 0.01 M CaCl₂, 0.1 M TEA/triethanolamine bij pH 7.30).

In experiment II is het effect van bekalking en zinkertsadditie op de groei van Zinkboerenkers en Gestreepte witbol onderzocht. 8 bakken (r=13.5 cm, h=10 cm) werden gevuld met 2.0 kg bodem afkomstig van het grasland van SBB. Door 4 van deze bakken werd 10 gram CaCO₃ gemengd. In 4 andere bakken werd 1.0 kg bodem van SBB vermengd met 1.0 kg zinkerts afkomstig van het zinpadij in La Calamine (België, zie Fig. 7.2). In elke bak werden 3 exemplaren per soort geplant. Zinkboerenkers (spruitlengte 1-2 cm) en Gestreepte witbol waren afkomstig van het zinpadij in La Calamine en het grasland van SBB. Gedurende 3 maanden werd aan de bodems regelmatig gedemineraliseerd water toegevoegd om uitdroging ten gevolge van verdamping te voorkomen. Bodemvocht werd verzameld aan het begin en aan het einde van het experiment met behulp van teflon soil moisture samplers. Na 3 maanden zijn de planten geoogst en gedroogd (24 uur bij 60 °C) ter bepaling van de biomassa. Hierna zijn de bodems en het plantmateriaal gedestruerd zoals beschreven in paragraaf 5.1 en is van de bodem een zinkextractie uitgevoerd zoals beschreven bij experiment I.



Fig. 5.2: Locaties met typische zinkflora (linksonder: Zinkviooltje en rechtsonder: Zinkboerenkers) en vergraste locaties zonder zinkflora (rechtsboven: gedomineerd door Gestreepte witbol, Engels raigras en Rood zwenkgras) op het grasland van Staatsbosbeheer.

5.4 Het effect van zuuradditie op de zinkbeschikbaarheid in de bodem

Ten einde het effect van zuuradditie op de zinkbeschikbaarheid in de bodem te bepalen is aan de drie bodemtypen van experiment II eenmalig de jaarlijkse depositie van N, P en K (400 kg/ha N, 100 kg/ha P, 100 kg/ha K⁺) toegevoegd in de vorm van NH₄NO₃, NaH₂PO₄·H₂O en KH₂PO₄ (experiment III). In zowel verzuurde als niet verzuurde bodems is de vrije beschikbaarheid van Zn bepaald door bodemvocht te verzamelen met behulp van teflon soil moisture samplers (Eijkelkamp, Agrisearch). Tevens is de hoeveelheid plantbeschikbaar-Zn bepaald aan de hand van een zinkextractie zoals beschreven in paragraaf 5.3.

5.5 Het effect van spitten en toedienen van Geulsediment onder veldcondities

In September 2003 zijn op het grasland in Cottessen nabij hoeve Birven (zie Fig. 5.1) door Stichting het Limburgs Landschap een aantal experimentele maatregelen uitgevoerd. In 9 proefvlakken is het effect van freesen (0-20cm) en variabel spitten (0-80 cm) in combinatie met het aanbrengen van Geulsediment getest (Fig. 5.3). Het Geulsediment was hierbij afkomstig van de Geul ter plekke. Omdat de gefreesde delen binnen een jaar al weer gerekoloniseerd werden door de oorspronkelijke vegetatie zijn deze plotdelen buiten beschouwing gelaten. De overige maatregelen staan vermeld in Tabel 5.1. In augustus 2004 zijn bodemmonsters genomen van de toplaag (0-5 cm) van deze proefvlakken (n=5). Tevens is een slibmonster en een watermonster genomen uit de Geul. De bodems zijn geanalyseerd en vergeleken met de abiotische voorwaarden voor groei van zinkflora zoals bepaald in dit onderzoek (zie Fig. 7.1).

Tabel 5.1: Uitgevoerde maatregelen op de proefvlakken in Cottessen

Proefvlak	Spitdiepte	Sedimentafzetting Geul
1	0 m	nee
2	0 m	nee
3	0.50 m	nee
4	0.60-0.70 m	nee
5	0.70 m	ja
6	0.80 m	nee
7	0.80 m	ja
8	0 m	ja
9	0 m	nee



Fig. 5.3: Het grasland Cottessen (SLL) nabij hoeve Birven waar 9 proefvlakken deels oppervlakkig gefreesd en deels variabel gespit zijn, met of zonder toediening van Geulsediment (ingezet september 2003, foto: mei 2004).

6 Resultaten

6.1 Vergelijking van de abiotiek tussen vegetaties met en zonder zinkflora

6.1.1 Destructies

De totale concentraties aan nutriënten in de bodemprofielen van de drie bemonsterde graslanden staan vermeld in Fig. 6.1a. De totale concentraties aan C, N, P en K in de toplaag van de bodem van het grasland van SBB waar nog zinkflora voorkomt zijn niet consequent lager zijn dan op de graslanden van SLL en NM waar geen zinkflora meer voorkomt. Er is geen verschil in de concentraties C en N in de bodem tussen de drie graslanden. Het grasland van NM bevat een vele hogere concentratie P in de toplaag maar de totale concentraties P op de graslanden van SBB en SLL zijn gelijk. Ten slotte bevat de toplaag van de bodem van SBB een hogere concentratie K⁺. De concentraties aan nutriënten nemen op alle graslanden af met toenemende diepte.

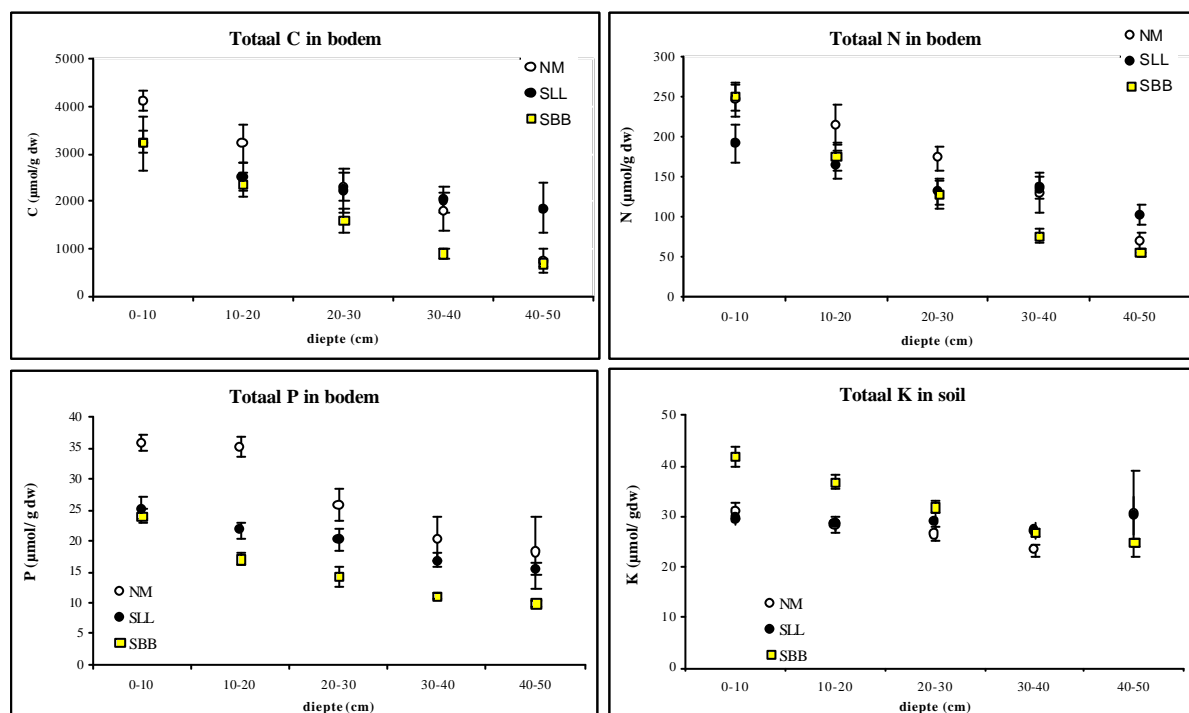


Fig. 6.1a: Totale concentraties aan nutriënten in bodemprofielen van het grasland van Staatsbosbeheer (SBB) met zinkflora, en de graslanden van Vereniging Natuurmonumenten (NM) en Stichting het Limburgs Landschap (SLL) waar de zinkflora verdwenen is. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/g dw}$.

De totale concentraties aan bufferende elementen (Ca, Mg) en zware metalen (Zn, Pb) in de bodemprofielen van de 3 bemonsterde graslanden staan vermeld in Fig. 6.1b. In

tegenstelling tot Mg is de totale Ca concentratie in de toplaag van de bodem veel lager op het grasland van SBB vergeleken met de graslanden van NM en SLL. De totale concentratie aan Zn en Pb zijn vele malen hoger resulterend in zowel een hogere Zn/Ca als een hogere Pb/Ca ratio in de bodem op het grasland van SBB. Deze verschillen handhaven zich met toenemende diepte met uitzondering van de totale concentratie Pb en de Pb/Ca ratio die op het grasland van SBB tot een diepte van 20-30 cm afnemen tot waarden die vergelijkbaar zijn met de twee andere graslanden. Er zijn nagenoeg geen verschillen in de totale concentratie aan Ca, Mg, Zn en Pb tussen de graslanden van SLL en NM.

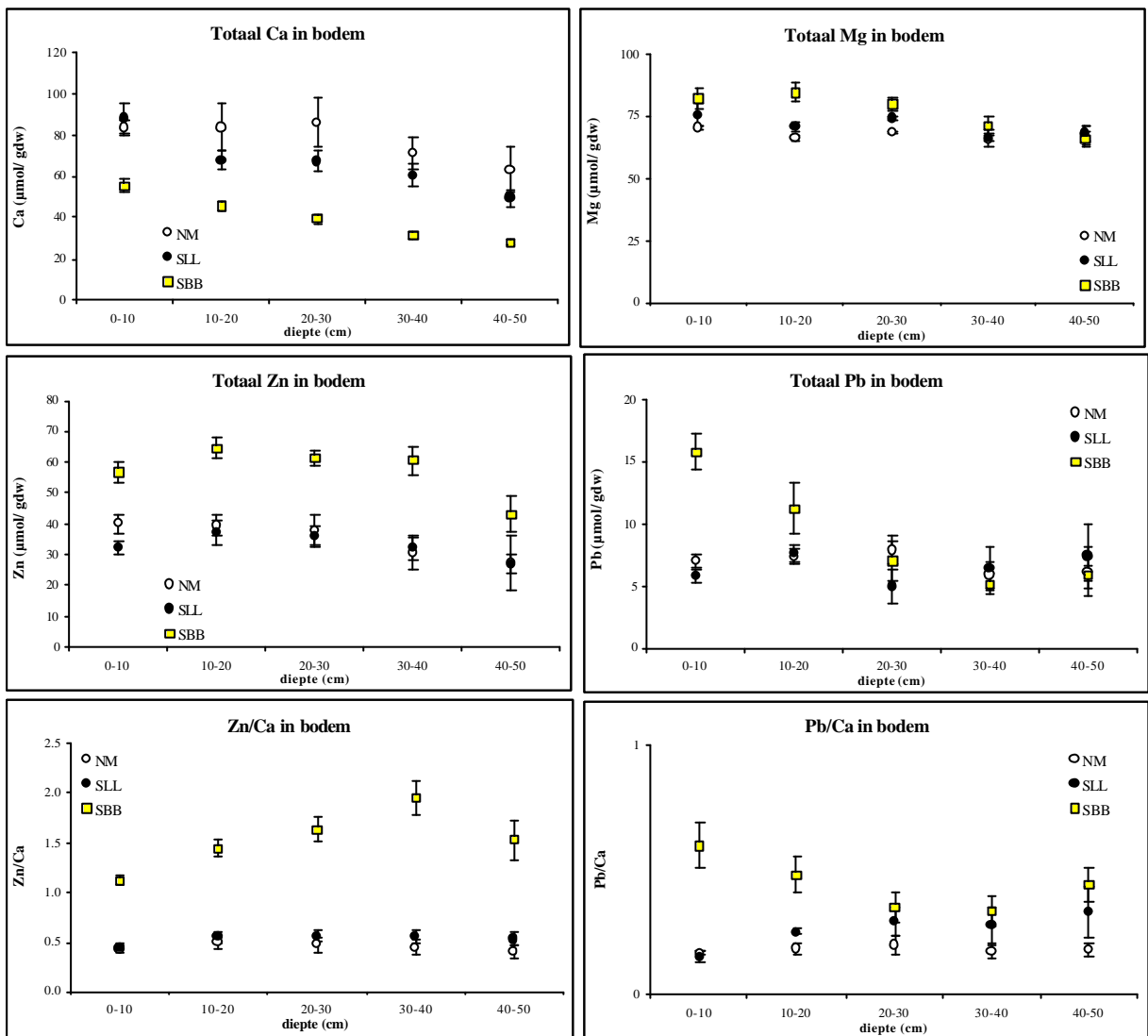


Fig. 6.1b: Totale concentraties aan Ca, Mg, Zn en Pb in bodemprofielen van het grasland van Staatsbosbeheer (SBB) met zinkflora, en de graslanden van Vereniging Natuurmonumenten (NM) en Stichting het Limburgs Landschap (SLL) waar de zinkflora verdwenen is. Concentraties zijn gegeven in µmol/g dw.

6.1.2 Waterextracten

De vrije beschikbaarheid aan nutriënten in de bodemprofielen van de 3 bemonsterde graslanden staat vermeld in Fig. 6.2a. De vrije beschikbaarheid van N (in de vorm van NO_3^-) is in de toplaag van het grasland van SBB veel hoger dan op de andere 2 graslanden, terwijl de vrije beschikbaarheid van P veel lager is. De vrije beschikbaarheid van P op de graslanden van NM en SLL nemen in de bovenste 20 cm af tot waarden die vergelijkbaar zijn aan die van SBB. Er zijn geen verschillen in de vrije beschikbaarheid van K^+ tussen de 3 graslanden.

De pH en vrije beschikbaarheid aan bufferende elementen (Ca , Mg , HCO_3^-) en zware metalen (Zn en Pb) in de bodemprofielen van de 3 bemonsterde graslanden staan vermeld in Fig. 6.2b. Het bufferend vermogen in de toplaag van het grasland van SBB is duidelijk lager dan op de graslanden van NM en SLL. Door de lagere concentraties aan Ca en Mg -carbonaten zijn de vrije Ca , Mg en HCO_3^- concentraties in de toplaag veel lager, gepaard gaande met een lagere pH. De hogere Zn concentratie in de bodem, tezamen met deze lagere pH, leiden tot een hogere vrije beschikbaarheid van Zn op het grasland van SBB resulterend in significant hogere Zn/Ca ratio in het poriewater. De afnemende Ca -carbonaat gehalten in de bodem van de graslanden van NM en SLL leiden niet tot een dusdanige afname van het bufferend vermogen in de bodem waardoor de vrije beschikbaarheid van Zn in deze bodems laag blijft in het gehele bodemprofiel.

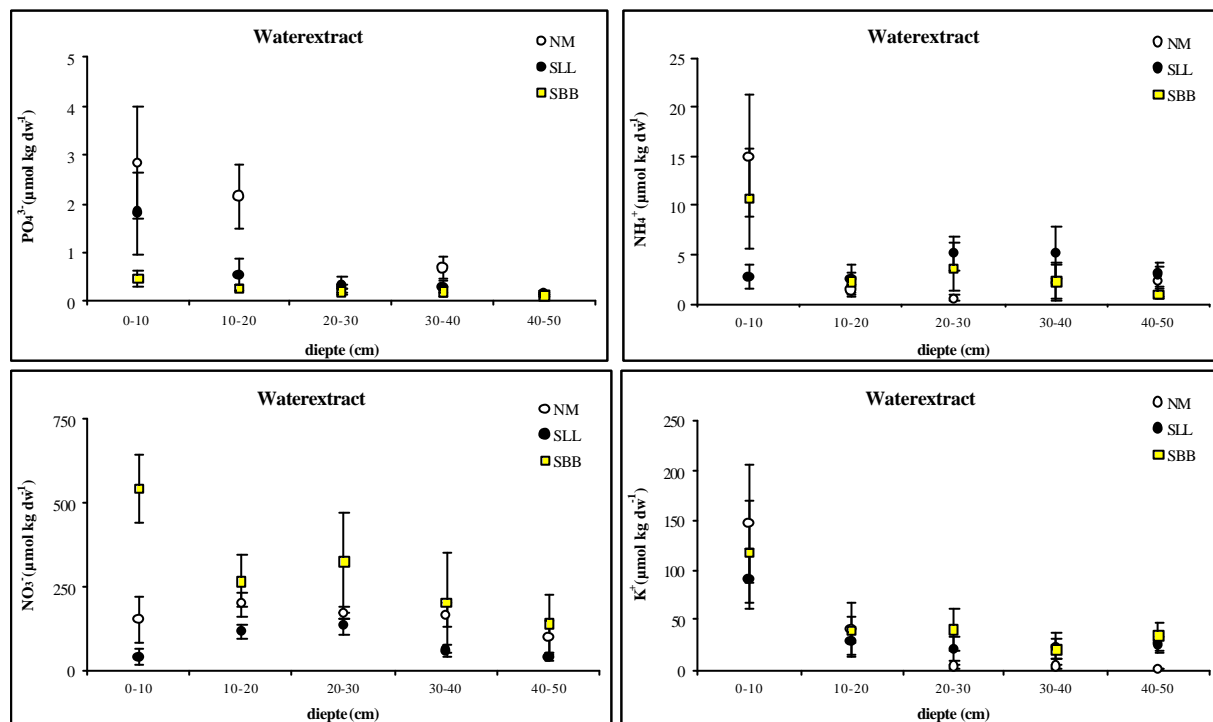


Fig. 6.2a: Vrije beschikbaarheid aan nutriënten in bodemprofielen van het grasland van Staatsbosbeheer (SBB) met zinkflora, en de graslanden van Vereniging Natuurmonumenten (NM) en Stichting het Limburgs Landschap (SLL) waar de zinkflora verdwenen is. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol}/\text{kg dw}$.

