32/446(319)2e ex.

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot-Zandbrink

Evaluatie na twee jaar

R.H. Kemmers
S.P.J. van Delft
P.C. Jansen
W.C. Knol

- 5 JAN. 1995

Rapport 319

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1994

ISN 435172 *

REFERAAT

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen en W.C. Knol, 1994. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot-Zandbrink; evaluatie na 2 jaar.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 319; 110 blz.; 26 fig.; 9 tab.; 41 ref.; 6 aanh.

In de natte schraalgraslanden van het natuurterrein Groot-Zandbrink zijn via begreppeling hydrologische maatregelen uitgevoerd om effecten van atmosferische depositie tegen te gaan. Om de effectiviteit hiervan te beoordelen is een monitoring uitgevoerd waarmee de respons van vegetatie-, bodem- en grondwaterparameters wordt gevolgd. Dit rapport beschrijft de uitgangssituatie en de ontwikkelingen in twee opeenvolgende jaren. De vegetatie verandert niet significant. De waterkwaliteit en de basenbezetting van de bodem zijn verbeterd. Aan het maaiveld ontwikkelt zich een patroon in de calciumbezetting van de bodem die in verband kan worden gebracht met de begreppeling. De maatregelen zijn effectief gebleken, maar komen nog niet in alle meetvariabelen tot uiting.

Trefwoorden: begreppeling, calciumbezeting, ecohydrologie, monitoring, schraalgrasland, waterkwaliteit

ISSN 0927-4499

©1994 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp' (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Project 7235 Rap319.HM/06-94

Inhoud

blz.

Woord vooraf 9

Samenvatting 11

1 Inleiding 15

2 Het meetnet 17
2.1 Uitgangspunten 17
2.2 Locatie van meetpunten 18

3 Vegetatiekundig onderzoek 21
3.1 Inleiding 21
3.2 Methode 21
3.2.1 Vegetatieopnamen 21
3.2.2 Vegetatietypologie 22
3.2.3 Vegetatiekartering 22
3.2.4 Soortskartering 22
3.2.5 Selectie permanente kwadraten 22
3.2.6 Monitoring vegetatieparameters 23
3.3 Resultaten 23
3.3.1 Vegetatietypologie 23
3.3.2 Verspreiding van vegetatietypen 26
3.3.3 Veranderingen in presentie en bedekking 27
3.3.4 Veranderingen van indicatiewaarden 28
3.4 Discussie en conclusies 28
3.4.1 Ontwikkelingen 28
3.4.2 Conclusie 30

4 Bodemgeografisch onderzoek 31
4.1 Inleiding 31
4.2 Methoden 32
4.2.1 Bodemprofielbeschrijvingen en grondwatertrappen 32
4.2.2 Bodembemonsteringsstrategie 33
4.2.3 Analyse van de bodemmonsters 36
4.2.4 Bewerking van de analyseresultaten 36
4.2.5 Statistische analyses 39
4.3 Resultaten 40
4.3.1 Bodemprofielen 40
4.3.2 Grondwatertrappen en vochtleverend vermogen 43
4.3.3 Chemische en fysische eigenschappen van de bodem 45
4.3.4 Bodemchemische verschillen tussen vegetatietypen in de uitgangssituatie 45
4.3.5 Bodemchemische veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie 50
4.4 Conclusies 56

5 Hydrologisch en hydrochemisch onderzoek 59
5.1 Inleiding 59
5.2 Methoden 60
5.2.1 Het meetnet 60
5.2.2 Waterkwantiteit 61
5.2.3 Waterkwaliteit 61
5.3 Resultaten 63
5.3.1 Grondwaterstanden 63
5.3.2 Veranderingen in grondwaterstanden 65
5.3.3 Verandering in grondwaterstroming 68
5.3.4 Chemische samenstelling van het grondwater 72
5.3.5 Verandering van de chemische samenstelling van het grondwater 74
5.3.6 Typering van het grondwater 75
5.4 Discussie en conclusies 79

6 Synthese 81
6.1 De maatregel-effectketen 81
6.2 Effectiviteit van de maatregelen 85

Literatuur 87
Niet-gepubliceerde bronnen 89

Aanhangsels

1 Vegetatietabel van de uitgangssituatie in 1991 91
2 Synoptische tabel van soorten per vegetatietype (A t/m I) in 1991, 1992 en 1993 op basis van opnamen in permanente kwadraten. Prs: presentie (%); Bed: gemiddelde bedekking van soorten indie aanwezig (karakteristieke bedekking; %) 93
3 Analyseresultaten, maaiveldshoogte en dikte van de Ah-horizont van de bemonsterde permanente kwadraten in de drie bemonsteringsjaren 97
4 Resultaten van de regressieberekeningen voor de uitgangssituatie in 1991 101
5 Grafische weergave van de paarsgewijze vergelijking van de T-waarden voor 1991 103
6 Analyseresultaten van het bodemvocht en het grondwater 107

Tabellen

1 Overzicht van soorten met bijzondere indicatiewaarden voor het pq-onderzoek 23
2 Verdeling van bemonsterde permanente kwadraten over de vegetatietypen 35
3 Voorbeeld van profielbeschrijving in het zuidwestelijke graslandje 41
4 Indeling van de grondwatertrappen 43
5 Samenvatting van de gemiddelde randfluxen voor de berekeningen met STRELIN 72
6 Gemiddelde concentraties calcium, chloride en sulfaat over de periode december 1991 tot en met december 1993 73

7 Gemiddelde concentraties calcium, chloride en sulfaat in verschillende perioden sinds 1978 75
8 Gemiddelde rijpingsratio's over de perioden 1978-1981 en 1991-1993 78
9 Overzicht van de aard en de reacties van variabelen uit de ingreep-effectketen uitgesplitst naar hoge en lage terreindelen in een schraalgrasland 82

Figuren

1 Plasvorming en allocatie van de effectgerichte maatregelen 18
2 Raster, permanente kwadraten en grondwatermeetpunten 19
3 Verspreiding van vegetatietypen in het zuidwestelijke en zuidoostelijke schraalgrasland 26
4 Verloop van indicatiewaarden van de vegetatietypen voor vocht, stikstof en zuurgraad 29
5 Locaties van de profielbeschrijvingen en bemonsterde permanente kwadraten binnen de vegetatietypen 33
6 Dikten van Ah-horizonten in relatie tot de vegetatietypen 42
7 Grondwatertrappen en verbreiding van plassen (eind april 1991) 44
8 Gemiddelde en standaardafwijking van de maaiveldhoogte en dikte van de Ah-horizont per vegetatietype 45
9 Verbreiding van de pH-KCl in 1991 in relatie tot de vegetatietypen 48
10 Verbreiding van de calciumverzadiging in 1991 in relatie tot de vegetatietypen 49
11 Effect van lokale verschillen in lutumgehalte op de analyseresultaten in twee bemonsteringsjaren 51
12 Gemiddelde en standaardafwijking van een aantal bodemchemische variabelen in de drie onderzoeksjaren 52
13 Verbreiding van de calciumverzadiging in 1993 in relatie tot de vegetatietypen 54
14 Verandering van de calciumverzadiging in 1993 ten opzichte van 1991 in relatie tot de maatregelen 56
15 Verloop van de calciumverzadiging in 9 permanente kwadraten tussen 1981 en 1993 57
16 Overzicht van de meetlocaties in het reservaat 60
17 Tijdstijghoogte van het diepe en het freatische grondwater 64
18 Duurlijnbundels van het freatisch grondwater 66
19 Overschrijdingsduurlijnen van het (grond)waterniveau boven 3,40 m + NAP over de perioden oktober - april in 1979/1980 en de perioden oktober - april 1990/1991 67
20 Isohypsen van het freatisch grondwater in de periode tussen 1978 en 1979 68
21 Gemiddelde stroomlijn door de graslandjes 69
22 Schematisatie van de ondergrond in Groot-Zandbrink voor berekeningen met het model STRELIN 70
23 Verticale doorsneden van de stroomlijnen uit figuur 20 71
24 Het verloop van de overeenkomst van het grondwater op de verschillende locaties met het referentiemonster voor lithoclien water (Li-Du) 76
25 Het verloop van de rijpingsratio van het bodem- en grondwater op de verschillende locaties 78
26 Effecten van begreppeling op stroompatronen van het grondwater 84

Woord vooraf

Voor de uitvoering van het onderzoek waarvan dit rapport een verslag geeft, werd een financiële bijdrage verleend door de Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna (NBLF) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Dit onderzoek maakt deel uit van het programma Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting. Het programma is onderverdeeld in onderzoek aan verschillende ecosysteemtypen. Binnen het ecosysteemtype 'Natte Schraalgraslanden' werden een aantal referentiegebieden geselecteerd, waar door verschillende instanties onderzoek werd verricht. Het doel van het onderzoek is inzicht te krijgen in de effectiviteit van effectgerichte maatregelen. Door DLO-Staring Centrum werd het onderzoek uitgevoerd in het natuurterrein Groot-Zandbrink. De inhoudelijke en organisatorische begeleiding van de verschillende onderzoeksprojecten werd uitgevoerd door het deskundigenteam 'Effectgerichte maatregelen Natte Schraalgraslanden'. Dit deskundigenteam was samengesteld uit onderzoekers van de verschillende participerende instanties:

Dr. A. Barendrecht	Interfacultaire vakgroep Milieukunde, Rijksuniversiteit Utrecht
Dr. B. Beltman	Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutiebiologie, Rijksuniversiteit Utrecht
Dr. A. Grootjans	Laboratorium voor Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen
Drs. D. van der Hoek	Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwuniversiteit Wageningen
Drs. A. Jansen	Sectie Winplaatsonderzoek, KIWA, Nieuwegein
Dr. G. van Wirdum	Afdeling Botanie, Instituut voor Bos- en Natuurbeheer Wageningen

Tussentijdse verslagen van onderzoek zijn als Interne Mededeling van DLO-Staring Centrum verschenen:

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft en P.C. Jansen, 1992. Monitoring effectgerichte maatregelen Groot-Zandbrink; beschrijving van de uitgangssituatie in 1991. Interne Mededeling 199, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Delft, S.P.J. van, P.C. Jansen en R.H. Kemmers, 1993. Monitoring effectgerichte maatregelen Groot-Zandbrink: beschrijving van de situatie in 1992 na uitvoering van de maatregelen. Interne Mededeling 254, DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Samenvatting

Binnen het programma Effectgerichte Maatregelen (EGM) tegen verzuring en vermesting zijn door deskundigen voor verschillende ecosysteemtypen referentiegebieden geselecteerd om ervaring op te doen met de uitvoerbaarheid en doeltreffendheid van effectgerichte maatregelen. Het natuurterrein Groot-Zandbrink, in het dekzandlandschap van de Gelderse Vallei, is een van de referentiegebieden voor Natte Schraalgraslanden.