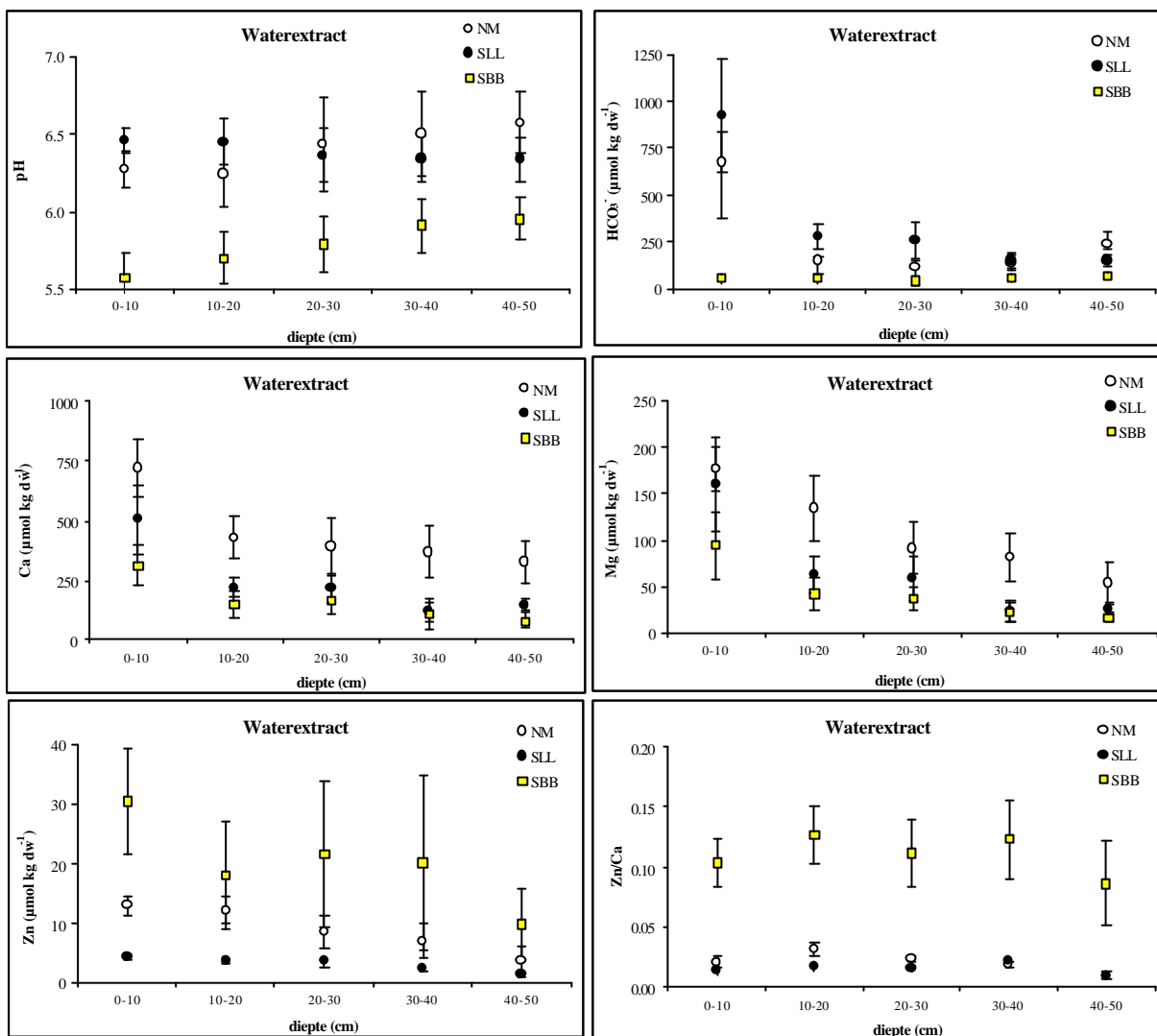


Fig. 6.2b: pH en vrije beschikbaarheid aan Ca, Mg, HCO_3^- en Zn in bodemprofielen van het grasland van Staatsbosbeheer (SBB) met zinkflora, en de graslanden van Vereniging Natuurmonumenten (NM) en Stichting het Limburgs Landschap (SLL) waar de zinkflora verdwenen is. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/kg dw}$.

Indien we de locaties met en zonder zinkflora binnen het grasland van SBB vergelijken (Fig. 5.2) zien we dat er een duidelijk verschil is in de vrije beschikbaarheid van Zn in de bodem desondanks de totale concentraties aan Zn gelijk zijn (Fig. 6.1b). Locaties met zinkflora zijn minder gebufferd zoals blijkt uit de lagere pH en buffercapaciteit resulterend in een hogere Zn/Ca ratio in het bodemvocht (> 0.10). Tevens blijkt dat er geen verschil is in de vrije beschikbaarheid van de nutriënten PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- en K^+ tussen de locaties met en zonder zinkflora op dit grasland (Fig. 6.2c).

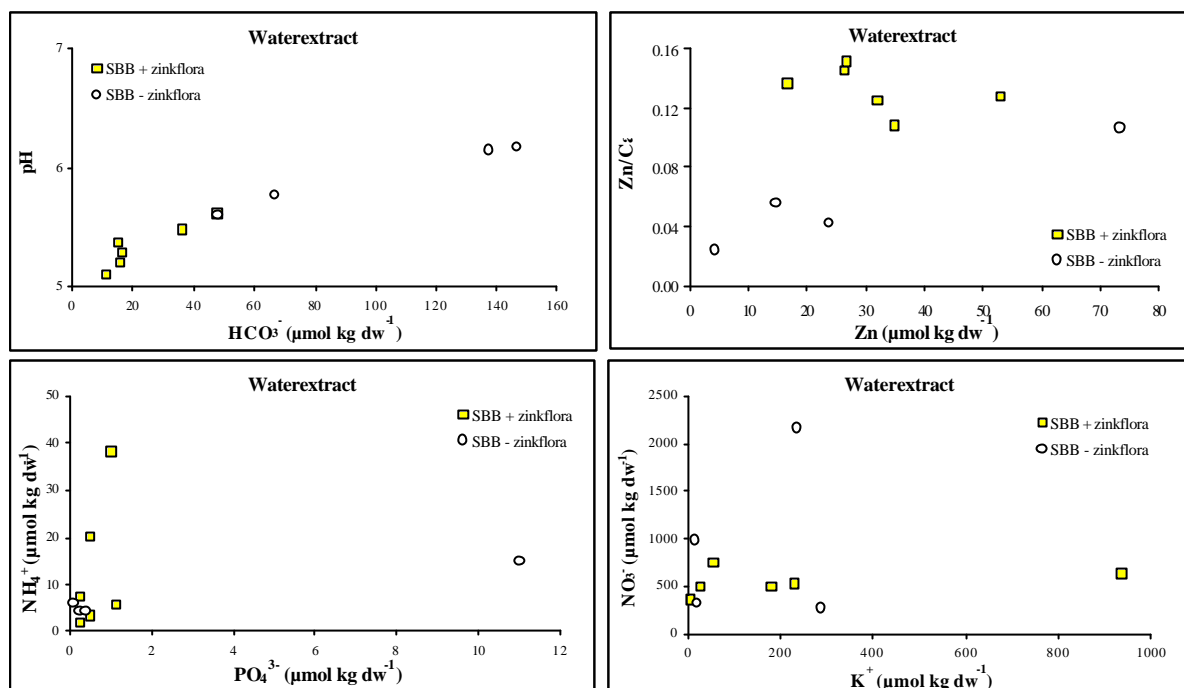


Fig. 6.2c: pH en de vrije beschikbaarheid aan Ca, HCO₃⁻ en Zn op locaties met en zonder zinkflora op het grasland van Staatsbosbeheer. Concentraties zijn gegeven in μmol/kg dw.

6.1.3 Olsen-P extracten

De plantbeschikbare P fractie (Olsen-P) in de bodemprofielen van de 3 bemonsterde graslanden staat vermeld in Fig. 6.3. De plantbeschikbare en vrij beschikbare P concentraties (waterextract) op het grasland van SBB zijn vele male lager vergeleken met de graslanden van SLL en NM. Met name het grasland van NM heeft een zeer hoge plantbeschikbare en vrij beschikbare P-concentratie in de bodem. Omdat de concentratie Ca in de bodem van SBB lager is dan die op de andere graslanden, en er dus minder P vastgelegd kan worden in de vorm van Ca-P, was de verwachting dat de Olsen-P waarde op het grasland van SBB hoger zou zijn vergeleken met de andere graslanden. Bij lagere pH (pH<5) kunnen echter ook ZnHPO₄ complexen gevormd worden in de bodem indien er voldoende PO₄³⁻ en Zn aanwezig is (Scheffer & Schachtschabel, 2002). Deze complexvorming is een mogelijke oorzaak voor de lagere Olsen-P waarden op het grasland van SBB dat in vergelijking met de andere graslanden relatief hogere Zn concentraties maar gelijkwaardige totale P concentraties bevat (zie gelijke P waarden SBB en SLL in fig. 6.1a).

6.2 Bepaling nutriënten en metalen in planten onder Zn-rijke veldcondities

De totale concentraties aan Zn, Pb, Ca en P in verschillende plantensoorten aanwezig op de zinkrijke bodems in België en op het grasland van SBB staan vermeld in Fig. 6.4a-b. Hieruit blijkt ten eerste dat in alle plantensoorten de opname van Zn vele malen hoger is (10-180 μmol/g dw) dan de opname van Pb (0-6 μmol/g dw). Metalen uit de bodem lossen op doordat planten organische zuren uitscheiden via de wortels. De Pb opname is waarschijnlijk veel lager dan de opname van Zn omdat Pb pas bij een veel lagere pH oplost dan Zn (Dzombak & Morel, 1990, Lucassen e.a. 2002). Verder blijkt dat soorten die behoren tot de typische zinkflora (Zinkviooltje, Zinkboerenkers, Zink schapegras, Engels gras en Zinkblaassilene) en soorten die niet hiertoe behoren (Schapezuring, Grasklokje, Scherpe boterbloem, Gewoon duizendblad, Smalle

weegbree, Gestreepte witbol, Bochtige smele en Pijpenstrootje) gelijkwaardige concentraties Zn, Pb en P bevatten. Een uitzondering hierop is de concentratie Zn in Zinkboerenkers die bekend staat als een typische Zn hyperaccumulator (Saison e.a., 2004). Planten afkomstig van het grasland van SBB hebben gelijkwaardige Zn concentraties als planten afkomstig van de zinkrijke locaties in België. De Pb concentraties in het plantenmateriaal zijn echter veel lager.

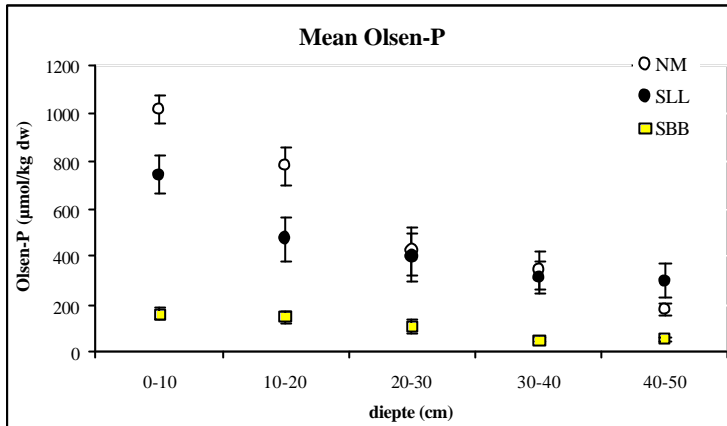


Fig. 6.3: Plantbeschikbare P-fracties in bodemprofielen van graslanden met zinkflora (Staatsbosbeheer/SBB) en graslanden waar de zinkflora verdwenen is (Vereniging Natuurmonumenten/NM, Stichting het Limburgs Landschap/SLL). Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/kg dw}$.

6.3 Het effect van kalk- en zinkadditie op zinkflora en vergrassers

6.3.1 Experiment I

Het effect van kalkadditie op de bodem en de ontwikkeling van Zinkboerenkers en Rood zwenkgras staat vermeld in Tabel 6.1 en Fig. 6.5. De Zn concentratie in de bodem afkomstig van het grasland van SBB bedraagt ca $50 \mu\text{mol/g dw}$ hetgeen voldoende is voor de groei van zinkflora zoals bepaald in dit onderzoek (zie Fig. 7.1). Ten gevolge van bekalking is de Ca concentratie in de bodem 5 maal verhoogd tot een waarde van $245 \mu\text{mol/g dw}$ resulterend in een daling van de Zn/Ca ratio in de bodem van 1.3 naar 0.2. Hierdoor is de Zn/Ca ratio in het poriewater afgenomen van 0.03 naar 0.006 (Tabel 6.1).

Uit Fig. 6.5 blijkt dat de groei van Zinkboerenkers, in tegenstelling tot die van Rood zwenkgras, negatief beïnvloed wordt door bekalking. Er bestaat een duidelijke correlatie tussen de Zn concentratie en de biomassa van Zinkboerenkers ($R^2 = 0.833$). Des te hoger de Zn opname des te hoger de biomassa van Zinkboerenkers. Bekalking leidt tot verminderde Zn opname en verhoogde Ca opname in Zinkboerenkers resulterend in een lagere biomassa. Uit Fig. 6.4 blijkt dat de Zn concentraties in Zinkboerenkers, zoals gemeten in dit experiment (van 45 tot $25 \mu\text{mol/g dw}$), extreem laag zijn en niet onder veldcondities voorkomen. Bekalking heeft minder invloed op de opname van Ca en Zn en de biomassaontwikkeling van Rood zwenkgras en er is geen correlatie tussen de Zn concentratie in de plant en de biomassa ($R^2 = 0.149$).

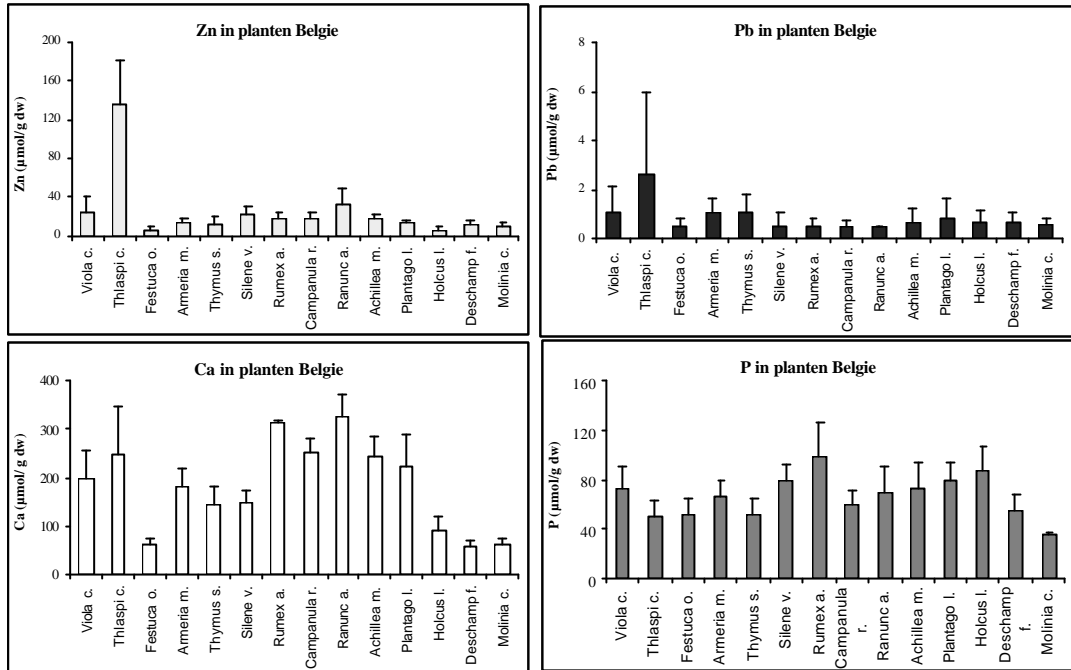


Fig. 6.4a: Zn, Pb, Ca en P concentraties in verschillende plantensoorten afkomstig van zinkrijke locaties in Plombières (de zinkgroeve (n=10) en het zinkdepot (n=10)) en de zinkheide in La Calamine (n=10), België.

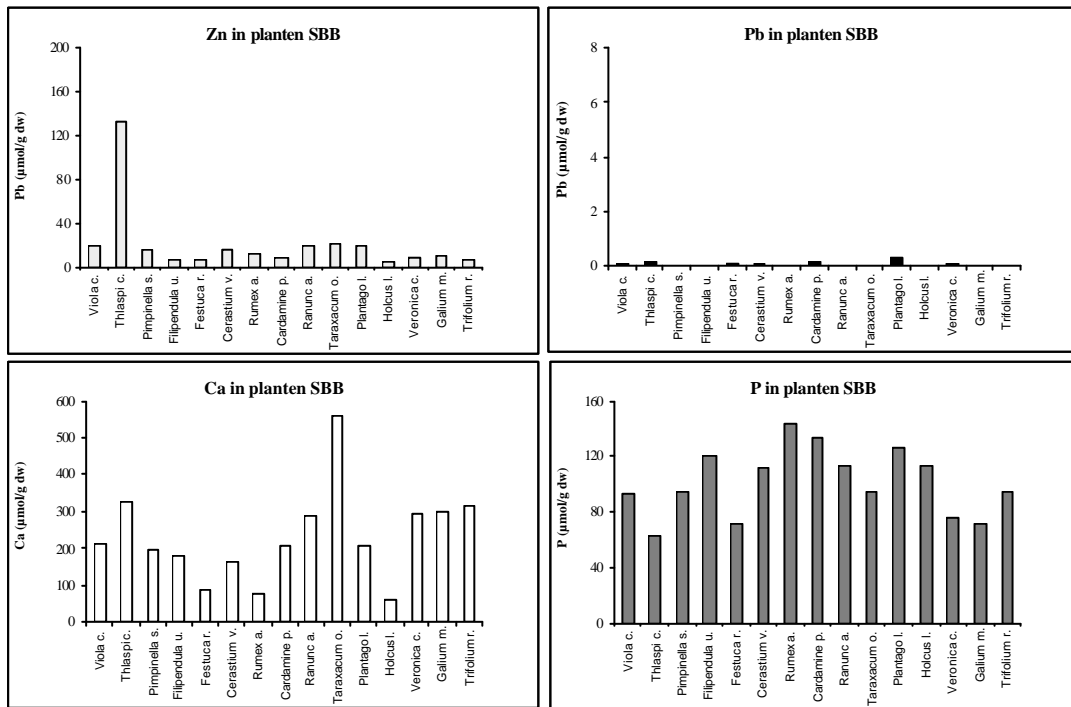


Fig. 6.4b: Zn, Pb, Ca en P concentraties in verschillende plantensoorten afkomstig van het grasland van SBB (planten zijn gepoold op soort, n=1).

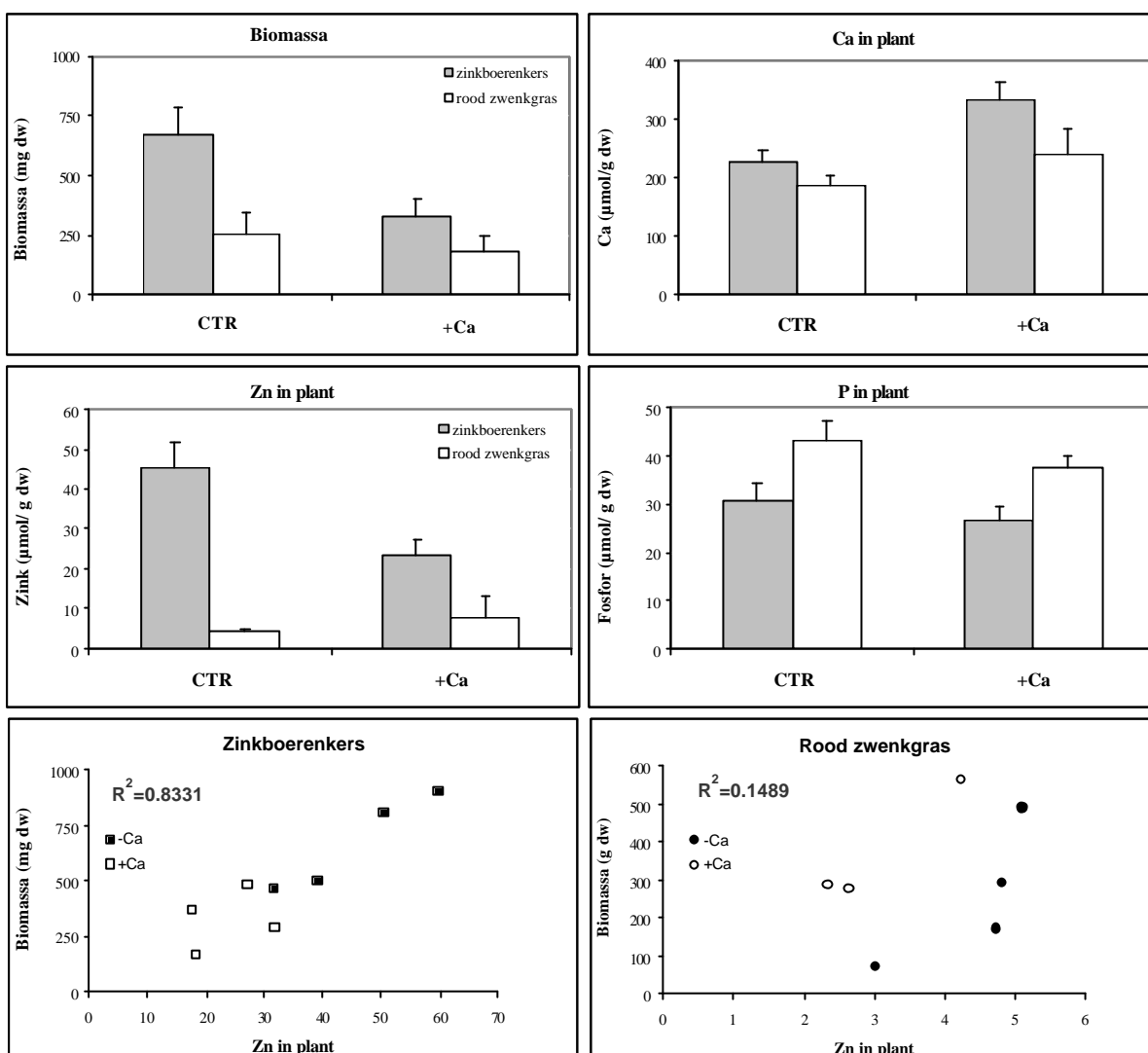


Fig. 6.5: Experiment I: De effecten van bekalking op de Ca en Zn opname en de biomassa-ontwikkeling van Zinkboerenkers en Rood zwenkgras. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/g dw}$.

Tabel 6.1 Bodemparameters in experiment I. Gemiddelden en Standaard Error zijn gegeven (n=4).

	Blanco	+ CaCO ₃
totaal Ca bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	42 (0.6)	245 (10)
totaal Zn bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	53 (0.3)	52 (0.5)
plantbeschikbaar Zn bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	6 (0.3)	4 (0.7)
Zn/Ca bodem	1.3 (0.03)	0.2 (0.01)
vrij Zn bodemvocht ($\mu\text{mol/l}$)	26 (2)	16 (2)
vrij Ca bodemvocht ($\mu\text{mol/l}$)	903 (198)	2578 (305)
Zn/Ca bodemvocht	0.03 (0.004)	0.006 (0.001)

6.3.2 Experiment II

Het effect van kalk- en zinkertsadditie op de bodem en de ontwikkeling van Zinkboerenkers en Gestreepte witbol staat vermeld in Tabel 6.3 en Fig. 6.6.

Ten gevolge van bekalken verdubbelt de totale hoeveelheid Ca in de bodem en dalen zowel de Zn/Ca ratio in bodem en bodemvocht als de plantbeschikbare Zn-fractie in de bodem. Zinkertstoediening leidt niet tot een verhoging van de Zn/Ca ratio in de bodem en het bodemvocht omdat de erts naast Zn ook rijk is aan Ca. Echter de totale

Zn concentratie verviervoudigt waardoor de plantbeschikbare Zn-fractie duidelijk toeneemt (Tabel 6.2).

Ten gevolge van de zinkertsadditie vertoont Gestreepte witbol chlorosis en ontwikkelt slechts 50% van de biomassa van de controleplanten. De Zn concentratie in de spruit is echter tegen de verwachting in lager dan in de controle behandeling. Omdat de hoeveelheid Zn in de bodem verviervoudigd is, is het mogelijk dat Zn het wortelstelsel heeft aangetast en de verdere opname van Zn in de spruit heeft bemoeilijkt. Een mogelijke indicatie hiervoor is dat de bodem van de zinkertsbehandeling veel minder snel uitdroogde dan het geval was in de andere behandelingen.

De biomassa van Zinkboerenkers verschilt niet tussen de behandelingen. Uit experiment I is gebleken dat de concentratie Zn in Zinkboerenkers gecorreleerd is aan de biomassa (zie Fig. 6.5). Kennelijk is in de CaCO_3 behandeling de Zn/Ca ratio in de bodem (0.64) nog hoog genoeg voor Zinkboerenkers om voldoende Zn op te kunnen nemen. In tegenstelling tot de planten uit de CaCO_3 behandeling in Experiment I, die duidelijk geremd werden in hun groei, heeft Zinkboerenkers in alle behandelingen van Experiment II een Zn concentratie die voorkomt onder veldcondities (Fig. 6.4).

Tabel 6.2 Bodemparameters in experiment II. Gemiddelden en Standaard Error zijn gegeven (n=4).

	Blanco	+ CaCO_3	+ Zinkerts
totaal Ca bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	37 (3)	89 (14)	173 (18)
totaal Zn bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	54 (3)	55 (1)	230 (3)
plantbeschikbaar Zn bodem ($\mu\text{mol/g dw}$)	12.5 (0.7)	6.9 (1.4)	20.5 (1)
Zn/Ca bodem	1.45 (0.08)	0.64 (0.12)	1.33 (0.12)
vrij Zn bodemvocht ($\mu\text{mol/l}$)	815 (173)	21 (3)	282 (8)
vrij Ca bodemvocht ($\mu\text{mol/l}$)	4626 (1055)	4554 (508)	5468 (241)
Zn/Ca bodemvocht	0.178 (0.006)	0.005 (0.001)	0.052 (0.001)

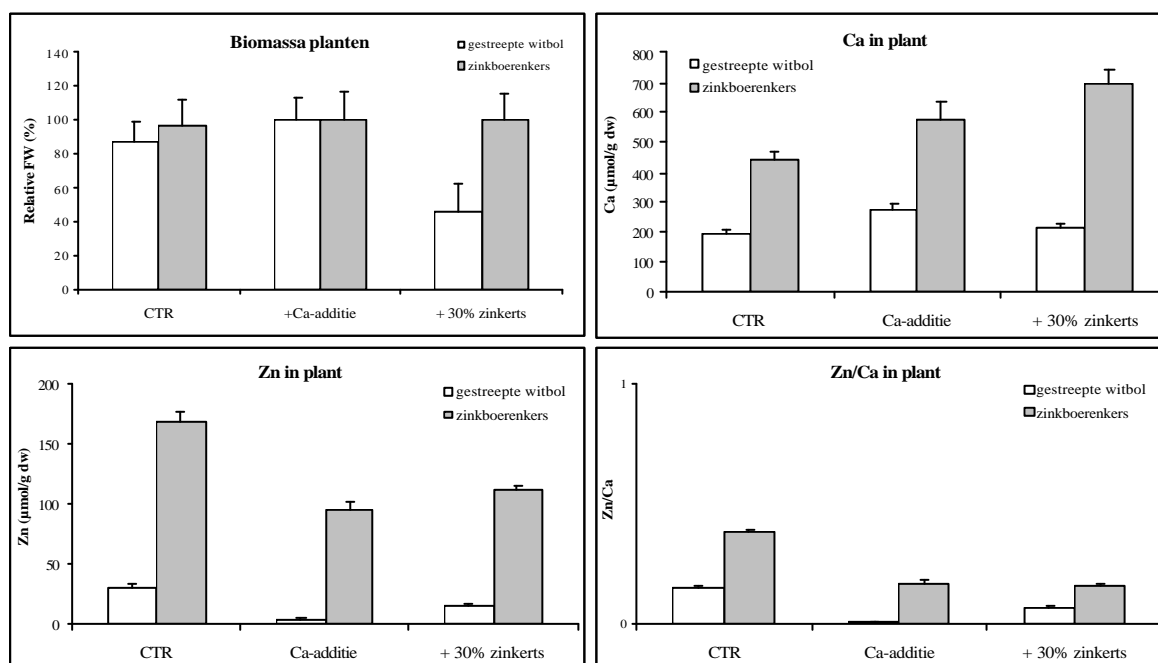


Fig. 6.6: Experiment II: De effecten van CaCO_3 - en zinkertsadditie op de Ca en Zn opname en de biomassaontwikkeling van Zinkboerenkers en Gestreepte witbol. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/g dw}$.

6.4 Het effect van zuuradditie op de zinkbeschikbaarheid in de bodem

De effecten van het eenmalig toedienen van zuur aan bodems afkomstig van het grasland van SBB, al dan niet verrijkt met CaCO_3 of zinkerts (zie experiment II), staan vermeld in Fig. 6.7.

In het algemeen leidt toedienen van verzurende elementen tot een daling van de pH en een toename van de concentratie Ca, Zn en de Zn/Ca ratio in het bodemvocht afhankelijk van het bodemtype. Het toedienen van zuur aan de relatief CaCO_3 arme bodem van SBB (CTR behandeling) leidt tot een zeer sterke pH daling zonder dat er een toename van Ca in het bodemvocht plaatsvindt. De daling in pH leidt wel tot een lichte stijging van de Zn concentratie resulterend in een toename van de Zn/Ca ratio in het bodemvocht. In de becalcite bodem (Ca-additie behandeling) treedt nagenoeg geen Zn mobilisatie op ten gevolge van zuuradditie, omdat Zn vastgelegd is in de vorm van Zn-hydroxiden en ZnCO_3 . Door het oplossen van CaCO_3 neemt de Ca concentratie in het bodemvocht wel sterk toe waardoor additie van zuur niet resulteert in een verhoging van de Zn/Ca ratio in het bodemvocht in dit bodemtype. In de bodems waar zinkerts aan toegevoegd is (+30% zinkerts behandeling) treedt wel sterke mobilisatie van Zn op resulterend in een significante toename van de Zn/Ca ratio in het bodemvocht. Dit desondanks de concentratie Ca in het zinkerts heel hoog was (Tabel 6.2). Schijnbaar is het Ca in dit erts aanwezig in minder reactieve amorf vorm dan het toegevoegde CaCO_3 .

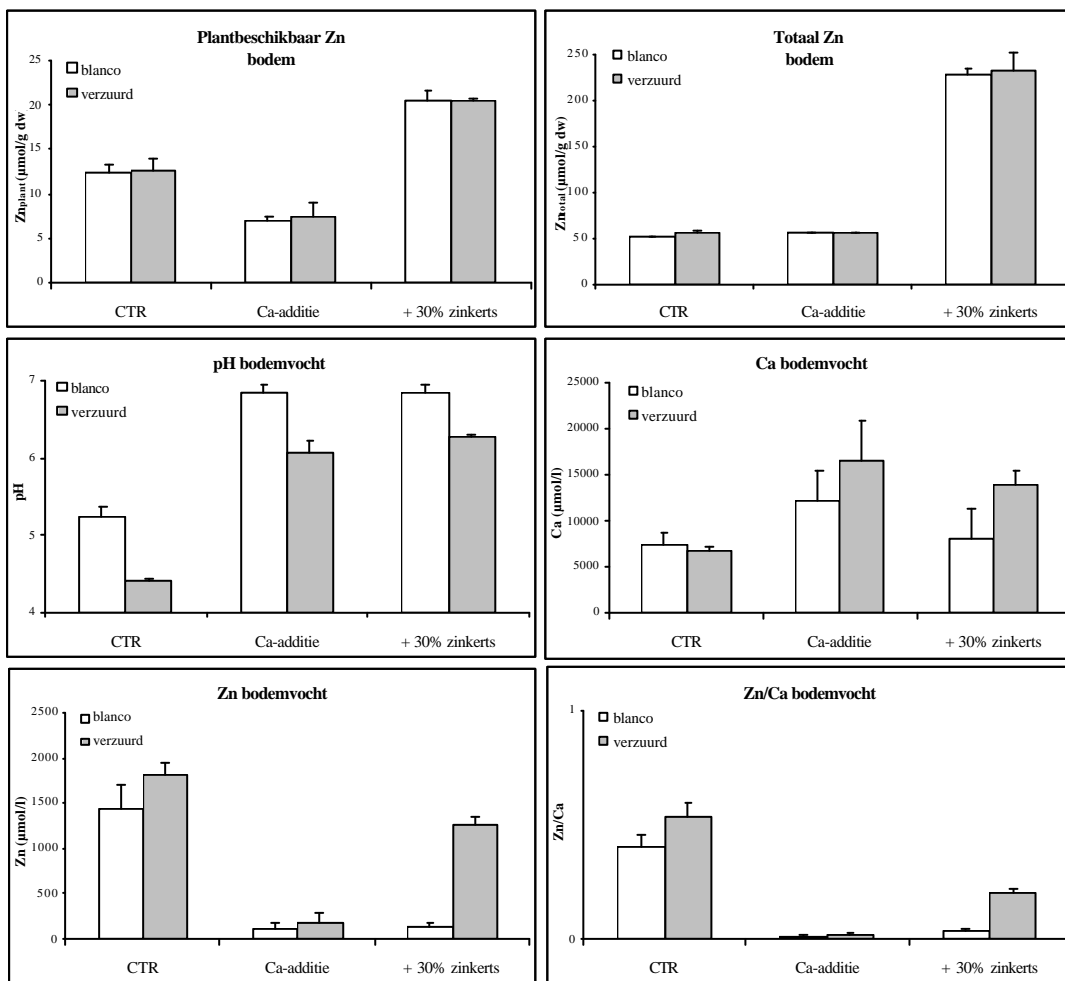


Fig. 6.7: Experiment III: De effecten van het eenmalig toedienen van de jaarlijkse (verzurende) N, P en K^+ depositie aan bodems afkomstig van het grasland van SBB al dan niet verrijkt met CaCO_3 of zinkerts.