In Groot-Zandbrink liggen twee schraalgraslandpercelen, waarvan het voorkomen afhankelijk is van toestroming van basenrijk grondwater. De invloed van het basenrijke grondwater is in de laatste decennia afgenomen ten gunste van regenwater. Hierdoor is een verzurende ontwikkeling in de bodem op gang gekomen, waardoor de bijzondere vegetatietypen in hun voortbestaan worden bedreigd. In het terrein zijn concrete effectgerichte maatregelen genomen om de verzuring en daarmee gepaard gaande vermesting te bestrijden.

De effectbestrijding vindt plaats via uitvoering van interne hydrologische maatregelen. Er zijn ondiepe greppels aangelegd met als doel de oppervlakkige afvoer van regenwater te stimuleren en de kwelcomponent te versterken. Om het effect van de maatregelen te kunnen evalueren is een monitoringprogramma uitgevoerd. Als hypothese voor het onderzoek is ervan uit gegaan dat via een keten van reacties als gevolg van de maatregel de basenrijkdom van het grondwater, de calciumverzadiging van de bodem en de zuurgraad-indicatiewaarde van de vegetatie zullen toenemen. Voor een aantal variabelen uit het hydrologisch, bodemkundig en vegetatiekundig compartiment is de uitgangssituatie vastgelegd en zijn de ontwikkelingen gedurende twee opeenvolgende jaren na de maatregelen gevolgd.

Er is een meetnet ontworpen waarin variabelen uit de ingreep-effectketen zijn gemeten. De belangrijkste doelvariabele was de vegetatie. Als tussenvariabelen uit de keten zijn grondwaterstanden, de basenrijkdom van het grondwater, de basenbezetting van het adsorptiecomplex in de bodem en de nutriëntentoestand gemeten. Als strategie voor de bemonstering van de vegetatie en de bodem is een gestratificeerde steekproef uitgevoerd. Als uitgangspunt voor de stratificatie zijn vegetatiekundige patronen gekozen. Er zijn acht vegetatietypen onderscheiden. Binnen elk type is op vier representatieve plekken bemonsterd.

Uit het vegetatiekundig onderzoek blijkt dat de vegetatie in de uitgangssituatie bestaat uit verschillende subassociaties van het *Cirsio-Molinietum* en fragmentaire begroeiingen van deze gemeenschap en van het *Violion caninae*, en van het *Ericion tetralicis*. De veranderingen die in de vegetatie optreden in de jaren na de maatregel zijn gering en niet eenduidig te interpreteren. Indicatiewaarden volgens Ellenberg voor zuurgraad, vocht en stikstof veranderen niet significant. De aarzelende (niet significante) trend in de vegetatie is overigens in overeenstemming met duidelijkere ontwikkelingen in abiotische variabelen. Binnen de invloedssfeer van greppels lijken indicatiewaarden voor zuurgraad iets toe te nemen; buiten deze invloedssfeer lijkt de verzuring voort te schrijden.

Bodemkundig zijn de schraalgraslanden te karakteriseren als hydrozand-vaaggronden met Gt IIa en Gt IIIa, die net niet aan het criterium van een vijftien centimeter dikke eerdlaag voldoen om als beekeerdgrond te kunnen worden getypeerd. De minerale eerdlaag is voor bodemchemisch onderzoek kwantitatief bemonsterd, waardoor het mogelijk was voorraden van elementen te bepalen.

Bodemchemisch onderzoek toonde aan dat in vergelijking met 1980 de calciumbezetting van de bodem in de uitgangssituatie van het monitoringprogramma op een aantal plaatsen met 15 tot 20% is gedaald. In de huidige uitgangssituatie blijken de belangrijkste verschillen tussen de vegetatietypen voor te komen ten aanzien van de pH-waarden, voorraden nutriënten, calciumverzadiging en maaiveldhoogte. Daarbij onderscheiden de subassociaties van het *Cirsio-Molinietum* zich duidelijk van de fragmentaire associaties van het *Violion* en het *Ericion*. Op subassociatieniveau zijn geen verschillen aantoonbaar. De vegetatietypen komen voor langs een gradiënt van hoog naar laag, waarlangs de calciumverzadiging en de pH-waarden toenemen.

Indien de stratificatie van de uitgangssituatie wordt aangehouden blijken bij regressievergelijking van de veranderingen binnen vegetatietypen weinig bodemchemische eigenschappen significant veranderd te zijn. Bij een patroonanalyse op basis van individuele monsterpunten blijkt zich echter een patroondifferentiatie voor te doen, die te verklaren is uit het begreppelingspatroon. Binnen de invloedssfeer van de greppels neemt de calciumverzadiging toe met ca. 10%, daarbuiten neemt de verzadigingsgraad af met eenzelfde grootteorde.

Voor het hydrologisch onderzoek zijn slechts vijf meetpunten ingericht voor kwantitatieve en kwalitatieve bepalingen van het grondwater. Uit het onderzoek blijkt dat door de begreppeling inundaties nog over zeer korte perioden voorkomen in de schraalgraslanden. Het freatisch grondwaterniveau in de winterperiode is hierdoor met 10-15 cm gedaald. Hierdoor is de kwelflux uit de aquifer iets toegenomen. Ook de bergingscapaciteit van de bodem voor regenwater is iets toegenomen. De greppelafvoer en de capillaire flux compenseren de jaarlijkse infiltratieflux.

Uit kwalitatief hydrologisch onderzoek blijkt dat de huidige calciumconcentratie van het grondwater met een factor 3 is gedaald sinds 1980. De oorzaak hiervan kon niet worden aangegeven. Het is niet uitgesloten dat dit samenhangt met een toegenomen voeding van het lokale systeem met regenwater door het kappen van een bosopstand in het begin van de jaren tachtig. Sinds de begreppeling blijkt zich weer een trend te ontwikkelen naar een toenemend aandeel zacht grondwater in de waterbalans. In deze trend zijn schommelingen aanwezig die erop wijzen dat lithotroof water alleen toestroomt naar de greppels zolang zij water voeren. In perioden dat de greppels geen water voeren en het hydrologisch systeem terugvalt op een tweede orde drainageniveau, treedt ter plaatse van de greppels infiltratie op. Deze conclusie wordt ondersteund door de bevindingen uit het bodemchemisch onderzoek en, zij het in mindere mate, door het vegetatiekundig onderzoek.

Uit een synthese van de onderzoeksresultaten van de verschillende compartimenten is de conclusie getrokken dat de genomen maatregelen effectief blijken te zijn. Het effect lijkt zich echter geleidelijk door de ingreep-effectketen te verplaatsen, zodat

variabelen aan het eind van de keten met vertraging reageren. Effecten zijn inmiddels voortgeschreden tot het niveau van grondwaterstanden, grondwatersamenstelling en calciumverzadiging van het adsorptiecomplex, maar nog niet tot het niveau van de nutriëntentoestand en de vegetatiesamenstelling.

1 Inleiding

Het project Effectgerichte Maatregelen (EGM) tegen Verzuring vormt een onderdeel van het totale effectgerichte beleid dat, naast het brongerichte beleid, in Nederland in het kader van de verzuringsproblematiek wordt opgezet. Het project is gericht op regeneratie van thans genivelleerde of aan nivellering onderhevige natuurlijke systemen, waarbij de oorspronkelijke soortsdiversiteit en soortensamenstelling kan worden hersteld. Voor het opzetten van een monitoringprogramma om de maatregelen te kunnen evalueren, zijn voor diverse ecosysteemtypen in Nederland deskundigenteams ingesteld. De opzet van monitoringprogramma's is vastgelegd in preadviezen.

In het preadvies Effectgerichte Maatregelen tegen atmosferische depositie in Natte Schraallanden (Jansen, 1990) is een aantal terreinen als referentiegebied aangewezen. De referentiegebieden hebben als functie ervaring te krijgen met de uitvoerbaarheid en de doeltreffendheid van effectgerichte maatregelen.

Een van deze gebieden is het terrein Groot-Zandbrink, gelegen ca. 2 km ten zuiden van het dorp Achterveld in de Gelderse Vallei. Het terrein wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van een tweetal schraalgraslandpercelen, waarvan het voorkomen afhankelijk is van de toestroming van basenrijk grondwater (Kemmers en Jansen, 1988). Er zijn belangrijke aanwijzingen dat de invloed van het basenrijke grondwater is afgenomen ten gunste van regenwater. Mede door verwaarlozing van greppels wordt het neerslagoverschot geconserveerd, waardoor afvoer via infiltratie naar de ondergrond plaatsvindt. Als gevolg hiervan is een verzurende invloed opgetreden, waardoor karakteristieke vegetatietypen en soorten verdwijnen (Kemmers en Van Wirdum, 1988).

In dit terrein zijn concrete maatregelen uitgevoerd om effecten van atmosferische depositie te minimaliseren. De maatregelen bestonden uit het aanleggen van oppervlakkige greppels of het opschonen van bestaande. De effectbestrijding richt zich op bodemverzuring en vermesting. De effectbestrijding vindt in eerste instantie plaats via het uitvoeren van interne hydrologische maatregelen. De maatregelen zijn gericht op het stimuleren van de oppervlakte-afvoer van het regenwater door het aanleggen van ondiepe greppels en het versterken van de kwelcomponent. Er is een monitoringprogramma opgesteld waarmee over een periode van 2 jaar de effecten van de maatregelen op de componenten water, bodem en vegetatie van het ecosysteem zullen worden geëvalueerd. De belangrijkste doelvariabelen van de monitoring waren de vegetatie, de grondwaterstanden, de basenrijkdom van het grondwater en de basenbezetting van het adsorptiecomplex van de bodem. Het doel van de monitoring is tweeledig. Maatregelen moeten kunnen worden beoordeeld op hun effectiviteit in relatie tot de beheersdoelstelling. Daarnaast dient monitoring ook een wetenschappelijk doel. Er bestaat weinig inzicht in de relaties tussen de variabelen uit de ingreep-effectketen bij herstelmaatregelen.