6.5 Het effect van spitten en toedienen van Geulsediment onder veldcondities

Op de gefreesde plotdelen van het grasland Cottessen vond binnen een jaar herkolonisatie van de oorspronkelijke vegetatie plaats (zie Fig. 5.3). Op de gespitte delen vond minder snel groei van de oorspronkelijke vegetatie plaats. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de afwezigheid van een zaadbank. Op plot 2 en 6 zijn twee exemplaren Zinkboerenkers en één exemplaar van het Zinkviooltje aangetroffen (Fig. 6.8). Echter in september 2004 zijn deze planten niet meer aangetroffen en was een verdere uitbreiding van de oorspronkelijke vegetatie zichtbaar.

Gegevens over de abiotiek van de proefplots staan vermeld in Tabel 6.3. Uit deze gegevens blijkt dat spitten (plot 1-4) en aanbrengen van Geulsediment (plot 5-8) in het algemeen niet leiden tot een verhoging van de Zn/Ca ratio in de bodem. Het toegediende Geulsediment bevat een te hoge Ca concentratie waardoor de Zn/Ca ratio in de bodem ongunstiger wordt. De lage Zn/Ca ratio in het sediment uit de Geul komt overeen met de lage gemeten Zn/Ca ratio in het Geulslib (0.20) en het oppervlaktewater (0.003). Op plot 3 en 4, waar tot een diepte van respectievelijk 50 en 60-70 cm gespit is, is de bodem lokaal Ca armer en lijkt de Zn/Ca ratio overeen te komen met waarden die voldoen aan de groei van zinkflora zoals bepaald in dit onderzoek (zie Fig. 7.1).



Fig. 6.8: De (tijdelijke) ontwikkeling van twee Zinkboerenkersen en één Zinkviooltje binnen plot 2 en 6 op het grasland Cottessen (SLL).

Tabel 6.3 Zn, Ca en P concentraties en de Zn/Ca ratio in de toplaag (0-5 cm) van de plots. Gegevens over het grasland van SBB (met zinkflora) alsmede het slib en oppervlaktewater van de Geul staan cursief vermeld. Concentraties zijn gegeven in $\mu\text{mol/g}$ dw m.u.v. het waterlaagmonster dat gegeven is in $\mu\text{mol/l}$. Gemiddelden en Standard Error zijn gegeven (n=5).

plot nr	Spitdiepte (m)	Sediment	Zn	Ca	Zn/Ca	P
1	0	nee	48 (1)	67 (3)	0.72 (0.02)	35 (2)
2	0	nee	25 (1)	46 (2)	0.55 (0.02)	10 (1)
3	0.5	nee	43 (10)	39 (6)	1.02 (0.15)	12 (2)
4	0.6-0.7	nee	40 (4)	43 (2)	0.93 (0.06)	13 (1)
5	0.7	ja	40 (4)	186 (114)	0.58 (0.13)	11 (1)
7	0.8	ja	55 (2)	83 (14)	0.74 (0.09)	16 (1)
8	0	ja	55 (1)	86 (9)	0.68 (0.08)	17 (1)
9	0	nee	40 (2)	73 (8)	0.56 (0.04)	24 (1)
SBB			53 (1)	52 (4)	1.07 (0.10)	27 (2)
Geul-slib			56	273	0.20	63
Geul-water			5	1828	0.003	7

7 Discussie

Uit de resultaten van dit onderzoek blijkt dat de beschikbaarheid van Zn in de bodem de belangrijkste factor is die het al dan niet voorkomen van zinkflora op graslanden langs de Geul in Nederland bepaalt. Uit vergelijkend onderzoek tussen verschillende graslanden langs de Geul (momenteel in bezit van NM, SLL en SBB) is gebleken dat op locaties met typische zinkflora de totale concentratie Zn in de bodem hoger is dan 40 $\mu\text{mol/g dw}$ in combinatie met een Zn/Ca ratio in de bodem hoger dan 0.8. Op locaties waar geen zinkflora meer voorkomt en die thans gedomineerd worden door grassen is de totale concentratie Zn in de bodem en/of de Zn/Ca ratio lager. In Fig. 7.1 zijn gegevens van dit onderzoek geïntegreerd met gegevens van eerder onderzoek uitgevoerd in opdracht van Stichting het Limburgs Landschap (Lucassen e.a. 2003).

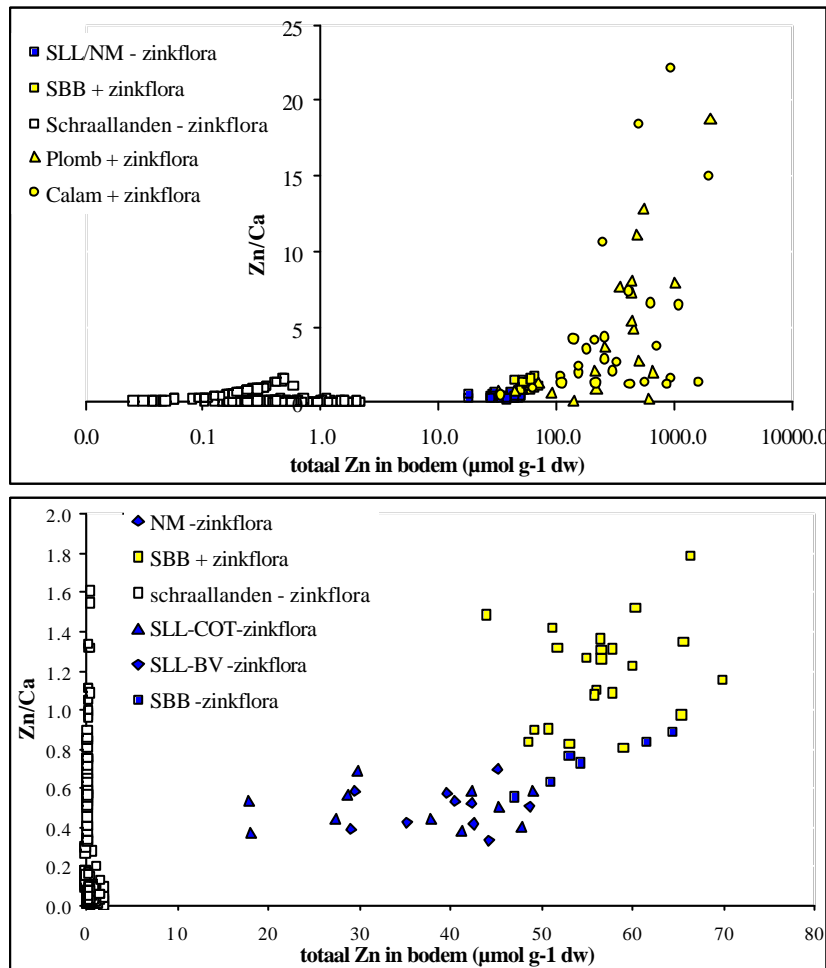


Fig. 7.1: De relatie tussen de aanwezigheid (geel) en afwezigheid (wit en blauw) van zinkflora en de totale Zn concentratie en Zn/Ca ratio in de bodem. Plom= zinkgroeve en zinkdepot in Plombières (België), Calam= zinkheide in La Calamine (België), SBB= grasland van Staatsbosbeheer met zinkflora, NM= grasland van Vereniging Natuurmonumenten zonder zinkflora, SLL= grasland van Stichting het Limburgs Landschap zonder zinkflora (COT=Cottessen, BV=grasland nabij hoeve Birven). De witte vierkantjes vertegenwoordigen een dataset van referentiegebieden (heiden en schraallanden) afkomstig van de Radboud Universiteit Nijmegen.

Een hoge Zn beschikbaarheid in de bodem voorkomt dat de zinkflora weggeconcentreerd wordt door grassen indien de nutriëntenbeschikbaarheid door bemesting sterk is toegenomen (Fig. 6.2c). Dit bleek ook al uit eerder onderzoek aan het zinkpad gelegen op een bemest grasland te Calamine, België (Fig. 7.2). Op dit zinkpad gaat een overgang van dominantie in zinkflora (op het zinkpad) naar grassen (op het grasland) gepaard met verschillen in de Zn en Ca beschikbaarheid en niet met de totale P concentratie in de bodem. Locaties met dominante groei van zinkflora bevatten P waarden (35-65 $\mu\text{mol/g dw}$) die zelfs nog hoger zijn dan waarden op de onderzochte graslanden langs de Geul in Nederland (25-35 $\mu\text{mol/g dw}$) (Lucassen e.a. 2003). De totale concentraties aan C, N, P en K in de bovenste 10 cm van het grasland van SBB, waar nog zinkflora voorkomt, zijn niet consequent lager dan op de graslanden waar de zinkflora verdwenen is (Fig. 6.1a). Onderzoek binnen het grasland van SBB laat duidelijk zien dat er geen verschillen zijn in de vrije beschikbaarheid van NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} en K^+ tussen locaties met zinkflora en locaties gedomineerd door grassen. Deze locaties zijn wel duidelijk te onderscheiden op grond van pH, buffercapaciteit en de hieraan gerelateerde Zn concentratie en Zn/Ca ratio in het bodemvocht (> 0.10) (Fig. 6.2c).

De toplaag van het grasland van SBB bevat naast Zn ook een relatief hoge Pb concentratie (Fig. 6.1b). Uit metingen aan het plantenmateriaal blijkt dat Pb veel minder sterk opgenomen wordt dan Zn. Echter, Pb kan mogelijk al bij veel lagere concentraties invloed hebben op de vegetatiesamenstelling omdat het veel toxischer is dan Zn (Aery & Jagetiya, 1997; Macfarlane & Burchett, 2002; Fargasova, 2004). Brown (1995) toonde aan dat Pb inderdaad een belangrijke rol speelt op de vegetatiesamenstelling in voormalige mijngebieden in Duitsland en België. Echter de Pb concentraties op de graslanden in Nederland zijn 10-25 keer lager dan in België en metingen aan het plantmateriaal afkomstig van het grasland van SBB laten zien dat de Pb opname zeer laag is vergeleken met planten afkomstig van de mijngebieden in België (Fig. 6.4a-b). Het is daarom te verwachten dat Pb slechts een ondergeschikte rol speelt als sturende factor in de verspreiding van zinkflora op graslanden langs de Geul in Nederland.

De graslanden in het Geuldal waar zinkflora heeft gestaan liggen op kalkarm Carboon. Het toedienen van kunstmest in het verleden heeft geleid tot verhoogde CaCO_3 concentraties in de bodem omdat dit een belangrijke bestanddeel van kunstmest is. Pool (1968) merkte al op dat het toedienen van deze kunstmest en de veranderende Zn/Ca ratio in de bodem heeft geleid tot het inkrimpen van het zinkareaal. De negatieve rol van kalk op de vegetatie bleek volgens hem ook uit het feit dat de zinkflora verdween op locaties waar de Geul gevoed werd met water uit het kalkhoudend krijt. De rol van CaCO_3 in het opheffen van Zn toxiciteit bij planten is een reeds bekend verschijnsel (Accioly e.a. 2004). Zn beschikbaarheid wordt met name bepaald door de pH in de rhizosfeer (Barrow, 1993; Lindsay, 1979; Marschner, 1993; Silber e.a. 2004). Bij een lage pH is Zn in opgeloste vorm aanwezig in de bodem en dus vrij beschikbaar voor planten. Een verhoging van de pH, ten gevolge van bekalking, leidt tot de vorming van onoplosbare Zn-carbonaten en Zn-(hydr)oxiden (Scheffer & Schachtschabel, 2003; Drever, 1997). Daarnaast leidt bekalken tot een verhoogde Ca beschikbaarheid in de bodem hetgeen via ioncompetitie de Zn opname door de wortels verlaagt (Saleh e.a. 1999). Onderzoek naar de Zn tolerantie in Rood zwenkgras in de Eifel (Duitsland) heeft inderdaad aangetoond dat de opname van Pb en Zn meer gecorreleerd zijn met de Pb/Ca en Zn/Ca ratios dan met de totale concentraties aan deze metalen in de bodem (Brown & Brinkmann, 1992).

De twee uitgevoerde experimenten bevestigen dat er een directe relatie bestaat tussen de Zn beschikbaarheid in de bodem en de vitaliteit van zinkflora en grassen. De resultaten van experiment I laten zien dat een verlaging van de Zn/Ca ratio in de bodem, ten gevolge van bekalking, leidt tot een verminderde opname van Zn in Zinkboerenkers. Daarnaast blijkt dat de Zn concentratie in Zinkboerenkers sterk gecorreleerd is met de biomassa. Bij een verlaging van de Zn/Ca ratio in de bodem, ten gevolge van bekalking, neemt de biomassa van Zinkboerenkers af (Fig. 6.5). Deze resultaten worden ondersteund door onderzoek van Saison e.a. (2004) en Jedrzejczyk e.a. (2002) die hebben aangetoond dat typisch zinkminnende planten, waaronder Zinkboerenkers en Zinkviooltje, selectief Zn opnemen en bij toenemende Zn accumulatie een hogere biomassa en een lagere mortaliteit vertonen. Experiment I is

niet uitgevoerd met het Zinkviooltje omdat deze soort te kwetsbaar bleek voor transplantatie. Opkweken van deze soort was onmogelijk vanwege de korte duur van het project en het niet voorradig zijn van zaad. Uit experiment II blijkt dat grassen niet bestand zijn tegen een hoge Zn beschikbaarheid. Zinkertstoediening leidt tot een verlaging van de Zn/Ca ratio in bodem en bodemvocht omdat de erts tevens rijk is aan Ca. Echter de totale concentratie aan Zn in de bodem neemt dusdanig toe (173 $\mu\text{mol/g dw}$) dat deze combinatie voldoet aan standplaatscondities voor zinkflora (Fig. 7.1). De plantbeschikbare Zn fractie (DTPA-extraheerbaar) in de bodem neemt dus sterk toe met als gevolg dat de biomassa van Gestreepte witbol halveert (Fig. 6.6). Bekalking van de graslanden in Epen heeft een belangrijke rol gespeeld in de achteruitgang van de zinkflora sinds 1960. Het is duidelijk dat het grasland van SBB, dat eerder uit gebruik genomen is als cultuurgrond, een veel lagere Ca concentratie in de bodem heeft dan de graslanden van NM en SLL. Door bekalken daalt de Zn/Ca ratio in de bodem waardoor de Zn beschikbaarheid afneemt. Een verminderde Zn beschikbaarheid leidt allereerst tot achteruitgang van typische zinkminnende planten (waaronder Zinkboerenkers en Zinkviooltje) die een hoge Zn opname nodig hebben voor hun ontwikkeling (Fig. 6.5, Jedrzejczyk e.a., 2002). Daarnaast is Zn toxisch voor grassen (Fig. 6.6). Bekalking leidt tot opheffing van deze Zn toxiciteit en dus tot stimulerende groei van grassen met name indien de beschikbaarheid van nutriënten hoog is. CaCO_3 zal met name in de toplaag van de bodem aanwezig zijn en langzaam uitspoelen. Plaggen van de bodem zou daarom een mogelijke optie zijn om de bodemcondities voor de groei van typische zinkflora te verbeteren. Echter Fig. 6.1b en 6.2b laten zien dat de Zn/Ca ratio in de bodem en het bodemvocht op de graslanden van SLL en NM niet verbeteren met toenemende diepte. Het is daarom te verwachten dat plaggen hier niet zal leiden tot verbeterde standplaatscondities voor de zinkflora. Uit metingen in de proefvlakken in Cottessen blijkt dat ook het toedienen van Geulsediment geen positief effect heeft op de bodemchemie omdat het sediment, net als het slib, rijker is aan Ca dan aan Zn. Toedienen van Geulsediment is daarom geen herstelmaatregel (Tabel 6.3).

De verminderde depositie van verzurende zwavel- en stikstofverbindingen in de afgelopen jaren kan mede bijgedragen hebben aan de achteruitgang van de zinkflora op de graslanden langs de Geul. Silber e.a. (2004) hebben de directe relatie gelegd tussen de N concentraties en $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio in de bodem enerzijds en de zinkbeschikbaarheid in de bodem anderzijds. Gebleken is dat onder relatief hoge N waarden en hoge $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratios in de bodem, nitrificatie van NH_4^+ en opname van NH_4^+ door planten tot een dusdanige verzuring van de bodem en de rhizosfeer leiden dat de beschikbaarheid van Zn toeneemt en Zn-chlorosis in planten opgeheven wordt. Zinkflora komt op het grasland van SBB voor bij pH 5.1-5.6 en een Zn/Ca ratio in het bodemvocht van 0.11-0.15. Locaties die gedomineerd worden door grassen hebben een hogere pH (pH 5.5-6.2) in combinatie met een veel lagere Zn/Ca ratio in het bodemvocht (0.01-0.03) (Fig. 6.2c). Uit Fig. 6.7 blijkt dat zuuradditie inderdaad een optie kan zijn om de Zn/Ca ratio in het bodemvocht te verhogen. Dit zal echter enkel werken op locaties die een niet al te hoog CaCO_3 gehalte hebben omdat bij verzuring ook Ca vrijkomt door cationuitwisseling met het bodemcomplex alsmede door het oplossen van CaCO_3 . In een te sterk gebufferde bodem leidt verzuring tot sterke Ca mobilisatie en een verlaging van de Zn/Ca ratio en Zn beschikbaarheid in het bodemvocht (Fig. 6.7). In kalkrijkere bodems zou dus enkel zinkertsadditie een herstelmaatregel kunnen zijn.



Fig. 7.2: Het zinkpad gelegen in een bemest grasland in La Calamine, België. Onderzoek heeft aangewezen dat de gradiënt in de vegetatie (van zinkflora naar grassen) gestuurd wordt door de Zn en Ca en niet door verschillen in nutriënten (P) (Lucassen e.a. 2003).

8 Conclusies

1. Bekalking van de graslanden langs de Geul in Nederland (nabij Epen) heeft bijgedragen aan de achteruitgang van de zinkflora. Het grasland van Staatsbosbeheer waar nog volop zinkflora voorkomt is eerder uit gebruik genomen als cultuurgrond dan de graslanden die momenteel in bezit zijn van Vereniging Natuurmonumenten en Stichting het Limburgs Landschap. Door de lagere Ca concentratie is de Zn beschikbaarheid in de bodem hoog hetgeen de zinkflora ten gunste komt.
2. Zinkflora komt voor op locaties met een Zn concentratie in de bodem hoger dan 40 $\mu\text{mol/g}$ dw in combinatie met een Zn/Ca ratio in de bodem die hoger is dan 0.8. Op locaties die vergrast zijn, is de Zn concentratie en/of de Zn/Ca ratio lager.
3. Een hoge beschikbaarheid aan Zn in de bodem kan voorkomen dat de zinkflora weggeconcentreerd wordt door grassen indien de nutriëntenbeschikbaarheid (door bemesting) zeer hoog is.
4. Er bestaat een directe relatie tussen de zinkbeschikbaarheid in de bodem en de vitaliteit van typische zinkflora en vergrassers. De biomassa van Zinkboerenkers is positief gecorreleerd met de zinkconcentratie in de scheut. Verlaging van de Zn/Ca ratio in de bodem, ten gevolge van experimenteel bekalken, leidt tot een verminderde Zn opname en een afname van de biomassa. Uit de literatuur blijkt dat ook andere typische zinkplanten, waaronder het Zinkviooltje, Zn nodig hebben voor hun biomassaontwikkeling. In tegenstelling tot de zinkflora, leidt een verhoogde Zn-beschikbaarheid tot Zn-toxiciteit in grassen.
5. De graslanden van Vereniging Natuurmonumenten en Stichting het Limburgs Landschap, waar de zinkflora verdwenen is, hebben tot op een diepte van 50 cm een Zn/Ca ratio van ca 0.5. Plaggen op deze graslanden leidt dus niet tot verbetering van de bodemcondities (Zn/Ca ratio) en zal daarom geen succesvolle herstelmaatregel voor de zinkflora zijn.
6. Uit het veldexperiment op het grasland van Stichting het Limburgs Landschap blijkt dat oppervlakkig frezen van nutriëntrijke bodem met een ongunstige Zn/Ca ratio leidt tot snelle herkolonisatie van de oorspronkelijke vegetatie. Indien de uitgangskondities in de bodem niet voldoen (Zn en Zn/Ca) zal frezen geen succesvolle herstelmaatregel voor de zinkflora zijn.
7. Uit het veldexperiment op het grasland van Stichting het Limburgs Landschap blijkt dat het Geulsediment ter plekke relatief rijk is aan Ca en arm aan Zn. Dit komt overeen met de lage Zn/Ca ratio in het slib en oppervlaktewater van de Geul. Toevoegen van Geulsediment leidt daarom tot een verlaging van de Zn/Ca ratio in de bodem en zal daarom geen succesvolle herstelmaatregel voor de zinkflora zijn.
8. Uit experiment II blijkt dat toediening van zinkerts (uit België) leidt tot een verhoging van de totale hoeveelheid Zn in de bodem. Hierdoor neemt de hoeveelheid plantbeschikbaar Zn in de bodem dusdanig toe (ook indien de Zn/Ca ratio in de bodem afneemt door de Ca rijkdom van de erts) dat de biomassaontwikkeling van grassen sterk afneemt (Gestreepte witbol). Zinkertsadditie is derhalve een optie als herstelmaatregel voor de zinkflora.

9. Kunstmatig verzuren van Zn-rijke bodem kan leiden tot een verhoogde Zn/Ca ratio in het bodemvocht indien de CaCO_3 concentratie in de bodem niet al te hoog is. Een Zn/Ca ratio in het bodemvocht hoger dan 0.10, maakt groei van zinkflora mogelijk. Kunstmatige verzuring van relatief zwakgebufferde en zinkrijke bodems is daarom een optie als herstelmaatregel voor de zinkflora.

Een toekomst voor de zinkflora in Nederland: knelpunten en aanbevelingen voor beheer en onderzoek



*Vorige pagina: Afbeelding van Zinkboerenkers uit de Flora Batava (1906)
“De afgebeelde plant werd door Dr. Goethart en mij (= Dr. L. Vuyck) in 1901 tusschen Epen en Mechelen verzameld, alwaar deze soort zeer overvloedig groeit. In Zuid Limburg voor het eerst verzameld door Dr. van de Sande Lacoste, in 1872, langs de Geul bij Cottessen, Epen en Mechelen waargenomen.”*

9 Bedreigingen voor de zinkflora

De zinkflora wordt op verschillende manieren bedreigd en aangetast. Bij het behoud en herstel van de zinkflora kunnen twee verschillende beheersdoelen worden onderscheiden: het zeker stellen van de bestaande groeiplaats van de zinkflora in het zinkreservaat (I) en het uitbreiden van het areaal van de zinkflora naar vroegere groeiplaatsen langs de Geul (II). Ook bij het formuleren van de bedreigingen voor de zinkflora wordt deze indeling aangehouden.

9.1 Bedreigingen voor de resterende groeiplaats van zinkflora in het SBB zinkreservaat (I)

Het zinkreservaat van Staatsbosbeheer is de laatste groeiplaats van Zinkviooltjes in ons land en is slechts van zeer beperkte omvang. Reeds in de jaren '50 is dit grasland gepacht en later aangekocht met het doel het behoud van de zinkflora. Toch is de zinkvegetatie in omvang en kwaliteit achteruit gegaan. De Zinkviooltjes in het reservaat zijn de afgelopen decennia in aantal achteruit gegaan, hoewel de laatste 10 jaar de populatie min of meer stabiel lijkt te zijn. De laatste exemplaren Zink Engels gras zijn 20-30 jaar geleden verdwenen door afkalving (S. Jehae, pers. meded.). De status van Zinkboerenkers in het reservaat is onduidelijk, momenteel is deze soort nog talrijk, maar of er sprake is van achteruitgang is niet bekend.

Probleem bij het achterhalen van de oorzaken van deze achteruitgang binnen het zinkreservaat is het ontbreken van historische gegevens. Vegetatieopnamen zijn zeer schaars en permanente kwadranten ontbreken, waardoor veranderingen in de vegetatie niet zijn vastgelegd. Ook oude bodemchemische gegevens zijn van dit terrein niet bekend. Bij het zoeken naar oorzaken kan dus alleen de huidige situatie als uitgangspunt dienen.

Op basis van de veldbezoeken en gesprekken met experts kunnen de volgende bedreigingen en knelpunten voor behoud en herstel van de zinkflora in het zinkreservaat worden geformuleerd:

9.1.1 Afkalving

Een directe bedreiging voor de zinkflora is de afkalving van de oevers van de Geul. Op de plaats waar de populatie Zinkviooltjes nog vrij groot is, aan de noordkant van het reservaat, wordt de oever sterk afgekald. Op die manier verdwijnt per jaar een substantieel deel van de populatie Zinkviooltjes (fig. 11.1). Dit is een voortdurend proces en heeft ook in het verleden al veel van het areaal vernietigd. Met de huidige snelheid zal binnen enkele decennia de hele populatie Zinkviooltjes op die manier verdwijnen! Sinds 1988 is het beleid bij het Waterschap Roer & Overmaas om de Geul vrij te laten meanderen. In de nabije toekomst zal moeten worden overwogen of in het belang van de laatste groeiplaats van het Zinkviooltje in Nederland dit beleid moet worden gevolgd, of dat menselijk ingrijpen ter plaatse gewenst danwel mogelijk is.



Fig. 9.1: Per jaar verdwijnt een deel van de populatie Zinkviooltjes door afkalving van de oever (foto: B. van de Riet).

9.1.2 Vervilting van de vegetatie

Het zinkreservaat is altijd beweid geweest met runderen van boeren uit de omgeving. Voor vee is het echter niet mogelijk om gedurende lange tijd in het zinkreservaat te grazen vanwege de hoge zinkgehalten in de planten. Daarom wordt het vee vaak gewisseld. Toch kan de begrazingsdruk en de -periode redelijk goed worden geregeld. Er wordt gestreefd om de grasmat kort en open de winter in te krijgen, zodat zich in het voorjaar weer een lage, vrij open vegetatie kan ontwikkelen. Helaas blijkt er op veel plekken in het zinkreservaat toch een dichte viltlaag te ontstaan. Naast grassen en kruiden vormen mossen zoals Gewoon haakmos (*Rhytidiadelphus squarrosus*) en Groot laddermos (*Scleropodium purum*) een dichte mat, waardoor de vegetatie vervilt. Dit kan een gevolg zijn van atmosferische depositie van eutrofiërende stikstofverbindingen (Londo, 2002).

Vervilting van grasland heeft negatieve effecten op kieming en vestiging van graslandplanten (Londo, 2002). Mogelijk biedt het grasland in het zinkreservaat weinig kiemings- en vestigingsmogelijkheden, waardoor verjonging van bijvoorbeeld de populatie Zinkviooltjes kan zijn belemmerd. Kiemplanten van Zinkviooltje zijn aangetroffen op mierenbulten (B. van de Riet, pers. obs., juni 2004), maar onbekend is of de populatie zich verjongt in het omringende grasland. Misschien resteren alleen oude individuen, die zich lang geleden hebben gevestigd.

Bovendien dekt een halfverweerde organische massa het zinkrijk substraat af. In deze organische laag zijn de zinkconcentraties wellicht lager dan in de minerale bodem, waardoor toxische effecten van zink op plantengroei verminderen. Het wortelmilieu in de organische laag is dan geschikt voor niet-zinkplanten. Schwickenrath (1944) vond in de zinkvegetaties rondom Aken dat Smalle weegbree, Tormentil en Gewone vleugeltjesbloem alleen wortelden in humusrijke, relatief zinkarme bovenlaag, terwijl Zinkschapegras, Zink Engels gras en Zinkviooltje in de diepere, zinkrijke lagen wortelden. Ernst (1965) vond op deze locaties echter zinkconcentraties in humuslagen die nog steeds zeer hoog zijn, waardoor vestiging van niet-zinkplanten nog steeds geremd wordt. In de Nederlandse situatie is de zinkconcentratie echter vele malen lager dan op bovengenoemde groeiplaatsen, waardoor verschillen tussen de organische laag en de minerale bodem misschien wel een effect kunnen hebben op de floristische samenstelling .

9.1.3 Overschaduwning

Binnen het zinkreservaat is de populatie Zinkviooltjes voornamelijk beperkt tot de noordkant (fig. 3.7). Op plekken met en zonder zinkflora binnen het reservaat zijn verschillen gevonden in buffercapaciteit, pH, vrij beschikbaar zink en Zn/Ca ratio, terwijl de nutriëntenconcentraties (N,P,K) hetzelfde zijn. Het ontbreken van Zinkviooltjes in het zuidelijk deel is mogelijk gelegen in het feit dat de hoeveelheid vrij beschikbaar zink en de Zn/Ca ratio in het bodemvocht lager zijn (zie deel B). Naast bodemchemische factoren die niet optimaal zijn voor de vestiging van zinkplanten, kan overschaduwning een andere oorzaak zijn. De Populieren, geplant op de oevers van de Geul, en vooral de exemplaren langs de oude arm van de Geul, zorgen voor veel schaduw. Zoals eerder aangegeven zijn zinkplanten lichtminnende soorten (Ellenberg, 1974). In het verleden is de zinkflora op één van de drie laatste groeiplaatsen in de jaren '70, het gebiedje even ten noorden van het zinkreservaat, mogelijk verdwenen door de aanplant van een Populierenbos.

9.2 Bedreigingen voor het herstel van vroegere groeiplaatsen van de zinkflora (II)

De tweede beheersdoelstelling is het uitbreiden van het areaal van de zinkflora naar graslanden langs de Geul. In het verre verleden heeft de zinkflora zich kunnen verbreiden als een lintvormige vegetatie langs de Geul tot aan Mechelen. Ten noorden van deze plaats kwam de vegetatie nog pleksgewijs voor en vormde in de eerste helft van de vorige eeuw daar geen aaneengesloten vegetatie. Bij de poging om de zinkflora te laten hervestigen langs de Geul is het daarom vooral zinvol om het beheer te formuleren voor graslanden die direct grenzen aan de Geul en ten zuiden van Mechelen gesitueerd zijn. Daarbij moet worden opgemerkt dat wellicht de kansen op uitbreiding groter worden naarmate men meer richting grens gaat: het zinkgehalte neemt toe wanneer je dichterbij de vroegere bron komt en het water in de Geul is minder verdund met water uit zijbeken. Ook Leenaers (1989) heeft gevonden dat ten zuiden van Mechelen de stroomdalen opvallend meer zink bevatten dan ten noorden van deze plaats.

Het is gunstig dat veel van deze graslanden inmiddels in bezit zijn van natuurorganisaties (fig 11.2). Natuurmonumenten (NM) heeft verschillende percelen in bezit bij de Volmolen/Terpoorten en rondom Hurpesch en Bommerig. Helaas was in 1968 de zinkflora hier nagenoeg verdwenen, uitgezonderd enkele locaties, zoals nabij 't Höfke, waar Zinkviooltjes nog werden gevonden onder prikkeldraad (J.H. Willems, pers. meded.). Recent zijn er enkele exemplaren van Zinkboerenkers aangetroffen (M. van Zuijlen, pers. meded.). De Stichting Limburgs Landschap (SLL) bezit graslanden op de oostelijke oever van de Geul die grenzen aan het zinkreservaat en het grasland aan de grens waar tot in de jaren '80 nog zinkflora voorkwam. Binnenkort komt daar het grasland bij dat gelegen is tegenover Hoeve Vernelsbergh, op de oostelijk Geuloever. Tenslotte heeft Staatsbosbeheer (SBB) twee percelen die grenzen aan de Geul. Het zinkreservaat waar nu nog zinkflora voorkomt en een perceel even ten noorden daarvan waar tot in de jaren '70 Zinkviooltjes groeiden.