Voorafgaande aan de uitvoering van de maatregelen is in het voorjaar van 1991 de uitgangsituatie van de vegetatie, de bodem en de waterhuishouding beschreven. Een eerste meetronde na uitvoering van de maatregelen is verricht in 1992. Over beide

meetcampagnes zijn gedetailleerde verslagen als interne mededeling van SC-DLO verschenen (Kemmers et al., 1992; Van Delft et al., 1993). Dit rapport geeft een integraal verslag over de periode 1991 tot en met 1993 en brengt de veranderingen die gedurende de twee jaren na de maatregelen zijn opgetreden in verband met de uitgangssituatie.

Na een korte uiteenzetting van de opzet van het monitoringprogramma in hoofdstuk 2 worden in de volgende drie hoofdstukken resp. de vegetatie, de bodem en de kwantitatieve en kwalitatieve waterhuishouding beschreven. Elk van deze hoofdstukken geeft een nadere uitwerking van de daarbij toegepaste methoden + resultaten. De resultaten worden geïntegreerd in hoofdstuk 6: Synthese. Tevens worden in dit laatste hoofdstuk de maatregelen beoordeeld op hun effectiviteit.

2 Het meetnet

2.1 Uitgangspunten

Er is verondersteld dat de vegetatie via een causale relatieketen tussen processen in het water- en bodemcompartiment wordt beïnvloed door hydrologische maatregelen. Begreppeling vormde de ingreepvariabele, de vegetatie vormt de eindvariabele. Daartussenin bevindt zich een aantal tussenvariabelen. Tevens is er vanuit gegaan dat de vegetatie niet overal op eenzelfde wijze zal reageren op de ingreep. Voor het opzetten van het meetnet hebben daarom de ruimtelijke verspreiding van vegetatietypen, de ruimtelijke variabiliteit binnen de vegetatietypen, de kwetsbaarheid van de vegetatie voor verstoringen als monstername e.d. en de allocatie van de effectgerichte maatregelen (begreppeling) een belangrijke rol gespeeld.

Ruimtelijke verspreiding van vegetatietypen
Er wordt vanuit gegaan dat een vegetatietype de weerspiegeling is van het abiotisch milieu. Voor de inventarisatie van abiotische eigenschappen is daarom een stratificatie op basis van vegetatiekundige criteria gekozen. Op deze wijze kunnen verschillen tussen bodemkundige eigenschappen worden geëvalueerd op hun vegetatiekundige betekenis. Het meetnet is gebaseerd op vegetatiekundige patrooninformatie uit eerder onderzoek (Kemmers en Jansen, 1980).

Een belangrijk methodisch probleem was het ontbreken van een actueel vegetatiekundig patroon van de beide percelen op basis waarvan bodemkundige bemonstering zou plaatsvinden. Bodemkundige bemonstering vòòr het op gang komen van biologische processen in de bodem (voorjaarsperiode) is echter gewenst, omdat dit informatie geeft over de bodem in rusttoestand. Een actueel beeld van de vegetatiepatronen kon pas in de daaropvolgende zomerperiode worden verkregen. Dit probleem is opgelost door bij de bodembemonstering uit te gaan van het vegetatiepatroon in 1985 (niet gepubliceerd) en in de najaarsperiode een aanvullende bemonstering uit te voeren op basis van recente patrooninformatie indien daarvoor aanleiding zou zijn.

Ruimtelijke variabiliteit
Om statistisch betrouwbare uitspraken te kunnen doen over bodemkundige verschillen tussen vegetatietypen zijn per vegetatietype minimaal 4 meetpunten geselecteerd. Hierdoor kan eveneens enig inzicht worden verkregen in de ecologisch relevante spreiding van bodemeigenschappen binnen een vegetatietype.

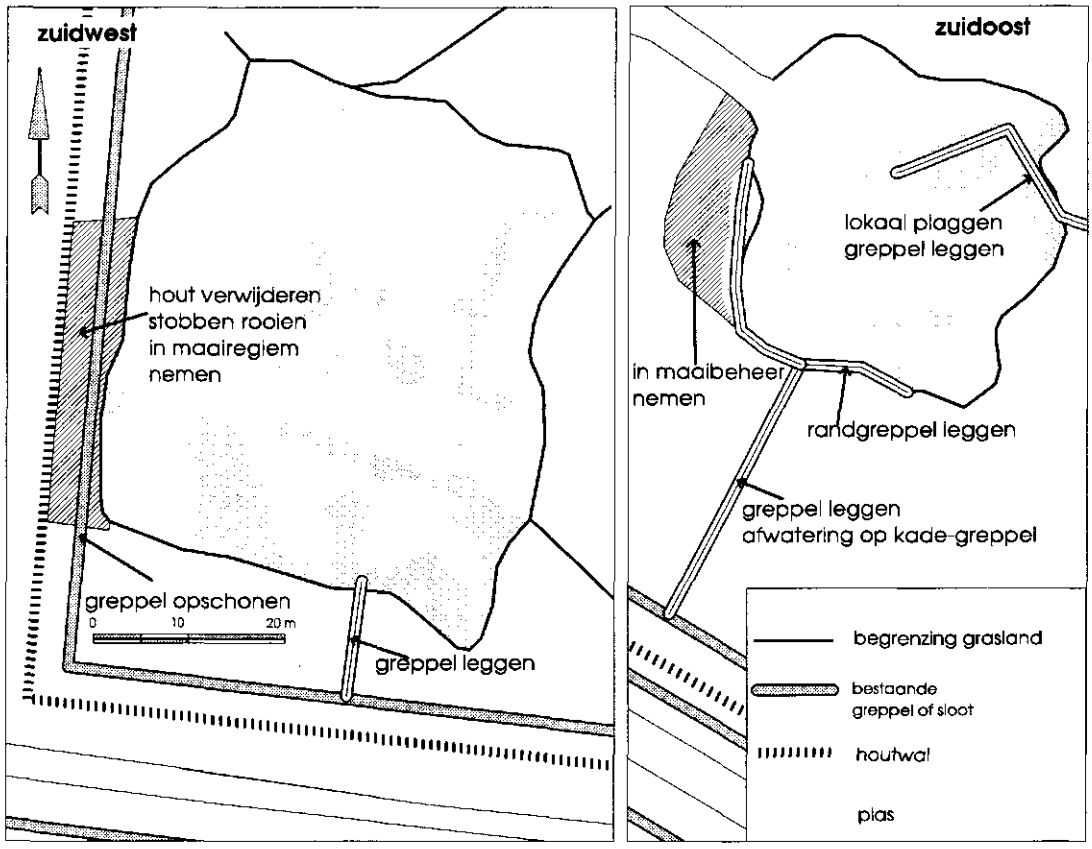

Fig. 1 Plasvorming en allocatie van de effectgerichte maatregelen

Gevoeligheid voor verstoring
Het plaatsen van grondwaterstandsbuizen en het sequentieel bemonsteren van bodem en grondwater zijn destructieve ingrepen die tot een minimum beperkt zijn gehouden. Om deze reden is afgezien van grote aantallen monsterplekken per vegetatietype, hetgeen vanuit statistische overwegingen de voorkeur zou hebben gehad.

Allocatie van de effectgerichte maatregelen
De voorgenomen begreppeling is op basis van terreinkennis gealloceerd op plaatsen waar in winterperioden inundatie van het maaiveld optreedt (zie fig. 1) en waar aansluiting mogelijk is op bestaande afwateringsmiddelen. Voor de ligging van de percelen in het terrein kan fig. 16 worden geraadpleegd.

2.2 Locatie van meetpunten

Het meetnetwerk is volgens een rasterpatroon van 10 x 10 meter over de schraalgraslandpercelen uitgezet. Dit rasterpatroon is identiek aan dat van eerder onderzoek in het terrein aan het eind van de jaren 70 (Kemmers en Jansen, 1980). De ligging van permanente kwadraten is ingemeten met behulp van het rasterpatroon. De bodembemonstering vond plaats nabij de hoekpunten van de permanente kwadraten.

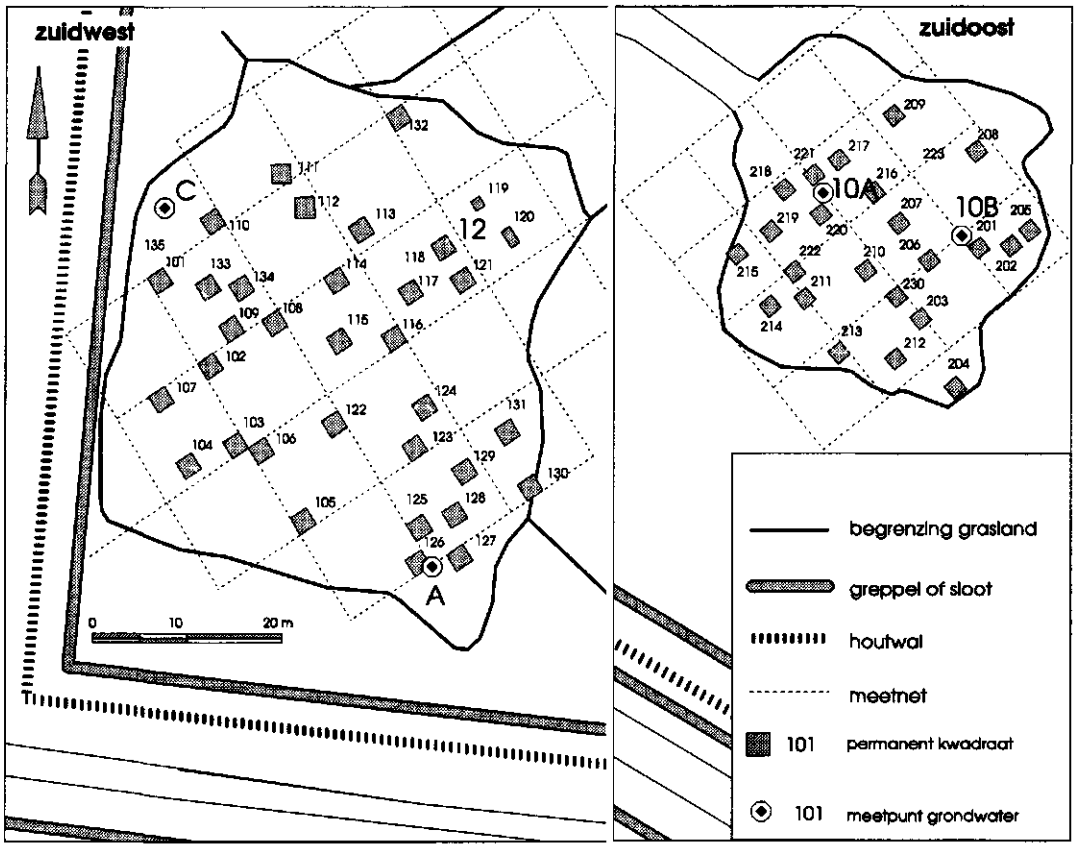

Fig. 2 Raster, permanente kwadraten en grondwatermeetpunten

De locatie van meetpunten voor waterkwantiteit en waterkwaliteit is opgenomen in het raster. Er is van afgezien om binnen elk vegetatietype een dergelijk meetpunt in te richten. Door de vlakke ligging van het maaiveld en de geringe oppervlakte van de percelen kan worden volstaan met een vijftal meetpunten die ruimtelijk goed verspreid liggen. De ligging van het raster, de ingemeten permanente kwadraten en de grondwatermeetpunten is aangegeven op figuur 2.