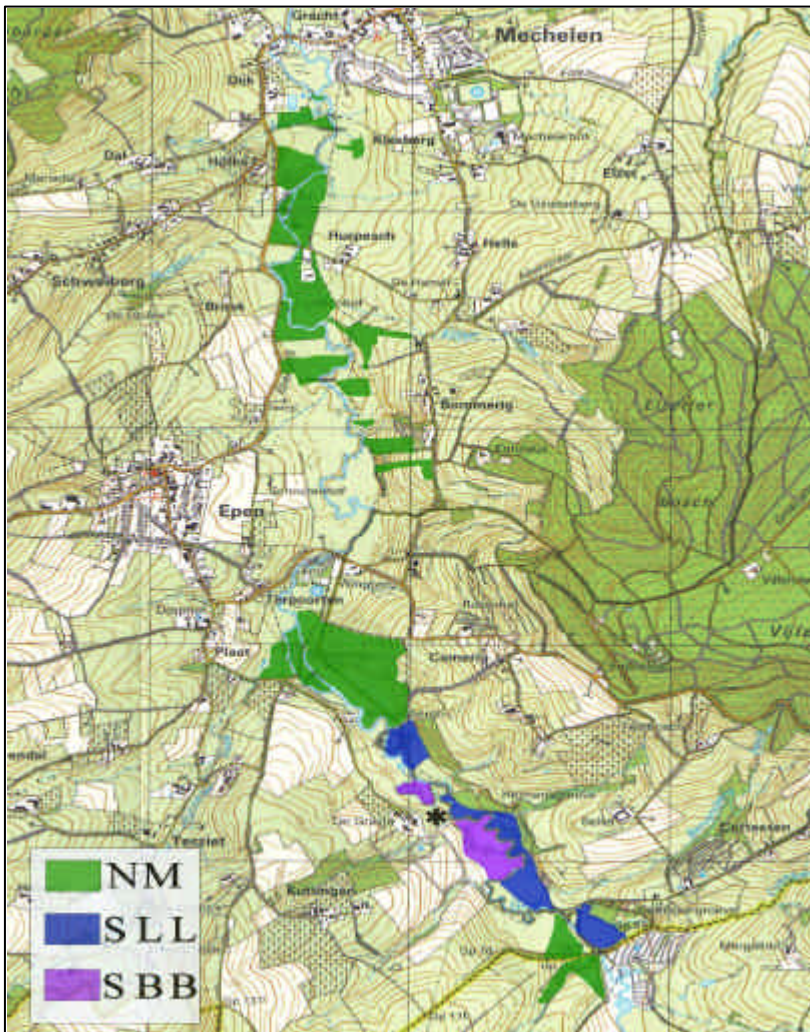


Fig. 9.2: Topografische kaart van het Boven-Geuldal met daarop aangegeven de graslanden die grenzen aan de Geul en in bezit zijn van NM, SLL of SBB. Bron: Topografische Dienst, Emmen.

Op basis van literatuur, gesprekken met experts en veldbezoeken kunnen voor het verdwijnen van de zinkflora langs de Geul verschillende oorzaken worden aangewezen. In het kader van OBN/EGM ligt de nadruk hierbij op de effecten van vermessing (eutrofiëring) en bekalking.

9.2.1 Vermesting (eutrofiëring)

De zinkflora heeft zijn optimum op de storthopen van ertsafval. Naast zeer hoge zinkconcentraties worden de omstandigheden gekenmerkt door een lage nutriëntenen water beschikbaarheid. Nutriëntengehalten zijn laag, bijv. in het *Minuartia*-stadium noemt Ernst (1974) een P_2O_5 -gehalte variërend van 9 tot 22 $\mu\text{mol/g}$ bodem en het stikstofgehalte van 2,9-3,5 %. De waterbeschikbaarheid is in meer of mindere mate beperkt, afhankelijk van hoeveelheid humus en de bodemtextuur. Dit wordt weerspiegelt in een lage biomassaproductie, afhankelijk van het successiestadium variërend van zeer weinig tot 600g/m².

Ellenberg (1974) typeert de zinkplanten als lichtminnende soorten (L 8-9) van zeer stikstofarme tot matig stikstofarme groeiplaatsen (N 1-4). In de Nederlandse situatie kunnen bij hoge nutriëntentoevoer de zinkplanten verdrongen door hoog productieve grassen en kruiden, zoals Engels raai gras, Gestreepte witbol, Grote vossenstaart, Grote brandnetel en Gewone bereklauw (vergelijk fig. 11.3A en B). Blijkbaar is het toxisch effect van zink in de bodem verminderd waardoor deze soorten zich hebben kunnen

uitbreiden, wat wellicht verklaard kan worden door veranderingen in de hoeveelheid biologisch beschikbaar zink.

De laatste resterende groeiplaats van het Zinkviooltje in ons land dankt zijn bestaan aan het vroegtijdig in de pacht komen van dit stukje grasland. Reeds in de jaren '50 werd door Staatsbosbeheer de noodzaak ingezien van het beschermen van de zinkflora. Het zinkreservaat is daardoor (bijna) niet bemest geweest. De topografie van het terrein heeft het tevens behoed voor intensiever gebruik, doordat een Wilgenstruweel en Elzenbroekbosje, welke zich hebben ontwikkeld in de oude Geularm, de bereikbaarheid van het perceel bemoeilijken.

De huidige situatie is dat alle overige graslanden in het Boven-Geuldal in meer of mindere mate geëutrofiëerd zijn. De bron hiervan ligt voornamelijk in het agrarisch gebruik, dat werd begin jaren '30 van de vorige eeuw reeds opgemerkt (Weevers, 1933). Bijna iedere groeiplaats van de zinkflora is verdwenen door het langdurig en overvloedig gebruik van mest (N+P+K) (Kakes, 1980). Ook inspoeling van nutriënten vanuit hoger gelegen landbouwpercelen is een belangrijke bedreiging, omdat alle mogelijke groeiplaatsen gebonden zijn aan overstroming door de Geul en dus de laagste ligging hebben in het dal.

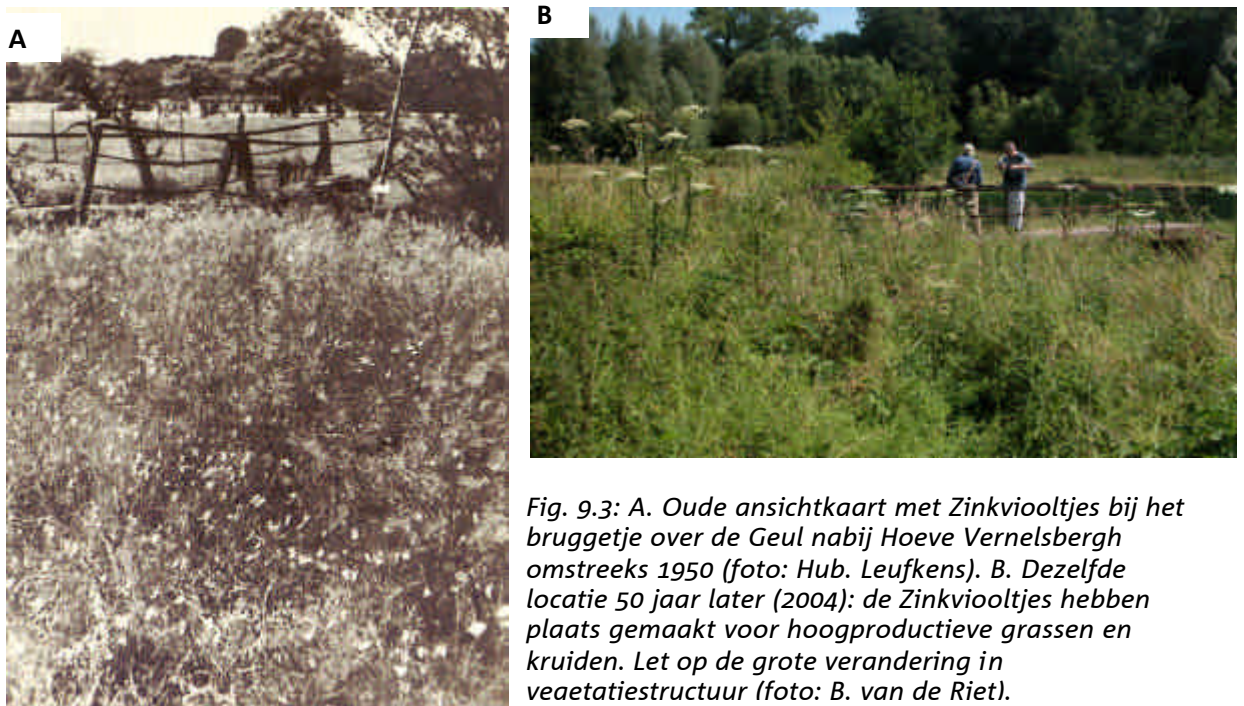


Fig. 9.3: A. Oude Ansichtkaart met Zinkviooltjes bij het bruggetje over de Geul nabij Hoeve Vernelsbergh omstreeks 1950 (foto: Hub. Leufkens). B. Dezelfde locatie 50 jaar later (2004): de Zinkviooltjes hebben plaats gemaakt voor hoogproductieve grassen en kruiden. Let op de grote verandering in veetatiestructuur (foto: B. van de Riet).

Hoewel de landbouw de voornaamste bron van eutrofiëring is, zijn ook andere bronnen aanwezig. De atmosferische depositie van stikstofverbindingen heeft ook een eutrofiërend effect. Voor het gebied van de zinkflora zijn geen hoeveelheden bekend, maar op kalkgraslanden in Zuid-Limburg werd eind jaren tachtig van de vorige eeuw 30-40 kg N/ha gemeten (Van Dam, 1990). Verondersteld wordt dat deze bron van stikstof mede de oorzaak was van de vergrassing van kalkgraslandvegetaties en de daarmee samenhangende afname van de biodiversiteit (Bobbink & Willems, 1987, Bobbink, 1991). Hoewel niet wetenschappelijk aangetoond, kan atmosferische stikstofdepositie mede een oorzaak zijn van verzuivering van de zinkvegetatie.

Een andere bron van nutriënten die besproken dient te worden is het water van de Geul. Door belasting met eutrofiërende stoffen vanuit grondwater, riooloverstorten en lozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties is de chemische samenstelling niet optimaal voor de zinkflora. Ook vinden in België nog ongezuiverde lozingen plaats.

Sinds de in gebruikname van een zuiveringsinstallatie in 1997 in Plombières is de kwaliteit wel iets verbeterd (Waterschap Roer & Overmaas, 2004). Met name de fosfaatbelasting is in de periode 1983-1996 vergeleken met 1997-2003 gedaald van gemiddeld 0,44 mg/l naar 0,32 mg/l, maar de stikstofbelasting is daarentegen zelfs iets gestegen van 7,70 mg/l naar 7,82 mg/l. In dezelfde periode is de pH van het water gestegen van gemiddeld 7,9 naar 8,1 (Waterschap Roer & Overmaas).

9.2.2 Bekalking

In de landbouw is bekalken van bouwland met CaCO_3 en MgCO_3 gebruikelijk om de productie te bevorderen. Bouwland dat zware metalen bevat kan bovendien bekalkt worden om schade aan het gewas te voorkomen, doordat zo het toxisch effect op de planten verminderd wordt (Weissenhorn e.a., 1995). Het bekalken zorgt enerzijds voor een verhoging van de pH. Door toevoeging van CO_3^{2-} reageert de aanwezige H^+ en wordt daaruit koolstofdioxide en water gevormd. Door een afname van de hoeveelheid H^+ kan meer Zn^{2+} worden geïmmobiliseerd.

Anderzijds is er een fysiologisch effect van Ca^{2+} en Mg^{2+} -ionen op planten die groeien op metaalrijke bodem. Uit experimenteel onderzoek is gebleken dat beide ionen in staat zijn om de toxiciteit van zink te verminderen (Kinraide e.a., 2004; Pedler e.a., 2004). Het achterliggende mechanisme van Ca^{2+} -afhankelijke toxiciteit is nog niet opgehelderd, maar over het algemeen wordt aangenomen dat dit iets te maken heeft met kation transporters in de celmembranen die zowel Ca^{2+} als Zn^{2+} kunnen opnemen. Pedler (2004) toonde aan dat zeer lage concentraties Mg^{2+} in een voedingsoplossing een zeer sterk positief effect had op de groei van wortels in een medium met een toxische concentratie zink. Echter, de zinkconcentratie in de plant was nog steeds erg hoog, wat doet vermoeden dat het beschermend effect hier niet veroorzaakt wordt door een verminderde opname aan de wortel, maar wellicht in het opslaan van zink in een fysiologisch inactieve vorm.

Het 'dempende' effect van bekalking op de toxiciteit van zink voor normale graslandplanten is mogelijk een belangrijke factor in het evenwicht tussen het voorkomen van zinkplanten en andere graslandvegetaties. Door het wegvallen van de rem op de groei van hoog productieve grassen en kruiden en tegelijk een verminderde zinkopname door zinkplanten, wat mogelijk leidt tot deficiëntie, wordt de competitie beslecht in het nadeel van de zinkflora. In deel B van dit preadvies worden de resultaten besproken van experimenten die het effect van calcium en de zink-calcium-ratio op de groei van zinkplanten hebben onderzocht. Ook is de bodemchemische samenstelling vergeleken tussen plaatsen met en zonder zinkflora

10 Beheer en herstel van de zinkflora

10.1 Aanbevelingen

De aanbevelingen voor beheer van de zinkflora zijn tweeledig. Ten eerste worden aanbevelingen gedaan met het oog op behoud en duurzaam herstel van de zinkflora in het SBB zinkreservaat (I). Ten tweede zullen aanbevelingen worden gedaan met betrekking tot het uitbreiden van het areaal van de zinkflora (II).

10.1.1 Aanbevelingen voor het behoud van de zinkflora in het SBB zinkreservaat (I)

1. Het afkalven van de oevers van de Geul is een directe bedreiging voor de zinkflora. Als eerste moet worden beslist of ingrijpen hierin gewenst is. Men kan er naar streven om de populaties zinkplanten te laten uitbreiden naar andere locaties, eventueel door inzaaien, en zo het verdwijnen van de populaties te ondervangen. Wanneer wordt overwogen om wel in te grijpen kan worden gedacht aan beschoeiing van de oever ter plaatse, aan de noordkant van het reservaat. Een andere mogelijkheid is wellicht het uitdiepen van de oude Geularm, die door het zinkreservaat loopt, zodat een deel van het water kan worden omgeleid en erosie wellicht beperkt wordt.
2. Uit het oogpunt van de bescherming van de zinkflora dient verstoring van de koepelnesten van de Gele weidemier ten alle tijden voorkomen te worden, omdat deze een belangrijk microhabitat zijn voor de zinkflora. Dit geldt in het bijzonder voor Zinkschapegras, van welke de enige vindplaatsen in Nederland twee koepelnesten zijn in het reservaat. Binnen het reservaat is een groot aantal nestkoepels aanwezig (wellicht meer dan 50), maar soms hebben de nesten niet de uitgesproken koepelvorm en vallen ze weinig op. Dit groeiseizoen zijn een tiental koepels door onbekenden vergraven, waarschijnlijk om de mierenpoppen te verzamelen als voer voor volièrevogels of terrariumdieren.
3. Het grasland van het zinkreservaat moet verder verschaald worden, omdat op sommige plekken de vegetatie te productief is voor het behoud van zinkplanten. Bovendien moet de vervilting van de vegetatie en bodem worden bestreden. Huidig beheer bestaat uit seizoensbegrazing met runderen. Over de vraag of dit adequaat is, is momenteel een discussie gaande. Enerzijds wordt gedacht dat het Zinkviooltje door overbegrazing en betreding achteruit gaat (W. Ernst, pers. meded.; Van der Meijden, 2004). Dit idee wordt echter ook weer bestreden (Piek, 2004). Wel is tijdens veldbezoeken geconstateerd dat de grasmat in het zinkreservaat op meerdere plaatsen vervilt is (B. van de Riet, pers. obs., sept. 2004), wat duidt op een te lage begrazingsdruk. Al met al kan worden gesteld dat over de effecten van begrazing in het zinkreservaat weinig bekend is. Voor een duurzaam herstel van de zinkflora is het daarom noodzakelijk om op zeer korte termijn een onderzoek te starten die deze effecten onderzoekt (zie: Aanbevelingen voor onderzoek).
4. Een andere optie voor verschalingsbeheer is maaien en afvoeren. Dit heeft als voordeel dat het effectiever is dan begrazen. Daarbij komt nog dat bij begrazing

mest en urine lokale voedselrijkdom veroorzaken. Machinaal maaien is uitgesloten, omdat rekening zal moeten worden gehouden met de mierenbulten in het reservaat (zie punt 2). Bovendien zal het maaisel moeten worden afgevoerd, waarbij rekening moet worden gehouden met de hoge zink (en lood) concentraties in het maaisel (zie: Knelpunten bij het beheer).

5. De Populieren in het reservaat en langs de oevers van de Geul overschaduwden de vegetatie. Het is goed mogelijk dat zinkplanten in het zuidelijke deel van het reservaat te lijden hebben van overschaduwing en daarom moet een deel van de bomen worden gekapt. De Populieren langs de oude arm van de Geul in het zuiden van het reservaat komen hiervoor als eerste in aanmerking. Toch is overschaduwing mogelijk niet de primaire oorzaak van het nagenoeg ontbreken van zinkplanten in dat deel van het reservaat. Aan de overkant van de Geul, op het grasland van SLL, zijn in het verleden Populieren gekapt, maar tot nu toe heeft zich daar geen zinkflora gevestigd. Kappen van een deel van de Populieren kan worden uitgevoerd als aanvullende maatregel, eventueel in combinatie met frezen van de bodem om kieming van zinkplanten uit de zaadvoorraad te stimuleren.

10.1.2 Aanbevelingen voor uitbreiding van het areaal van de zinkflora (II)

Natuurorganisaties (NM, SLL en SBB) hebben inmiddels veel graslanden in het Geuldal kunnen aankopen. In de '70-er jaren is dit groots aangepakt door middel van de Aktie Geuldal en nog steeds worden gebieden aangekocht. Bijna al deze graslanden langs de Geul zijn in intensief agrarisch gebruik geweest, meestal voor de veehouderij. Bijna alle percelen zijn in het verleden bemest en vaak bekalkt geweest in een poging de grasproductie te maximaliseren. In deel B zijn de bodemcondities beschreven van graslanden van NM en SLL, die gelegen zijn in de buurt van het zinkreservaat van SBB, maar waar geen zinkflora voorkomt. Hoewel sommige graslanden al meer dan 20 jaar in beheer zijn bij natuurorganisaties, kunnen de effecten van bemesting en bekalking nog steeds worden teruggevonden in de bodemparameters. Ook de Zn/Ca ratios in de bodem zijn in deze terreinen niet optimaal voor vestiging van zinkflora (zie deel B). Het huidige beheer van de graslanden is erop gericht te versralen. Het grasland Birven (SLL) is sinds begin jaren '90 uit landbouwkundig gebruik genomen. Sindsdien bestaat het beheer uit jaarlijks maaien en afvoeren. Er is een duidelijke afname te zien in jaarlijkse biomassa-productie (R. Vanderheijden, pers. meded.), maar desondanks is de vegetatie nog steeds hoogproductief. Ook op andere percelen blijft de vegetatie zeer productief, ondanks jarenlang verschalingsbeheer, zoals een perceel bij Bommerig (NM). Het grasland bij de Bovenste Molen (Epen) wordt sinds begin jaren '80 gemaaid door NM en zelfs hier is de productiviteit wellicht te hoog voor een duurzame hervestiging van de zinkflora.

Om kansen te creëren voor de hervestiging van de zinkflora is het volgende van belang:

1. Verschraling van de graslanden is een vereiste voor hervestiging van de zinkflora. Begrazen of maaien en afvoeren wordt in het Geuldal reeds toegepast, soms al gedurende lange tijd, maar zonder het gewenste resultaat. In geval van maaien moet gestreefd worden om dit te doen half juni, wanneer de nutriëntenconcentraties in de biomassa het hoogst zijn en weinig reeds vergaan is (peak standing crop). Verschalingsbeheer moet geoptimaliseerd worden door na te beweiden. Hoogproductieve graslanden moeten twee keer per jaar worden gemaaid.
2. Zoals het bodemonderzoek (deel B) heeft uitgewezen zijn op verschillende graslanden buiten het SBB zinkreservaat de bodemchemische samenstelling tot vrij grote diepte (30-50 cm) ongunstig is voor de ontwikkeling van zinkflora. Effecten van plagen zijn daarom hoogstwaarschijnlijk gering.
3. Nog een aantal kleine percelen zijn niet in bezit van natuurorganisaties, terwijl de mogelijkheden om zinkflora zich te laten (her)vestigen groot zijn. Een voorbeeld is het kleine perceel dat grenst aan de noordkant van het

zinkreservaat, op de westelijke oever (in fig. 11.2 aangegeven met een *). Het is gewenst dat deze worden aangekocht.

4. In een poging de zinkflora te laten hervestigen is het niet reëel om te verwachten dat het winterbed van de Geul weer gedomineerd kan worden door de zinkflora. De kans op hervestiging zal het grootst zijn wanneer kleinschalige diversiteit binnen de graslanden wordt behouden: zandige oeverwallen langs de Geul, mierennesten, walletjes onder prikkeldraad, etc.
5. Ondanks de aanwezigheid van plekken met laagproductieve vegetatie en een geschikte bodemchemie (zinkconcentratie en Zn/Ca ratio) is de kans op spontane hervestiging vermoedelijk klein. Op deze plaatsen kan herintroductie worden overwogen. Voorafgaand aan herintroductie dienen de oorzaken van het verdwijnen van de zinkplanten te zijn opgeheven en moet de aanwezigheid van een zaadvoorraad worden onderzocht (Dorland e.a., 2000).

10.2 Knelpunten bij het beheer

Het uitvoeren van diverse beheersmaatregelen kan worden beperkt door wettelijke bepalingen zoals die gesteld zijn in de Wet Bodembescherming. Hier volgt een beknopt overzicht van mogelijke beheersmaatregelen die in conflict kunnen komen met wettelijke normen die opgesteld zijn voor de gehalten zware metalen in af te voeren biomassa (groenafval) en grond.

10.2.1 Maaien

Maaisel kan op twee manieren worden afgevoerd: het kan verwerkt worden tot compost of het kan als veevoer dienen. Bij de verwerking door composteerbedrijven wordt vooraf geen kwaliteitsanalyse aan het maaisel verricht. Na verwerking dient de compost te voldoen aan de normen, zoals omschreven in het Besluit Overige Organische Meststoffen (BOOM). Echter, dit is geheel de verantwoordelijkheid van de groencomposteerder. Omdat het maaisel gemengd wordt zal de concentratie zware metalen verdund worden en niet boven de norm uitkomen. Volgens de Branche Vereniging Organische Reststoffen (BVOR) zal maaisel uit het zinkreservaat daarom gewoon geaccepteerd worden. De kosten bedragen gemiddeld € 30-40 per ton vers maaisel.

Wanneer het maaisel als veevoer dient moet dit echter wel aan bepaalde eisen voldoen. De overheid heeft de kwaliteitseisen opgenomen in de Diervoederwet. Hierin staan de volgende normen van cadmium, lood en zink genoemd (Productschap Diervoeder, GMP-regeling 14, 04-06-2004): cadmium 1 mg/kg, lood 40 mg/kg en zink 150 mg/kg totaal, waarbij voor zink de maximale concentratie in het volledige dieet per dag wordt bedoeld.

Er zijn geen gemiddelde zwaarmetaalconcentraties van de vegetatie in het zinkreservaat gemeten, waardoor een directe vergelijking met bovenstaande grenswaarden niet mogelijk is. Wel zijn in het reservaat van een aantal planten per soort de concentratie cadmium, lood en zink bepaald (tabel 12.1). Voor cadmium wordt voor een aantal kleine kruidachtigen de norm overschreden, maar de dominante soorten in de vegetatie hebben cadmiumconcentraties ruim onder de grenswaarde. Daarom zal de hoeveelheid cadmium geen probleem zijn wanneer er begraasd wordt in het reservaat. In het geval van lood zijn er enkele planten in welke de concentratie boven de norm uitkomt. Maar ook hier zal de gemiddelde concentratie lager zijn dan de grenswaarde.

De zinkconcentratie is echter in bijna alle plantensoorten die in het reservaat bemonsterd zijn 2-10 keer zo hoog als de norm (tabel 12.1).

Tabel 10.1 Zink, cadmium en loodconcentraties in de biomassa van verschillende plantensoorten in het zinkreservaat nabij Epen. Concentraties die de norm overschrijden zijn vet gedrukt (data: RU Nijmegen).

Plantensoort	Zink		Cadmium		Lood	
	µmol/g dw	mg/kg*	µmol/g dw	mg/kg*	µmol/g dw	mg/kg*
<i>Cerastium fontanum</i>	15.70	903.30	0.03	2.76	0.05	9.18
<i>Viola calaminaria</i>	19.22	1105.80	0.02	2.31	0.03	4.78
<i>Cardamine pratensis</i>	8.29	476.93	0.03	3.43	0.14	25.38
<i>Taraxacum officinale</i>	20.36	1171.42	0.02	1.96	0.01	1.83
<i>Thlaspi caerulescens</i>	126.89	7300.48	0.45	44.07	0.11	20.43
<i>Rhitiadelphus squarrosus</i>	24.88	1431.18	0.01	1.19	2.15	391.96
<i>Pimpinella saxifraga</i>	15.27	878.34	0.01	0.68	0.00	0.48
<i>Filipendula ulmaria</i>	6.68	384.41	0.00	0.03	0.00	0.47
<i>Holcus lanatus</i>	3.61	207.64	0.00	0.03	0.00	0.42
<i>Festuca rubra</i>	5.91	340.09	0.00	0.03	0.08	15.10
<i>Rumex acetosa</i>	11.38	654.48	0.00	0.03	0.00	0.47
<i>Veronica chamaedrys</i>	9.75	561.04	0.00	0.03	0.04	7.84
<i>Ranunculus acris</i>	19.12	1100.06	0.00	0.47	0.00	0.44
<i>Galium mollugo</i>	10.42	599.26	0.00	0.03	0.00	0.39
<i>Trifolium repens</i>	6.31	362.86	0.00	0.03	0.00	0.43
<i>Plantago lanceolata</i>	18.96	1091.08	0.00	0.03	0.33	60.56

* De oorspronkelijke gemeten waarden (uitgedrukt in micromol per g drooggewicht) zijn omgerekend naar de concentratie (in mg/kg) in biomassa met een vochtgehalte van 12%, om een vergelijking te kunnen maken met de norm zoals gesteld in de Wet Diervoeder.

10.2.2 Begrazen

Ook bij begrazing is het van belang om gestelde normen te hanteren. De effecten van te veel zink in het dieet van runderen kan uiteindelijk leiden tot een chronische zinkvergiftiging, welke gekenmerkt wordt door obstipatie en een daling van de melkgift (P. Dobbelaar, pers. meded.). Om dit te voorkomen is het van belang om koeien slechts korte perioden in het zinkreservaat te laten weiden en het te begrazen gebied zo groot te laten zijn dat het vee ook toegang heeft tot graslanden waar de vegetatie minder zink bevat, dus de hoger gelegen graslanden. Dit is ook de manier waarop begrazing in het reservaat plaats vindt. De Geul kan doorwaad worden door het vee om het tegenoverliggende perceel van Stichting Limburgs Landschap te begrazen. Ook wordt de begrazingsduur beperkt door vee regelmatig te wisselen. Problemen als gevolg van zinkvergiftiging zijn niet bekend.

10.2.3 Plaggen

Grenswaarden voor zware metalen in plagsel en bodem en de wettelijke regels omtrent verplaatsing van plagsel zijn overeenkomstig 'grond' in het Bouwstoffenbesluit (T. Banken, pers. meded.). Hierin staan de volgende grenswaarden: cadmium 12 mg/kg droge stof, lood 530 mg/kg droge stof en zink 720 mg/kg droge stof, uitgaande van een grondsamenstelling van 25% lutum en 10% humus. De toplaag in het zinkreservaat bevat bijna 4000 mg zink per kg droge grond en meer dan 3000 mg lood. De wet stelt dat "indien één of meer samenstellingswaarden de grenswaarde overschrijdt, het op of in de bodem gebruiken van het plagsel verboden is" (Art. 7). De grond uit het zinkreservaat zal na plaggen dus apart afgevoerd en verwerkt moeten worden.

10.3 Aanbevelingen voor verder onderzoek

Effecten van begrazing

De zinkflora, bijvoorbeeld het zinkviooltje, ondervindt mogelijk nadelige effecten van begrazing. In het zinkreservaat is waargenomen dat bloemen en vruchten worden afgegraasd, waardoor wellicht verjonging van de vegetatie wordt belemmerd. Anderzijds is het wel nodig om te het grasland te verschrallen. Wanneer van begin mei tot augustus exclusies geplaatst worden op plekken met veel Zinkviooltjes en/of andere zinkplanten, kan een vruchtzetting ongestoord plaatsvinden. Aan het eind van het seizoen kan de begrazingsdruk worden opgevoerd om vervilting van de grasmat te bestrijden.

Bodemcondities van nieuwe terreinen

Van terreinen die mogelijk in aanmerking komen voor uitbreiding van het areaal van de zinkflora (zie aanbevelingen II), zoals bijvoorbeeld nieuw aan te kopen percelen, moet onderzocht worden of de productiviteit van de vegetatie en de bodemcondities (beschikbaar zink, Zn/Ca ratio, buffercapaciteit, N, P, K) geschikt zijn voor vestiging van zinkflora.

Verwijderen van de viltlaag

Sommige zinkplanten worden alleen aangetroffen op de koepelnesten van de Gele weidemier. Dat is mogelijk aanwijzing voor een voorkeur voor open vegetatie. Vervilting van het vegetatiedek remt vermoedelijk de kieming en vestiging van zinkplanten.

In België is geconstateerd dat het verwonden van de bodem de kieming van het Zinkviooltje stimuleert (J. Bizoux, pers. meded.). In de jaren '60 van de vorige eeuw is in het zinkreservaat ook experimenteel gefreesd. Een groot aantal Zinkviooltjes vestigde zich na de bodemverwonding. Vermoedelijk door de massale groei van hoog productieve kruiden werden de Zinkviooltjes na korte tijd verdrongen (S. Jehae, pers. meded.). Op het grasland van SLL tegenover het zinkreservaat (oostoever) heeft zich na bodemverwonding het zelfde verschijnsel voorgedaan (R. Vanderheijden, pers. meded.).

Experimentele maatregelen, die kieming en vestiging van zinkflora kunnen stimuleren, moeten worden onderzocht. Daartoe kunnen proefvlakken experimenteel worden geharkt, om mossen en ophoopt grof organisch materiaal te verwijderen. In Theux (nabij Luik, B) heeft het verwijderen van de moslaag een positieve invloed gehad op de ontwikkeling van de zinkflora. In La Calamine had het echter niet het gewenste resultaat (J. Bizoux, pers. meded.).

Verzuringsexperiment

Het grasland van Staatsbosbeheer heeft een lagere buffercapaciteit dan de graslanden van Stichting het Limburgs Landschap en Vereniging Natuurmonumenten. Om te kunnen vaststellen of kunstmatige verzuring een optie is om de zinkbeschikbaarheid op de kalkrijkere graslanden te verhogen, is het noodzaak bodemmateriaal te testen op experimentele verzuring. Indien de Zn/Ca ratio in het bodemvocht niet hoger wordt dan 0.10 kan de zinkbeschikbaarheid in de desbetreffende bodem enkel verhoogd worden door toediening van zinkerts. Achtereenvolgens zal experimenteel vastgesteld moeten worden in welke vorm, sterkte en frequentie het zuur moet worden toegediend rekening houdend met de zuurgevoeligheid van plantenwortels inclusief beschermende mycorrhizas. Dit kan plaatsvinden in een laboratorium mesocosm-experiment. Op basis van deze gegevens kunnen op de graslanden van langs de Geul kleinschalig proefplotjes (1 m²) ingericht worden waarin afhankelijk van de locatie de zinkbeschikbaarheid verhoogd wordt via kunstmatige verzuring of zinkertsadditie. Door toedienen van zaden en/of kiemplantjes kan achtereenvolgens getest worden of deze behandelingen daadwerkelijk leiden tot rekolonisatie, instandhouding en uitbreiding van de zinkflora op graslanden langs de Geul in Nederland op langere termijn.

Experimentele herintroductie

De effectiviteit van experimentele maatregelen zoals het verwijderen van de viltlaag en verhogen van de Zn/Ca ratio door middel van verzuren kan worden getoetst door herintroductie van zinkplanten. Hiertoe kunnen zinkplanten worden uitgeplant en/of uitgezaaid in proefvlakken om de effecten op kieming, vestiging en groei te bepalen.

Onderzoek aan de zaadvoorraad

Bij het herstel van de zinkvegetatie is een gedetailleerde kennis van de aanwezige zaadvoorraad van groot belang. Onbekend is of in de bodem van graslanden in het Boven-Geuldal een zaadvoorraad aanwezig is van het Zinkviooltje, Zinkboerenkers of andere zinkplanten. Het frezen van plots op het grasland Birven van SLL heeft geresulteerd in vestiging van enkele exemplaren Zinkboerenkers en één exemplaar van het Zinkviooltje. Van de zinkvegetatie in Prayon (nabij Luik, B) is bekend dat Zinkboerenkers een persistente en grote zaadvoorraad in de bodem heeft. Zaden van het Zinkviooltje waren afwezig in de zaadvoorraad, terwijl de planten daar wel aanwezig zijn in de vegetatie (Meerts & Grommesch, 2001). In Plombières en La Calamine is het Zinkviooltje echter wel aangetroffen in de zaadvoorraad en zijn de kiemingspercentages goed (J. Bizoux, pers. meded.). Ook voor graslanden in het Boven-Geuldal moet worden onderzocht of zinkplanten aanwezig zijn in de zaadvoorraad.

Effecten van lood op de zinkflora

Uit het bodemonderzoek (deel B) is naar voren gekomen dat naast de totale concentratie zink en de Zn/Ca ratio, ook de totale concentratie lood verschilt in de bodem. Grasland met daarop zinkflora (het zinkreservaat) heeft een loodconcentratie in de toplaag van $\sim 16 \mu\text{mol/g dw}$. De graslanden van NM en SLL zonder zinkflora slechts $6-7 \mu\text{mol/g dw}$. Simon (1978) vond in Plombières en Breinig (D) dat de vegetatiedichtheid afneemt, wanneer de hoeveelheid uitwisselbaar lood in de bodem toeneemt. Bovendien vond hij een sterke correlatie tussen Pb/Ca ratio en de mate van tolerantie van planten voor lood, terwijl in geval van zink deze correlatie veel minder duidelijk aan te tonen was.

Afkalving

De afkalvende oever is een grote bedreiging van de populaties zinkplanten. Daarom is het van belang om te bepalen met welke snelheid de erosie optreedt, zodat kan worden ingeschat op welke termijn de populaties zinkplanten zullen zijn verdwenen.

Overschaduwning door Populieren

Wanneer een deel van de Populieren in het zinkreservaat wordt gekapt (zie aanbevelingen, punt 5), moet de nieuwe situatie worden gemonitord, om mogelijke positieve effecten op het voorkomen van zinkflora te registreren.