3 Vegetatiekundig onderzoek

3.1 Inleiding

In 1991 is op basis van 57 opnamen in beide schraalgraslandpercelen een vegetatietypologie opgesteld voor Groot-Zandbrink. Op basis van deze typologie werden vegetatietypen gekarteerd. De opnamen bleken niet gelijkmatig over de vegetatietypen verdeeld te zijn. Voor het sequentiële onderzoek werd als uitgangspunt gekozen dat voor elk vegetatietype minimaal vier permanente kwadraten beschikbaar zouden zijn. In de zomer van 1992 zijn daarom in enkele vegetatietypen aanvullend permanente kwadraten aangelegd en vegetatiekundig opgenomen.

Voor een analyse van de mogelijke effecten van genomen maatregelen worden de permanente kwadraten (Kemmers et al., 1992) in een tijdreeks per type vergeleken. De vergelijking is gericht op een verandering in de bedekking of presentie van een aantal aandachtsoorten. Daarnaast is een vergelijking gemaakt van de gemiddelde indicatiewaarde van de verschillende vegetatietypen in 1991, 1992 en 1993 voor de factoren vocht, zuurgraad en stikstof.

De fijnschaligheid van de vegetatiepatronen en de geringe oppervlakte waarover vegetatietypen voorkomen maakten een experimentele opzet met een nulobject onmogelijk. Een experimentele opzet vraagt replica's per behandeling. Dit zou tot een vrijwel volledige aantasting van de graslandpercelen hebben geleid. Deze onderzoekstechnische handicap heeft als consequentie dat uit de analyse van verschillen niet kan worden geconcludeerd of er sprake is van een effect van de genomen maatregelen, dan wel een effect van weersinvloeden.

3.2 Methode

3.2.1 Vegetatieopnamen

In juni 1991 zijn in het zuidwestelijk en zuidoostelijk deel van het terrein vegetatieopnamen gemaakt. De opnamen zijn gemaakt in permanente kwadraten, die ten behoeve van eerder onderzoek (1980, 1985) werden geselecteerd. Om vergelijking met de oude gegevens mogelijk te maken zijn voor het huidige onderzoek dezelfde permanente kwadraten gekozen. De ligging van de permanente kwadraten is ingemeten op basis van een raster. Door ontwikkelingen in de vegetatie is het criterium van de homogeniteit van de vegetatieopname daardoor niet in alle gevallen van toepassing. In totaal zijn 57 opnamen gemaakt. De ligging van de opnamen is weergegeven in figuur 2.

3.2.2 Vegetatietypologie

Uit de vegetatieopnamen is met het clusterprogramma TWINSPAN (Hill, 1979) een vegetatietypologie afgeleid. De clusteringmethode volgens TWINSPAN kan alleen worden uitgevoerd met kwalitatieve gegevens (aan- of afwezigheid van een soort). Om bedekkingsverschillen van dezelfde soort ook als differentiërend kenmerk tussen vegetatietypen te kunnen gebruiken, kan elke soort onderverdeeld worden in pseudo-soorten op basis van bedekkingsklassen. Per soort zijn negen pseudo-soorten onderscheiden op basis van bedekkingsklassen. Als grenswaarden zijn hiertoe de bedekkingspercentages van 0, 1, 2, 4, 7, 13, 30, 50 en 70 procent aangehouden. Soorten met een lage bedekking krijgen via deze klasse-indeling een relatief groot gewicht ten opzichte van soorten met een hoge bedekking.

Voor het opstellen van de vegetatietypologie is in de TWINSPAN-procedure aan een aantal soorten meer gewicht toegekend dan aan andere soorten. Het betreft soorten die volgens literatuurgegevens (Westhof en Den Held, 1969; Everts, Grootjans en de Vries, 1980; Jalink, 1987) kenmerkend of differentiërend zijn voor de volgende syntaxonomische eenheden: *Cirsio-Molinietum*, *Molinietalia*, *Caricion davallianae*, *Caricion curto-nigrae*, *Violion caninae* en *Ericion tetralicis*.

3.2.3 Vegetatiekartering

De verbreiding van de vegetatietypen is in het veld gekarteerd. Door het heterogene karakter van de vegetatietypen was het moeilijk criteria aan te leggen op basis waarvan gekarteerd kon worden. Door het dichte netwerk van opnamen zijn de grenzen vooral via interpolatie tussen opnamen tot stand gekomen.

3.2.4 Soortskartering

In tegenstelling van wat in het projectvoorstel is aangegeven, is afgezien van een soortskartering. De geringe terreinoppervlakte in combinatie met een vrijwel steeds aanwezige hoge frequentie van voorkomen en abundantie van indicatorsoorten (Jalink en Jansen, 1989) in het opname-materiaal, maakt een kartering van soorten weinig zinvol.

3.2.5 Selectie permanente kwadraten

Uit het totale opname bestand zijn permanente kwadraten (pq's) geselecteerd. De selectie is gebaseerd op de representativiteit van opnamen voor een vegetatietype. Minimaal werden per vegetatietype 4 pq's geselecteerd. Deze kwadraten werden gebruikt als proefvlak voor het monitoringonderzoek.

3.2.6 Monitoring vegetatieparameters

Met behulp van de pq-gegevens zijn per vegetatietype de presentie en gemiddelde bedekking van de soorten berekend. Op basis van gegevens uit 1991, 1992 en 1993 is een synoptische tabel samengesteld. De tabel werd geanalyseerd op de belangrijkste veranderingen. Aan een aantal soorten die indicatief zijn voor hydrologische factoren (Jalink en Jansen, 1989) werd extra aandacht besteed. Het betreft de soorten die in tabel 1 zijn aangegeven.

Tabel 1 Overzicht van soorten met bijzondere indicatiewaarden voor het pq-onderzoek

Parnassia palustris	**Schoenus nigricans**	**Valeriana dioica**
Carex pulicaris	**Carex hostiana**	**Carex panicea**
Cirsium dissectum	**Juncus acutiflorus**	**Succisa pratensis**
Festuca ovina	**Eriophorum angustifolium**	**Carex nigra**
Salix cinerea	**Ranunculus flammula**	**Lysimachia vulgaris**

Ter oriëntatie zijn op basis van de pq's per vegetatietype gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarden berekend voor zuurgraad, vocht en stikstof. Aan de interpretatie van deze vergelijking is vooralsnog weinig waarde toegekend. De gesignaleerde veranderingen kunnen niet zonder meer worden toegeschreven aan het effect van de genomen maatregelen.

3.3 Resultaten

3.3.1 Vegetatietypologie

De resultaten van de clustering met TWINSPAN leveren vegetatietypen op die over het algemeen vrij heterogeen zijn samengesteld. In aanhangsel 1 is een tabel opgenomen met de verdeling en bedekking van soorten over de verschillende vegetatietypen.

In het zuidwestelijk schraalland komen vegetatietypen voor die vrijwel allemaal tot het *Cirsio-Molinietum* gerekend kunnen worden. Kenmerkend voor deze vegetatietypen is de hoge presentie van de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum*: *Carex pulicaris, Carex hostiana, Carex panicea* en *Cirsium dissectum*. Daarnaast komen veel begeleidende soorten voor die geplaatst kunnen worden in de orde der *Molinietalia*. In het zuidoostelijk schraalland zijn de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* nauwelijks aanwezig. Ook van andere associaties komen vrijwel geen kensoorten voor. Van hogere hiërarchische niveaus komen nog wel een aantal kensoorten voor, zodat over het algemeen sprake is van rompgemeenschappen (Schaminée et al., 1991).

Bij de beschrijving van de vegetatietypen is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij de typologie volgens Jalink en Jansen (1989). De onderstreepte opnamen zijn als pq geselecteerd en tevens bemonsterd voor het bodemchemisch onderzoek. Cursief

gedrukte nummers betreffen opnamen die een overgang vormen naar andere typen, maar om wille van de kartering bij het type zijn ingedeeld.

A. Cirsio-Molinietum parnassietosum v. met Festuca ovina (131,102,108,109,110, 133,134,*107*)
In dit type zijn *Carex pulicaris, Carex hostiana, Carex panicea* en *Cirsium dissectum* constant aanwezig. De beide eerste soorten komen met een gelijke bedekking voor, die tesamen tenminste 10% bedraagt. *Valeriana dioica* en *Parnassia palustris* zijn tot dit type beperkt. Deze twee soorten zijn kensoorten van het *Caricion davallianae* en kunnen als differentiërende soorten voor de subassociatie worden beschouwd. Buiten het opnamemateriaal komt op een enkele plek *Schoenus nigricans* voor. *Carex pulicaris,* ook wel als kensoort van het *Caricion davallianae* beschouwd, vindt binnen het opnamemateriaal zijn optimum in dit type. Binnen het type komen een aantal constante soorten voor die thuishoren in het *Violion caninae: Festuca ovina, Danthonia decumbens* en *Luzula multiflora*. Beide eerste soorten hebben tesamen een bedekking van tenminste 30%. De hoge bedekking van deze soorten wijst erop dat het vegetatietype zich ontwikkelt in de richting van het *Violion caninae*.

B. Cirsio-Molinietum nardetosum (111,112,119,218)
In dit type zijn de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* frequent aanwezig. De bedekking van *Carex pulicaris* en *Carex hostiana* is aanzienlijk geringer (< 5%) dan in het vorige type. *Festuca ovina* en *Danthonia decumbens* zijn constante soorten en hebben tesamen een bedekking van tenminste 30%. In combinatie met de bescheiden bedekking van de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* wijst dit op een belangrijke invloed van het *Violion caninae* in dit type (Sissingh, 1978 in: Everts, Grootjans en de Vries, 1980).