Tot slot

Voor monitoring van de zinkvegetatie is het van belang om op korte termijn permanente kwadraten uit te zetten, zodat veranderingen in de vegetatie kunnen worden opgemerkt en worden vastgelegd. Bovendien zijn aan deze kwadraten bovenstaande voorstellen voor experimentele maatregelen te onderzoeken. Op die manier is er een minimale belasting voor de zinkvegetatie. Verder is samenwerking met onderzoekers in België en Duitsland gewenst. In België wordt in Gembloux (J. Bizoux) momenteel onderzoek gedaan aan de genetische variatie van verschillende populaties Zinkviooltjes en zijn enkele rapporten verschenen over de bescherming van groeiplaatsen van het Zinkviooltje in Wallonië (bijv. F. Brevers, 2003). Ook aan de Université Libre Bruxelles (C. Lefebvre) lopen onderzoeken aan zinkplanten.

11 Geraadpleegde literatuur

- Accioly, A.M.A., J.O. Siqueira, N. Curi & F.M.S. Moreira (2004) Lime amelioration of zinc and cadmium toxicities for *Eucalyptus camaldulensis* seedlings cultivated in contaminated soils. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 28: 775-783.
- Aery N.C. & B.L. Jagetiya (1997) Relative toxicity of cadmium, lead and zinc on barley. *Communications in soil science and plant analysis* 28: 949-960.
- Barrow N.J. (1993) Mechanisms of reaction of zinc with soil and soil components. *In* Zinc in Soils and Plants. Ed. AD Robson. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Baumeister, W., W. Ernst & F. R  ther (1967). Zur Soziologie und Okologie europ  ischer Schwermetall-Pflanzengesellschaften. *Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen*, nr. 1803: p. 1-46 Westdeutscher Verlag Köln und Opladen.
- Berendsen, H.J.A. (1998). Fysische geografie van Nederland. De vorming van het land. Inleiding in de geologie en geomorfologie. Van Gorcum, Assen.
- Bobbink, R. (1991). Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of applied ecology* 28: 28-41.
- Brady, N.C. & R.R. Weil (1999). The nature and properties of soils. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Brown G. & K. Brinkmann (1992) Heavy metal tolerance in *Festuca ovina* L from contaminated sites in the Eifel, Germany. *Plant and Soil* 143: 239-247.
- Brown G. (1995) The effects of lead and zinc on the distribution of plant-species at former mining areas of Western-Europe. *Flora* 190: 243-249.
- Bouman, F., D. Boesewinkel, R. Bregman, N. Deventer & G. Oostermeijer (2000). Verspreiding van zaden. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Brooks, R R. & D. Johannes (1990). *Phytoarcheology*. Dioscorides Press, Portland.
- Dijkstra (1957). Verslag van de maandvergadering te Heerlen, dd. 8 mei 1957. *Natuurhistorisch Maandblad* 46 (5-6): 54-56.
- Dorland, E., R. Bobbink, E. Brouwer, C.J.H. Peters, P.J.M. van der Ven, Ph. Vergeer, G.M. Verheggen, J.G.M. Roelofs (2000). Herinstructie en bekalking van het inrijgebied. Aanvulling bij effectgerichte maatregelen tegen eutrofiëring en verzuring in heischrale milieus. Universiteit Utrecht en Katholieke Universiteit Nijmegen. Eindrapport in opdracht van IKC Natuurbeheer.
- Drever J.I. (1997) *The Geochemistry of Natural Waters: surface and groundwater environments*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458.
- Duvigneaud, J. (z.j.). Plombières: Le site calaminaire et son parc (plan de situation).
- Dzombak D.A. & F.M.M. Morel (1990) *Surface complexation modelling: Hydrous ferric oxide*. New York: Wiley-Interscience.

- Ellenberg, H. (1974). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica band 9, Universität Göttingen. Verlag Erich Goltze KG, Göttingen.
- Ernst, W. (1965). Ökologisch-soziologische Untersuchungen in den Schwermetallpflanzengesellschaften Mitteleuropas unter Einschluß der Alpen. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster 27 (1): p. 1-54.
- Ernst, W. (1974). Schwermetallvegetation der Erde. Geobotanica selecta, band V. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Ernst, W. (1976). Ökologische Grenze zwischen *Violetum calaminariae* und *Gentiano-Koelerietum*. Ber. Deutsch. Bot. Ges., Band 89: p. 381-390.
- Ernst, W.H.O., C.W.P.M. Blom en P.J.C. Kuiper (1995). Oecofysiologie van planten *in* Oecologie. K. Bakker, J.H. Mook en J.G. van Rhijn (red.), 2^e herziene druk. Bohn Stafleu Van Loghum, Houten Diegem.
- Ernst, W. (2002). Leven aan de grenzen van leven. Afscheidsrede. Vrije Universiteit Amsterdam.
- Fargasova A. (2004) Toxicity comparison of some possible toxic metals (Cd, Cu, Pb, Se, Zn) on young seedlings of *Sinapis alba* L. Plant Soil and Environment 50: 33-38.
- Grasshoff K. & H. Johannsen (1977) A new sensitive method for determination of ammonia in seawater. Water Research 2: 516.
- Hall, J.B. (1971). Pattern in chalk grassland community. J. Ecol. 59: 749-762.
- Heijden, M.G.A. van der, & J.H.C. Cornelissen (2002). The critical role of plant-microbe interactions on biodiversity and ecosystem functioning: arbuscular mycorrhizal associations as an example *in* Biodiversity and ecosystem functioning – synthesis and perspectives. M. Loreau, S. Naeem & P. Inchausti (eds.). Oxford University Press, U.K.
- Heimans, E. & R. Schuiling (1913). Nederlandsche Landschappen. Handleiding bij de aardrijkskundige wandplaten van Nederland. Deel IX. Heuvellandschap (Zuid-Limburg) (Epen). P. Noordhoff, Groningen.
- Heimans, E. (1911). Uit ons Krijtland. W. Versluys, Amsterdam.
- Heimans, E. (1914). De Oorsprong van de Geul-flora. De levende natuur, afl. 2: p. 25-30.
- Heimans, J. (1936a). De herkomst van de zinkflora. Vlaamsch natuur- en geneeskundig congres, Gent XXIX: p. 155-156. Uitgevers- en boekdrukkershuis v/h Ad. Hoste N.V., Gent.
- Heimans, J. (1936b). De herkomst van de zinkflora aan de Geul. Ned. Kruidk. Archief 46: 878-897.
- Heimans, J. (1937). De oorsprong van de Geulflora (dl. 1 & 2). Natuurhistorisch Maandblad, jaarg. 26 (1): p. 11-12 & 26 (2): p. 15.
- Heimans, J. (1961). Taxonomic, phytogeographical and ecological problems round *Viola calaminaria*, the Zinc violet. Publ. van het Natuurh. Genootschap Limburg 12: 55-71.
- Heimans, J. (1966). Het blauwe zinkviooltje van Westfalen. De levende natuur, jaarg. 69 (12): p. 265-270.
- Heimans, J. (1971). *Cochlearia pyrenaica*. Gorteria 5 (7/8): p. 153-157.

- Henriksen A. (1965) An automated method for determining low-level concentrations of fosfate in fresh and saline waters. *Analyst* 90: 29-34.
- Hildebrandt, U., M. Kaldorf & H. Bothe (1999). The Zinc Violet and its colonisation by arbuscular mycorrhizal fungi. *J. Plant. Physiol.* Vol. 154: p. 709-717. Urban & Fisher, Germany.
- Hindel, R., J. Schalich, W. De Vos, J. Ebbing, R. Swennen, I. Van Keer (1996). Vertical distribution of elements in overbank sediments profiles from Belgium, Germany and The Netherlands. *J. Geochem. Explor.* 56: 105-122.
- Kamphake L.J., S.A. Hannah & J.M. Cohen (1967) Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research* 1: 205-206.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2003). Europese natuur in Nederland - Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Jedrzejczyk M., A. Rostanski & E. Malkowski (2002) Accumulation of zinc and lead in selected taxa of the genus *Viola L.* *Acta Biologica Crasoviensia Series Botanica* 44: 49-55.
- Joner, E.J. & C. Leyval (2001). Time-course heavy metal uptake in maize and clover as effected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. *Biol Fertl Soils* 33: p. 351-357.
- Joner, E.J., R. Briones & C. Leyval (2000). Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. *Plant and Soil* 226: p. 227-234.
- Jongmans, W.J. (1925). Geologische en paleontologische beschrijving van het Karboon der omgeving van Epen (Limb.). *Natuurhistorisch Maandblad* 14 (5): p. 55-65.
- Kakes, P. (1980). Genecological investigations on zinc plants. Thesis. Universiteit van Amsterdam.
- Kaldorf, M., A.J. Kuhn, W.H. Schröder, U. Hildebrandt & H. Bothe (1999). Selective element deposits in Maize colonized by a heavy metal tolerance conferring mycorrhizal fungus. *J. Plant. Physiol.* Vol. 154: p. 718-728.
- Klok, C., P. Römken, J.H. Faber (2004). Risicobeheer van verontreinigde gronden; kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. Alterra, Alterra-rapport 908, Wageningen.
- Kops, J. e.a. (1906). *Flora batava, of: afbeelding en beschrijving der Nederlandsche gewassen.* Dl. XXII. Sepp, Amsterdam.
- Kurris, F. & J. Pagnier (1925). Botanisch-chemische waarnemingen over de zinkvegetatie van Epen. *Natuurhistorisch Maandblad*, jaarg. 14 (6): p. 86-89.
- Langhe, J.E. de, L. Delvosalle, J. Duvigneaud, J. Lambignon, C. Vanden Berghen (1983). *Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk een aangrenzende gebieden.* Nationale Plantentuin van België, Meise.
- Leyval, C., K. Turnau & K. Haselwandter (1997). Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonisation and function : physiological, ecological and applied aspects.
- Lindsay W.L. (1979) *Chemical Equilibriums in Soils.* Wiley, New York.
- Lindsay W.L. & W.A. Norvell (1978) Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.

Lock, K. & C. Janssen (2000). Dagvlinders op de zinkflora van 'La Calamine'. Vlinders 1: p. 21-23.

Londo, G. (2002). Is *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. increasing in the Netherlands? *Lindbergia* 27: 63-70.

Lucassen E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution* 120: 635-646.

Lucassen E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs (2003) De achteruitgang van het zinkvooitje op graslanden langs de Geul: oorzaken en mogelijkheden tot herstel. Rapport afdeling Milieubiologie Universiteit van Nijmegen in opdracht van Stichting het Limburgs Landschap, 14pp.

Macfarlane G.R. & M.D. Burchett (2002) Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Marine Environmental Research* 54: 65-84.

Marschner H. (1993) Zinc uptake from soils. *In: Zinc in Soils and Plants*. ED. AD Robson. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Meerman, M. (1975). De Geul. Zijrivier van de Maas. Bijdrage tot de hydrografie van een uniek riviertje.

Meerts, P. & C. Grommesch (2001). Soil seed banks in a heavy-metal polluted grassland at Prayon (Belgium). *Plant Ecology* 155: 35-45.

Meijden, R. van der (1996). Heukels' Flora van Nederland, 22^e druk. Wolters-Noordhoff,

Meijden, R. van der (2004). Grote grazers funest voor kwetsbare planten – toename Schotse Hooglanders en Koniks op natuurterreinen bedreigt 122 plantensoorten *in* NRC Handelsblad, 6 augustus 2004.

Olsen S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean (1954) Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate . US Dept. Agric. Circular: 939.

Ooststroom, S.J. van (1969). *Cochlearia pyrenaica* DC. in Nederland aangetroffen. *Gorteria* 4(11): p. 187-188.

Peters, B., H. van Buggenum, R. Gubbels, J. Hermans, A. Ovaa (1999). Flora en fauna van het Geuldal. *Natuurhist. Maandblad* 88 (7): 165-180.

Piek, H. (2004). Begrazing is juist bevorderlijk voor biodiversiteit *in* Van Nature – nieuws en achtergronden over de Vereniging Natuurmonumenten jaarg. 14 (8), september.

Pool, D.J.W. (1968). De zinkflora van het Geuldal *in* Ons Krijtland Zuid Limburg IV. *KNNV Wetenschappelijke mededelingen* 76: p. 62-68.

Ramaut, J.L., J. Petit & A. Maquinay (1972). *Cochlearia pyrenaica* – plante calaminaire? *Les naturaliste Belges*, tomus 53 (9): 475-478

Rang, M.C., C.E. Kleijn & C.J. Schouten (1986). Historical changes in the enrichment of fluvial deposits with heavy metals *in* Monitoring to detect changes in water quality series. D. Lerner (ed.). IAHS Publication No. 157.

Saison C., C. Schwartz & J.L. Morel (2004) Hyperaccumulation of metals by *Thlaspi caerulescens* as affected by root development and Cd-Zn-Ca-Mg interactions.

- Saleh A.A.H., S.A. El-Meleigy, F.A. Ebad, M.A. Helmy, G. Jentschke & D.L. Godbold (1999) Base cations ameliorate Zn toxicity but not Cu toxicity in sugar beet (*Beta vulgaris*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162: 275-279.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda (1996). De vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala-Leiden.
- Scheffer F. & P. Schachtschabel (2002) Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, 593pp.
- Schoeters, E. & F. Vankerkhoven (2001). Onze mieren. Educatie Limburgs Landschap, Heusden-Zolder, België.
- Schwickenrath, M. (1944). Das Hohe Venn und seine Randgebiete – Vegetation, Boden und Landschaft. Pflanzensoziologie, eine Reihe vegetationkundlicher Gebietsmonographien, Band 6. Gustav Fisher Verlag, Jena.
- Schwickrath, M. (1954). Die Landschaft und ihre Wanderung auf geobotanischer und geographier Grundlage entwickelt un erläutert im Bereich des Meßtischblattes Stolberg. Verlag Dr. Rudolf Georgi, Aachen.
- Schwickenrath, M. (1966). Hohes Venn – Nordeifel. Schriftenreihe der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Nordrhein-Westfalen, Band 2. Verlag Aurel Bongers, Recklinghausen.
- Sernander, R. (1906). Entwurf einer Monographie der europäischen Myrmecochoren. Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar. Band 41, no. 7. Almqvist & Wiksells Boktryckeri-A-B. Uppsalla & Stockholm.
- Silber A., L. Ben Yones & I. Dori (2004) Rhizosphere pH as a result of nitrogen levels and $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio and its effect on zinc availability and on growth of rice flower (*Ozothamnus diosmifolius*). *Plant and soil* 262: 205-213.
- Simon, E. (1978). Heavy metals in soils, vegetation development and heavy metal tolerance in plant populations from metalliferous areas. *New Phytologist* 81: 175-188.
- Stanley, R., J. Woodell & T.J. King (1991). The influence of mound-building ants on British lowland vegetation *in* Ant-Plant Interactions. C.R. Huxley & D.F. Cutler (eds.). Oxford University Press, U.K.
- Swennen, R., I. Van Keer, W. De Vos (1994). Heavy metal contamination in overbank sediments of the Geul river (East Belgium): its relation to former Pb-Zn mining activities. *Environm. Geol.* 24: 12-21.
- Tonin, C., P. Vandenkoornhuysen, E.J. Joner, J. Straczek & C. Leyval (2001). Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi diversity in the rhizosphere of *Viola calaminaria* and effect of these fungi on heavy metal uptake by clover. *Mycorrhiza* 10: p. 161-168. Springer-Verlag, Germany.
- Vos, W. de, J. Ebbing, R. Hindel, J. Schalich, R. Swennen, I. Van Keer (1996). Geochemical mapping based on verbank sediments in the heavily industrialized border area of Belgium, Germany and the Netherlands. *J. Geochem. Explor.* 56: 91-104.
- Waterschap Roer en Overmaas (2004). Waterbeheersplan 2004-2007. www.mijnwaterschap.nl/wpm/default.php?pageid=419
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra, T. Westra (1985). Nederlandse Oecologische Flora - wilde planten en hun relaties. Deel 1. IVN i.s.m. de VARA en Vewin, Amsterdam.

Weeda, E.J., R.Westra, Ch. Westra, T. Westra (1987). Nederlandse Oecologische Flora - wilde planten en hun relaties. Deel 2. IVN i.s.m. de VARA en Vewin, Amsterdam.

Weeda, E.J., R.Westra, Ch. Westra, T. Westra (1994). Nederlandse Oecologische Flora - wilde planten en hun relaties. Deel 5. IVN i.s.m. de VARA en Vewin, Amsterdam.

Weevers, Th. (1933). Iets over de Flora van Epen van een sociologisch-ecologisch-standpunt. *Natura*, No. 1: p. 220-226.

Weissenhorn, I., C. Leyval & J. Berthelin (1995). Bioavailability of heavy metals and abundance of arbuscular mycorrhiza in a soil polluted by atmospheric deposition from a smelter. *Biol Fertil Soils* 19: p. 22-28. Springer-Verlag, Germany.

Willems, J.H. (2004). Hoe is het eigenlijk met onze zinkflora gesteld? *Natuurhistorisch Maandblad*, jaarg. 93 (2): 21-25.