C. Cirsio-Molinietum typicum v. met Luzula multiflora (101,113,117,118,122,123, 130).
In dit type komt alleen *Cirsium dissectum* als kensoort van het *Cirsio-Molinietum* constant voor. Plaatselijk heeft deze soort een hoge bedekking. *Carex hostiana* en *Carex pulicaris* komen frequent voor maar hebben beide een geringe bedekking. In dit type zijn *Luzula multiflora* en *Erica tetralix* differentiërend t.o.v. het vorige type. Tesamen met het frequent voorkomen van enkele andere soorten van het *Violion caninae (Festuca ovina, Danthonia decumbens, Potentilla erecta)*, wijst dit op een overgang van dit type naar het *Cirsio-Molinietum nardetosum*. In dit type komen *Sphagnaceae* frequent voor met een hoge bedekking.

D. Cirsio-Molinietum typicum (105,106,114,115,116,121,124,129)
In dit type komen de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* constant voor. De combinatie van *Cirsium dissectum* en *Juncus conglomeratus* is differentiërend voor dit vegetatietype. Van deze soorten vindt *Cirsium dissectum* zijn optimum in dit type. *Cirsium dissectum* heeft plaatselijk een bedekking van meer dan 30%. *Carex hostiana* heeft een bedekking van tenminste 10%, terwijl *Carex pulicaris* een bedekking van minder dan 5% heeft.

E. Cirsio-Molinietum peucedanetosum (103,104,125,126,127,128,135,107)
In dit type zijn *Cirsium dissectum* en *Carex panicea* als kensoort van het *Cirsio-Molinietum* constant aanwezig. Plaatselijk kunnen deze soorten een hoge bedekking hebben. *Carex hostiana* en *Carex pulicaris* komen met een lage frequentie en bedekking voor. Differentiërend voor dit type zijn een aantal constante soorten die wijzen op voedselrijkere omstandigheden: *Eupatorium cannabinum, Calamagrostis canescens, Lysimachia vulgaris* (Sissingh, 1978 in: Everts, Grootjans en de Vries, 1980). Van deze soorten heeft *Lysimachia vulgaris* een bedekking van tenminste 7%. In dit type komt *Juncus acutifloris* eveneens met een hoge bedekking voor. Gezamenlijk hebben de laatst genoemde soorten tenminste een bedekking van 15%. Binnen het opname-materiaal vindt *Juncus acutiflorus* in dit type zijn optimum. In tegenstelling tot Jalink en Jansen (1989) wordt dit type echter niet tot het *Juncetum acutiflori* gerekend, omdat de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* frequent in dit type aanwezig zijn.

F. Fragmentair Cirsio-Molinietum peucedanetosum (217,221,212,213,214,219)
Dit type vertegenwoordigt een fragmentair *Cirsio-Molinietum* vanwege het ontbreken van een aantal kensoorten (Schaminée et al., 1991). Van de kensoorten van het *Cirsio-Molinietum* zijn alleen *Carex panicea* en *Cirsium dissectum* met een lage presentie aanwezig. *Carex hostiana* komt incidenteel voor. Kenmerkend is de dominante aanwezigheid van *Agrostis canina* (bedekking >10%) in combinatie met constante soorten als *Lysimachia vulgaris* (bedekking > 7%) en *Peucedanum palustre*. De aanwezigheid van deze ruigtkruiden wijst op een verwantschap met de subassociatie *Cirsio-Molinietum peucedanetosum*. Daarnaast komen in dit type plaatselijk soorten voor die hun optimum in een ander verbond hebben. Zo kan de aanwezigheid van *Carex nigra, Eriophorum angustifolium* en *Carex lasiocarpa* wijzen op een ontwikkeling van dit type in de richting van het *Caricion curto-nigrae*.

G. Rompgemeenschap Junco-Molinion/Violion caninae (202,205,211,220,222)
In dit vegetatietype ontbreken kensoorten op associatieniveau. Kenmerkend voor dit type is een aantal constante soorten van het *Violion caninae (Danthonia decumbens, Potentilla erecta)* in combinatie met *Agrostis canina, Peucedanum palustre* en *Lysimachia vulgaris* die kenmerkend zijn voor het *Junco-Molinion*. De aanwezigheid van *Carex nigra, Carex lasiocarpa* en *Eriophorum angustifolium* kan wijzen op een ontwikkeling in de richting van het *Caricion curto-nigrae*. In de moslaag domineren *Sphagnaceae* (>50%).

H. Fragmentair Nardo-Gentianetum pneumonanthes caricetosum
(203,208,216,223)
Kenmerkend voor dit type is de constante aanwezigheid van *Salix repens* en *Carex nigra* met een hoge bedekking in combinatie met kensoorten van het *Violion caninae: Danthonia decumbens, Potentilla erecta. Erica tetralix* komt slechts incidenteel voor. Buiten het opnamemateriaal komt plaatselijk *Nardus stricta* als kensoort van het *Violion caninae* voor. *Salix repens* wordt door verschillende auteurs (zie Everts, Grootjans en de Vries, 1980) als kensoort van het *Nardo-Gentianetum* beschouwd. Andere kensoorten van deze associatie ontbreken. De aanwezigheid van *Carex nigra* en *Eriophorum angustifolium* wijst op verwantschap met de vochtige subassociatie-*caricetosum*.

I. (Fragmentair) Ericetum tetralicis (201,206,207,209,210,230)
Erica tetralix is een constante soort die kenmerkend is voor het *Ericetum tetralicis*. Hoewel andere kensoorten van het *Ericetum* ontbreken is de zeer dominante aanwezigheid van *Sphagnaceae* (gemiddelde bedekking 75%) doorslaggevend geweest voor toedeling van dit type bij het *Ericetum*. Als begeleidende soorten die kenmerkend zijn voor het *Violion caninae* komen *Potentilla erecta* en *Danthonia decumbens* voor. Daarnaast komen soorten voor die kenmerkend zijn voor het *Caricion curto-nigrae: Carex nigra, Viola palustris* en *Eriophorum angustifolium*.

3.3.2 Verspreiding van vegetatietypen

In figuur 3 is de verspreiding van vegetatietypen over de beide schraalgraslandpercelen weergegeven.

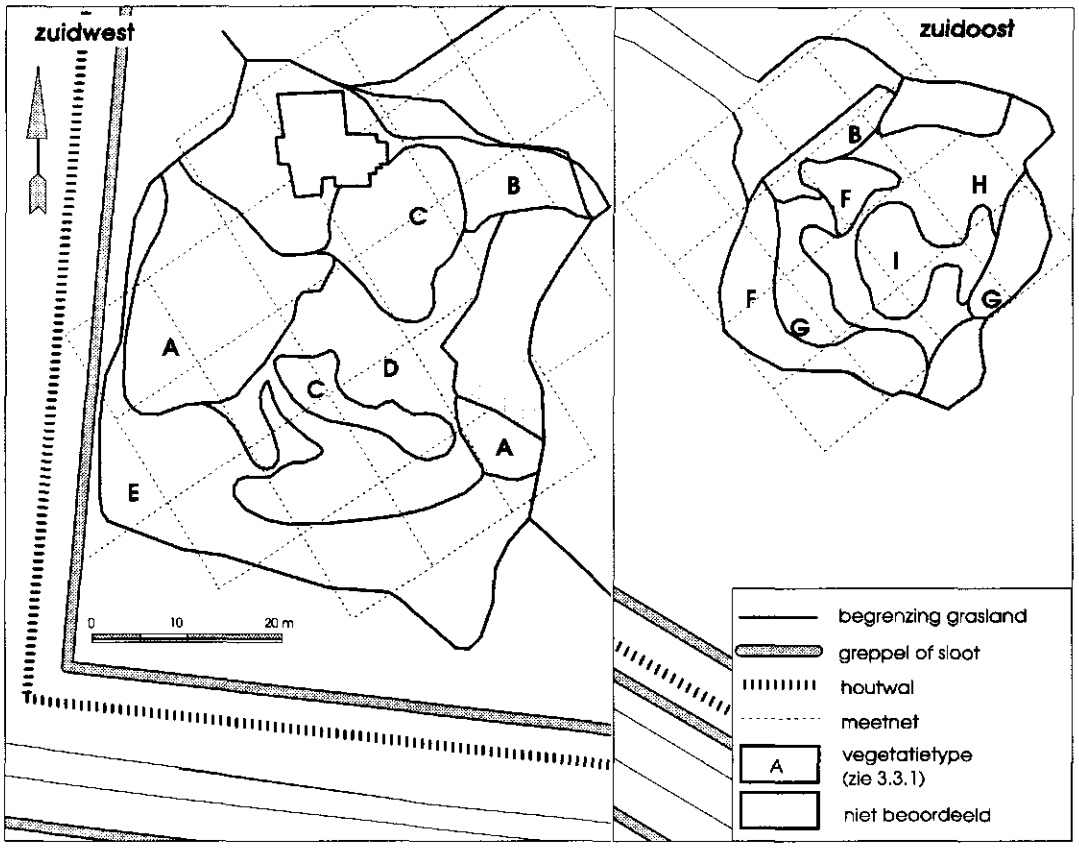

Fig. 3 Verspreiding van vegetatietypen in het zuidwestelijke en zuidoostelijke schraalgrasland

3.3.3 Veranderingen in presentie en bedekking

Aanhangsel 2 geeft de presentie en de gemiddelde bedekking van de soorten per vegetatietype op basis van opnamen in permanente kwadraten vanaf 1991. In alle vegetatietypen treden belangrijke verschuivingen op in bedekking en presentie van soorten. Hieronder volgt een korte beschrijving van de opvallendste veranderingen in aandachtssoorten per vegetatietype.

A. Cirsio-Molinietum parnassietosum v. met Festuca ovina
Van de kensoorten van de associatie nemen *Carex pulicaris* en *Carex hostiana* in bedekking af. *Carex panicea* neemt toe in bedekking. De aspectbepalende soorten uit het *Violion: Festuca ovina* en *Danthonia decumbens* nemen sterk af in bedekking. *Erica tetralix* en *Hydrocotyle vulgaris*, die beide hun optimum hebben in zuurdere en natte milieus, nemen iets toe in bedekking. Van de algemenere soorten nemen *Potentilla erecta, Agrostis canina* en *Peucedanum palustre* toe in bedekking.

B. Cirsio-Molinietum nardetosum
Van de kensoorten van de associatie neemt *Carex panicea* in bedekking toe. Van de soorten die differentiërend zijn voor de subassociatie neemt *Danthonia decumbens* iets af en *Potentilla erecta* toe in bedekking. *Hydrocotyle vulgaris* breidt zich plaatselijk sterk uit.

C. Cirsio-Molinietum typicum v. met Luzula multiflora
Van de kensoorten van de associatie nemen *Carex pulicaris* en *Carex hostiana* in bedekking af. *Carex panicea* en *Cirsium dissectum* breiden zich hier sterk uit. Van de soorten die differentiërend zijn voor natte kalkmijdende vegetaties breidt *Sphagnum* zich uit en neemt *Carex nigra* af in bedekking. Van de soorten die differentiërend zijn voor drogere zure omstandigheden nemen *Danthonia decumbens* en *Potentilla erecta* toe en *Festuca ovina* af in bedekking.

D. Cirsio-Molinietum typicum
Van de kensoorten van de associatie nemen *Carex hostiana, Carex panicea* en *Juncus conglomeratus* in bedekking af. *Sphagnaceae* breiden zich uit. Interessant is de toenemende presentie van *Carex flacca.*

E. Cirsio-Molinietum peucedanetosum
Van de kensoorten van de associatie nemen *Carex pulicaris, Carex panicea* af. *Cirsium disectum* neemt in bedekking toe. Opvallend is dat de *Sphagnaceae* in bedekking afnemen, terwijl de soorten die differentiërend zijn voor de subassociatie (*Agrostis canina, Juncus acutiflorus, Calamagrostis canescens, Eupatorium cannibinum*) in bedekking teruglopen.

F. Fragmentair Cirsio-Molinietum peucedanetosum
Van de kensoorten van de associatie neemt de bedekking van *Carex panicea* toe. *Spagnaceae* breiden zich verder uit. Van de soorten die kenmerkend zijn voor de subassociatie neemt *Lysimachia vulgaris* toe in bedekking, terwijl *Agrostis canina* juist afneemt. Van de soorten die differentiërend zijn voor het *Violion* neemt *Danthonia decumbens* af en *Salix repens* toe in bedekking.

G. Rompgemeenschap Junco-Molinion/Violion caninae
In deze rompgemeenschap nemen *Erica tetralix, Sphagnum spec., Carex panicea, Hydrocotyle vulgaris* en *Eriophorum angustifolium* toe in presentie of bedekking. Deze veranderingen lijken eerder op een herstel in de richting van het *Ericetum* of het *Caricion curto-nigrae* dan naar het *Junco-Molinion.*

H. Fragmentair Nardo-Gentianetum pneumonanthes caricetosum
De soorten uit *Violion* nemen in bedekking verder toe. *Carex nigra* als differentiërende soort van het *Caricion-curt nigrae,* neemt af in bedekking. *Molinia caerulea* neemt sterk toe in bedekking evenals de *Spagnaceae en Erica tetralix.* De toenemende presentie van *Carex panicea* ondersteunt het beeld dat er een herstel gaande is in de richting van het *Violion.*

I. (Fragmentair) Ericetum tetralicis
De sterke uitbreiding van *Erica tetralix, Sphagnum spec., Viola palustris* en *Potentilla erecta,* in combinatie met een teruglopende bedekking van *Molinia caerulea* en *Carex nigra* zou kunnen wijzen op een verder herstel in de richting van het *Ericetum.*

3.3.4 Veranderingen van indicatiewaarden

In figuur 4 is op basis van de soorten in de permanente kwadraten het verloop sinds 1991 van de indicatiewaarden voor zuurgraad, vocht en stikstof per vegetatietype weergegeven. De verschillen tussen de jaren per vegetatietype zijn over het algemeen minimaal en vallen steeds binnen de standaardafwijking. In een aantal gevallen lijken zich enige trends te ontwikkelen, die hieronder kort worden besproken.

In vegetatietype A indiceren de soorten een ontwikkeling naar iets nattere en minder zure omstandigheden. In vegetatietype B is sprake van een ontwikkeling naar minder zure omstandigheden. In vegetatietype C lijken zich iets voedselrijkere, maar zuurdere omstandigheden te ontwikkelen. De omstandigheden in vegetatietypen D en E worden droger, stikstofarmer en zuurder. In vegetatietype F ontstaat een vochtiger en minder zuur milieu. In het vegetatietype H worden de omstandigheden vochtiger en zuurder. Hetzelfde geldt voor vegetatietype I, maar daar ontstaan bovendien voedselrijker omstandigheden.

3.4 Discussie en conclusies

3.4.1 Ontwikkelingen

De resultaten van het vegetatieonderzoek zijn moeilijk te interpreteren. Veranderingen zijn gering, soms met elkaar in tegenspraak en daarom niet geheel waardevrij te beoordelen. De meest objectieve interpretatie kan plaatsvinden door gebruikmaking van de indicatiewaarden.

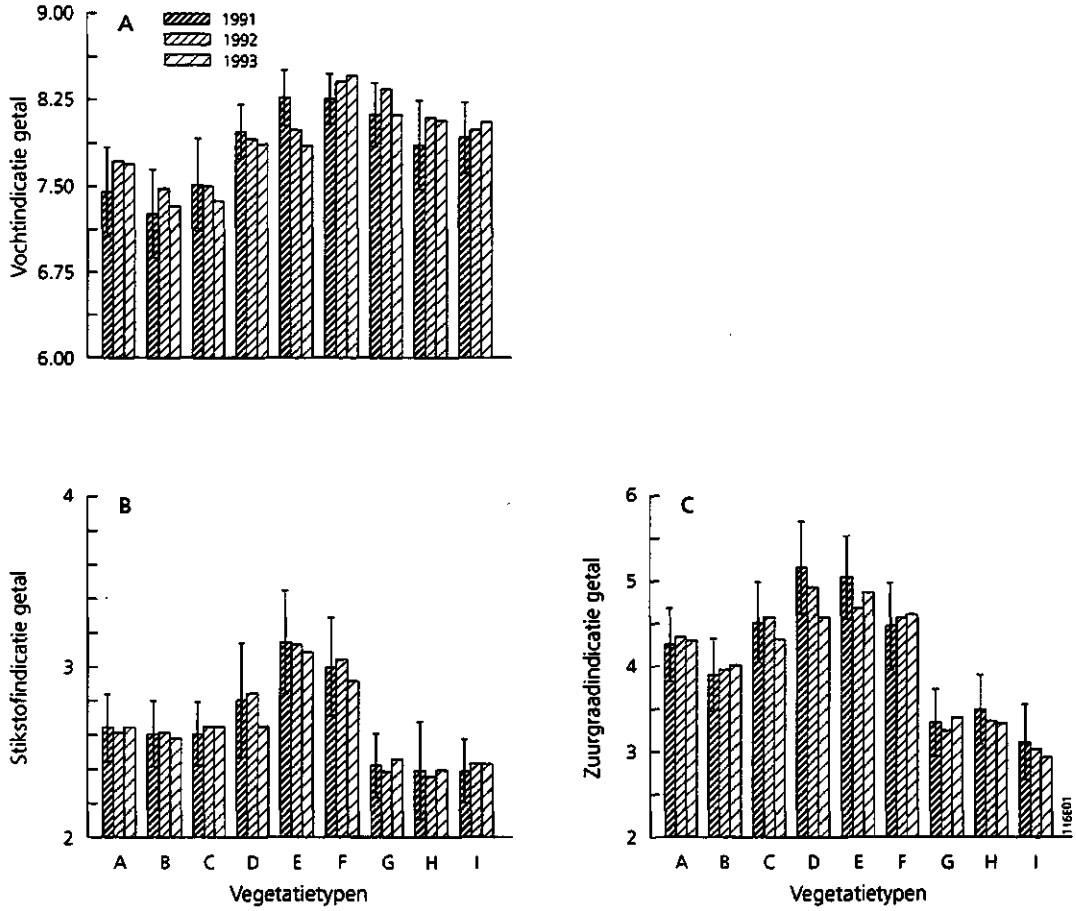

Fig. 4 Verloop van indicatiewaarden van de vegetatietypen voor vocht, stikstof en zuurgraad

Opvallend is dat de oppervlakkige ontwateringsmaatregelen niet of nauwelijks tot verdroging hebben geleid. In het ZO-schraalland indiceert de vegetatie zelfs nattere omstandigheden dan voor de ingreep. Voor vegetatietypen H en I gaat dit gepaard met een indicatie voor zuurder wordende omstandigheden. De nattere omstandigheden lijken daardoor eerder samen te hangen met een toegenomen invloed van regenwater dan van grondwater. De voortgaande verzuring in de vegetatietypen H en I is geen ongewenste ontwikkeling, omdat het daar fragmentair aanwezige *Ericetum* zuurminnend is. Voor vegetatietype F (fragmentair *Cirsio-Molinietum*) gaat vernatting gepaard met een vermindering van de zuurindicatie. Dit zou in verband kunnen worden gebracht met een toegenomen invloed van grondwater als gevolg van het afvoeren van regenwater ter plekke. Dit zou erop kunnen wijzen dat begreppeling in dit deel van het terrein tot een gewenst effect leidt. Uit de veranderingen in de soortsamenstelling lijkt de ontwikkeling van de vegetatietypen zich zeker niet te verslechteren.

In het ZW-schraalland indiceert de vegetatie van de typen D en E op een ontwikkeling naar minder vochtige en zuurdere omstandigheden. Deze vegetatietypen liggen iets hoger t.o.v. NAP dan vegetatietype A, waar juist nattere en iets minder

zure omstandigheden zich lijken te ontwikkelen. De begreppeling aan de west- en zuidrand van dit schraalland had tot doel het neerslagoverschot te kunnen afvoeren wat 's winters ter plaatse van type A tot inundaties leidde. De maatregel lijkt tot een versterkte invloed van grondwater te leiden. Vegetatiekundig lijkt zich dit te uiten in het verdwijnen van soorten die indicatief zijn voor het *Violion*. Dit gaat mogelijk ten koste van een lichte ontwatering en verzuring van de hogere terreindelen. In vegetatietype B lijkt ook een toenemende invloed van grondwater op te treden.

3.4.2 Conclusie

Op basis van vegetatiekundig onderzoek zijn geen significante veranderingen geconstateerd sinds de ingreep. Conclusies over de effectiviteit van de maatregelen zijn nog niet te trekken. Wel lijken zich enige trends te ontwikkelen die wijzen op een toenemende invloed van basenrijk grondwater op plaatsen waar greppels werden gegraven om de invloed van basenarm regenwater terug te dringen. Belangrijk is te constateren dat buiten de directe invloedssfeer van de greppels de verzuring van de bodem, althans op basis van vegetatiekundige indicaties, voortschrijdt.

4 Bodemgeografisch onderzoek

4.1 Inleiding

Het bodemgeografisch onderzoek bestaat uit de vastlegging van de uitgangssituatie en het monitoren van de bodemchemische veranderingen als gevolg van de maatregelen. Vóórdat in Groot-Zandbrink de effectgerichte maatregelen uitgevoerd werden hebben wij in 1991 de uitgangssituatie vastgelegd om in de komende jaren de effecten van de maatregelen op bodemvariabelen te kunnen vaststellen. Tevens kan hierdoor een indruk verkregen worden van de ruimtelijke variabiliteit van de profielopbouw, grondwaterstandsverloop en de bodemchemische eigenschappen. In 1992 en 1993 is de bemonstering van de bodem herhaald, om mogelijke veranderingen te kunnen vaststellen.

Er zijn profielbeschrijvingen gemaakt en bodemmonsters genomen. In de profielbeschrijvingen zijn schattingen gedaan van de textuur, gehalte aan organische stof en het grondwaterstandsverloop (par. 4.2.1, 4.3.1 en 4.3.2), aan de bodemmonsters zijn vooral chemische bepalingen gedaan (par. 4.2.3 en 4.3.3).

Tijdens het bodemgeografisch onderzoek zijn met de waarnemingen aan de bodemprofielmonsters schattingen gedaan over het grondwaterstandsverloop, waardoor de verbreiding van grondwatertrappen in kaart gebracht kon worden. In hoofdstuk 5 wordt uitgebreider ingegaan op de kwantitatieve en kwalitatieve aspecten van het grondwater via metingen in grondwaterstandsbuizen en aan de hand van monsters.

Het minerale deel van het profiel zal als gevolg van de maatregelen geen veranderingen ondergaan. Variatie in de textuur zou eventueel wel van invloed kunnen zijn op de effecten van de maatregelen op andere bodemeigenschappen en op de vegetatie. Daarom is de textuur geschat bij het opstellen van de profielbeschrijvingen.

De profielbeschrijvingen zijn gemaakt in maart en april 1991 (par. 4.2.1).

De eerste serie bodemmonsters is genomen in april 1991. In december 1991 is nog een aantal aanvullende monsters genomen bij pq's die pas in tweede instantie zijn aangelegd (par. 4.2.2). De tweede en derde serie bodemmonsters zijn genomen in de maanden mei-juni van 1992 en 1993.

Aan de hand van de profielbeschrijvingen is de variatie in profielopbouw binnen de graslandjes onderzocht (par. 4.3.1). De analyseresultaten van de bodemmonsters uit 1991 zijn gebruikt om de variatie van de eigenschappen van de Ah-horizont binnen de graslandjes en tussen de onderscheiden vegetatietypen te onderzoeken (par. 4.2.5 en 4.3.4). De mogelijke veranderingen als gevolg van de maatregelen zijn onderzocht door vergelijking van de analyseresultaten van de drie jaren (par. 4.2.5 en 4.3.5).

Eind april 1991 is, na een periode met veel neerslag de verbreiding van plassen in kaart gebracht (fig. 1 en par. 4.3). Mede aan de hand van deze kaarten heeft de praktische invulling van de effectgerichte maatregelen plaatsgevonden.

4.2 Methoden

Tijdens het bodemgeografisch onderzoek zijn profielbeschrijvingen gemaakt en bodemmonsters genomen. Informatie die verkregen is uit de analyse van de bodemmonsters (o.a. % lutum en % organische stof) en door waarnemingen tijdens de monstername (o.a. dikte Ah-horizont) geeft een verfijning van de informatie die uit de profielbeschrijvingen verkregen is.

4.2.1 Bodemprofielbeschrijvingen en grondwatertrappen

Voor het opstellen van de profielbeschrijvingen zijn met een grondboor bodemprofielmonsters genomen tot een diepte die varieerde van 100 tot 180 cm - mv. Om de verstoring tot een minimum te beperken, werd een deel van de bodemprofielmonsters genomen in maart 1991 tijdens het plaatsen van grondwaterstandsbuizen en keramische cupjes ten behoeve van het nemen van grondwatermonsters (par. 5.2). De overige bodemprofielmonsters zijn genomen tijdens de monstername in april 1991. De bodemprofielmonsters zijn zoveel mogelijk genomen bij permanente kwadraten waar ook een bodemmonster genomen is zodat een verband gelegd kan worden tussen profielbeschrijving en analyseresultaten (par. 4.2.2). Om de verstoring tot een minimum te beperken is niet binnen elk vegetatietype een bodemprofielmonster genomen. Omdat variatie in de ondergrond naar verwachting niet erg groot zou zijn was dit ook niet nodig. De variatie in de bovengrond (Ah-horizont) moet tot uiting komen bij de bemonstering van de permanente kwadraten.

In het zuidwestelijke schraallandje zijn 6 profielbeschrijvingen gemaakt, in het zuidoostelijke schraallandje 5. De locaties van de profielbeschrijvingen zijn weergegeven in figuur 5.

Van de bodemprofielmonsters zijn profielbeschrijvingen gemaakt waarbij de volgende variabelen werden geschat of gemeten:
- profielopbouw (als resultaat van de geogenese en bodemvorming);
- dikte van de horizonten;
- textuur van de horizonten (leemgehalte en de zandgrofheid) en/of de aard van de veensoort;
- organische-stofgehalte van de horizonten;
- bewortelbare diepte;
- gemiddeld hoogste wintergrondwaterstand (GHG) en gemiddeld laagste zomergrondwaterstand (GLG).

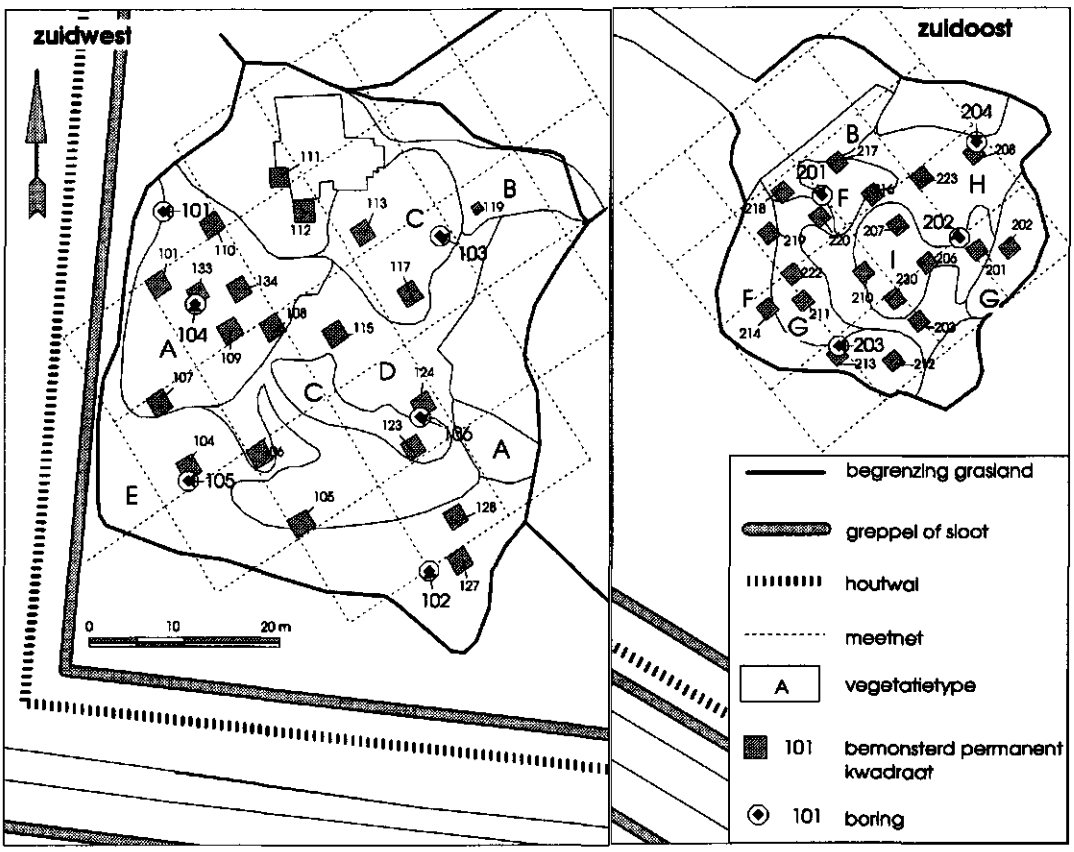

Fig. 5 Locaties van de profielbeschrijvingen en bemonsterde permanente kwadraten binnen de vegetatietypen

Aan de hand van deze variabelen zijn de bodemprofielen gedetermineerd volgens De Bakker en Schelling (1989) en is de grondwatertrap vastgesteld (Locher en De Bakker, 1990; De Vries en Van Wallenburg, 1990).

Schattingen aan organische stofgehalte van de Ah-horizont konden getoetst worden aan de analyseresultaten van de bodemmonsters. De geschatte GHG en GLG zijn vergeleken met metingen in de grondwaterstandsbuizen (par. 5.3.1).

Door combinatie van de geschatte GHG- en GLG-waarden met een gedetailleerde hoogtelijnenkaart die in het kader van eerder onderzoek is vervaardigd (Jansen en Kemmers, 1980) kon de verbreiding van de grondwatertrappen in kaart worden gebracht (fig. 7).

4.2.2 Bodembemonsteringsstrategie

Het doel van de bodembemonstering is een beeld te krijgen van de ruimtelijke verschillen voor een aantal variabelen tussen de vegetatietypen en de temporele verschillen binnen de vegetatietypen, als gevolg van de maatregelen. Uitgangspunt

voor de bodembemonstering zijn de aanwezige vegetatiepatronen geweest. Binnen elk vegetatietype zijn jaarlijks vier of vijf bodemmonsters genomen. De ruimtelijke verschillen zijn onderzocht op basis van de eerste bemonsteringsronde in 1991, de temporele verschillen op basis van de bemonstering in de drie onderzoeksjaren.

Het aantal monsters dat nodig is om een uitspraak te kunnen doen over de variatie van een variabele tussen de verschillende vegetatietypen is afhankelijk van de te verwachten variatie binnen de typen en de mate van verschil die men wil onderscheiden (Oude Voshaar, 1991). Dit zal per variabele verschillen. In verband met de kosten en het destructieve karakter van de bemonstering is het aantal monsters beperkt gehouden. De opzet was om per onderscheiden vegetatietype 4 permanente kwadraten te bemonsteren. De verwachting was dat hierbij de belangrijkste verschillen wel tot uiting zouden komen.

Daar de bemonstering bij voorkeur in de voorjaarsperiode dient te geschieden en er in het voorjaar van 1991 nog geen actuele vegetatiekaart beschikbaar was, is bij de keuze van de te bemonsteren permanente kwadraten gebruik gemaakt van vegetatieopnamen die in de tachtiger jaren verricht zijn en waar reeds een vegetatietypologie op gebaseerd was (Kemmers en Jansen, 1980; Jalink en Jansen, 1989). Hierbij werden 8 vegetatietypen onderscheiden op subassociatieniveau. Binnen elk van die vegetatietypen werden 4 opnameplekken geselecteerd, die als beste vertegenwoordiger van dat type konden worden beschouwd. Op deze wijze zijn in eerste instantie 32 permanente kwadraten geselecteerd voor bemonstering.

Bij de vegetatietypologie die op basis van de vegetatieopnamen van juni 1991 opgesteld is, zijn 9 vegetatietypen onderscheiden (zie hoofdstuk 3). Door veranderingen die in de vegetatiesamenstelling zijn opgetreden sinds de opnamen van 1984, bleek een aantal permanente kwadraten tot een ander vegetatietype gerekend te moeten worden dan voorheen. Als gevolg hiervan was het aantal bemonsterde permanente kwadraten niet meer gelijk verdeeld over de onderscheiden vegetatietypen. Binnen één vegetatietype (B) bleken zelfs helemaal geen permanente kwadraten bemonsterd te zijn. Twee bemonsterde permanente kwadraten (120 en 204) konden niet op een bevredigende wijze bij een type worden ondergebracht. Deze zijn bij de verdere verwerking buiten beschouwing gelaten.

Om toch in elk vegetatietype minimaal over 4 bemonsterde permanente kwadraten te kunnen beschikken, is in december 1991 een 9-tal permanente kwadraten extra bemonsterd. Zeven van deze permanente kwadraten waren al eerder ingesteld en zijn dus ook gebruikt bij het opstellen van de vegetatietypologie. Binnen de vegetatietypen waar in eerste instantie minder dan vier permanente kwadraten bemonsterd waren, zijn aanvullende permanente kwadraten geselecteerd die een goede beschrijving geven van het betreffende vegetatietype. Voor de vegetatietypen G en H bleek het niet mogelijk binnen de bestaande permanente kwadraten voldoende representatieve permanente kwadraten te vinden. Hiervoor zijn twee nieuwe permanente kwadraten ingesteld, waarvan in 1991 dus geen vegetatieopname gemaakt is (pq nr. 222 en 223). Permanent kwadraat 101 ligt in een vlak van vegetatietype A, maar hoort qua soortensamenstelling bij vegetatietype C. Het betreft een klein vlakje van dit vegetatietype van enkele meters doorsnede, dat te klein is om apart weer te geven.

Het permanente kwadraat nr 107 komt, zowel in ruimtelijke als in plantensociologische zin, voor op de overgang van vegetatietype A naar vegetatietype E. In eerste instantie was het ingedeeld bij vegetatietype A, maar uiteindelijk hebben we het ingedeeld bij vegetatietype E. In tabel 2 hebben we de uiteindelijke verdeling van de bemonsterde permanente kwadraten over de vegetatietypen weergegeven, waarbij de permanente kwadraten die in december 1991 aanvullend bemonsterd zijn *cursief* zijn weergegeven.

Tabel 2 ***Verdeling van bemonsterde permanente kwadraten over de vegetatietypen. (In verband met verwijzingen worden de vegetatietypen aangeduid met de letters A t/m I; aanvullend bemonsterde pq's staan cursief)***

Type	Omschrijving	bemonsterde pq's	aantal bemonsterde pq's
A	Cirsio-Molinietum parnassietosum v. met Festuca ovina	108, 109, 110, 133, 134	5
B	Cirsio-Molinietum nardetosum	*111, 112, 119, 218*	4
C	Cirsio-Molinietum typicum v. met Luzula multiflora	101, 113, *117, 123*	4
D	Cirsio-Molinietum typicum	105, 106, 115, 124	4
E	Cirsio-Molinietum peucedanetosum	104, 107, 127, 128	4
F	Fragmentair Cirsio-Molinietum peucedanetosum	212, 213, 214, 217, 219	5
G	Rompgemeenschap Junco-Molinion/Violion caninae	*202,* 211, 220, *222*	4
H	Fragmentair Nardo-Gentianetum pneumonanthes caricetosum	203, 208, 216, *223*	4
I	Fragmentair Ericetum tetralicis	201, 206, 207, 210, 230	5

In totaal zijn dus 39 permanente kwadraten bij de analyse betrokken. De verdeling van het aantal bemonsterde permanente kwadraten over de vegetatietypen is nu vrij homogeen. In figuur 5 zijn de locaties van de bemonsterde permanente kwadraten weergegeven.

De monsters zijn genomen door nabij elk van de vier hoekpunten van het te bemonsteren pq een monster te steken met behulp van een humushapper. Met dit apparaat kan een rechthoekige bodemkolom gestoken worden tot ca. 0,5 m - mv. Door de minimale verstoring van het profiel kan hier zeer nauwkeurig de juiste laag mee bemonsterd worden. Van elke steek is het materiaal van de Ah-horizont verzameld en gemengd tot één mengmonster per pq. De rest van het profiel kon hierna weer teruggeplaatst worden in het gat, waardoor er vrijwel geen sporen van de bemonstering zijn achtergebleven.

Tijdens de bemonstering is ook een gedetailleerde beschrijving gemaakt van het gestoken profiel. Hierbij werd van elke steek de dikte van de Ah-horizont genoteerd. Hieruit is de gemiddelde dikte per pq bepaald. Bij de verwerking is van dit gegeven gebruik gemaakt om de voorraden van verschillende stoffen te kunnen bepalen. In het rapport 'Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden' (Van Delft, 1994) zijn deze profielbeschrijvingen opgenomen, samen met de profielbeschrijvingen in 12 andere referentie-terreinen van het EGM-onderzoek.

Uit een gedetailleerde hoogtelijnenkaart die in het kader van een eerder onderzoek is vervaardigd (Jansen en Kemmers, 1980) zijn de hoogtes van de permanente kwadraten ten opzichte van NAP afgeleid. Dit is een belangrijk gegeven, omdat een aantal bodemkenmerken (zoals Ca^{2+}-bezetting) afhankelijk zijn van de relatieve maaiveldshoogte.

Om de bodemchemische veranderingen als gevolg van de maatregelen te kunnen vaststellen zijn dezelfde permanente kwadraten in 1992 en 1993 weer bemonsterd volgens dezelfde methode als in 1991.

4.2.3 Analyse van de bodemmonsters

De monsters zijn door het Bedrijfslaboratorium in Oosterbeek volgens standaardmethoden geanalyseerd op de volgende parameters:
- pH-H_2O, pH-KCl, vochtgehalte (luchtdroog), A-cijfer (stoofdroog), % organische stof, C elementair, N-totaal, P_2O_5 met oxydatie (= P-totaal), P_2O_5 zonder oxydatie (≈ P-anorganisch), P_w-getal, % $CaCO_3$;
- Kationwaarde (alleen in 1991 en 1992), H-bezetting, Ca^{2+}-, Mg^{2+}-, K^+-, Na^+-, en NH_4^+-uitwisselbaar;
- lutum.

De analyseresultaten zijn opgenomen in aanhangsel 3.

4.2.4 Bewerking van de analyseresultaten

Op de analyseresultaten is een aantal bewerkingen uitgevoerd. Hieronder volgt een beschrijving van de bewerkingen.

Potentiële kationen uitwisselingscapaciteit (CEC) en calciumverzadiging
Uit regressieonderzoek op een groot aantal monsters uit de bodemlaag van 0 - 10 cm - mv. afkomstig van verschillende standplaatstypen in natuurterreinen kan worden geconcludeerd dat de fosfaatconcentratie in het bodemvocht op een laag niveau gebufferd kan worden door een hoge calciumverzadiging van het adsorptiecomplex (Kemmers, 1990). Deze calciumverzadiging wordt bepaald door het quotiënt van Ca^{2+}-uitwisselbaar en de CEC. De CEC is bepaald bij pH = 8,2. Deze laatste waarde geeft een optimale zuurgraad weer, waarbij het potentiële aantal bindingsplaatsen

benaderd wordt dat onder sterk reducerende (natte) lithotrofe omstandigheden beschikbaar is (Kemmers, 1990; Buckman en Brady, 1969). Deze CEC-bepaling is gebaseerd op het concept dat uittredend kwelwater in die mate verzadigd kan zijn met Ca^{2+} en HCO_3^-, dat secundaire precipitatie van kalk aan het maaiveld kan optreden. De zuurgraad die onder dergelijke potentiële omstandigheden bereikt kan worden neemt een waarde van ca. pH = 8 aan.

Om de calciumverzadiging te bepalen is eerst de CEC bij pH = 8,2 bepaald. Dit is de som van alle gehaltes aan uitwisselbare kationen ($H^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+ + NH_4^+$). Vervolgens is de calciumverzadiging berekend uit het quotiënt van Ca^{2+} en de CEC bij pH = 8,2.

Dichtheid van de grond

Voor het bepalen van de voorraden van verschillende nutriënten in de grond is het nodig de dichtheid van de grond te weten, omdat de variabelen waar voorraden van bepaald moeten worden deels uitgedrukt zijn in gewichtsprocenten. Verder is de dichtheid van belang voor het bepalen van de hoeveelheid aan de grond geadsorbeerd fosfaat.

De dichtheid (Bulk Density) is afgeleid uit het natuurlijke logaritme van het organische stofgehalte volgens vergelijking (1) (Kemmers, ongepubliceerde gegevens).

$$BD = 1{,}507 - 0{,}312 \cdot LN\ (\text{Organischestof-gehalte}) \qquad (1)$$

waarin:
BD = dichtheid van de grond (kg/dm^3).
LN = natuurlijk logaritme

Fosfaat

Om de fosfaatgehaltes te beschrijven zijn 3 verschillende analyses uitgevoerd:

P_2O_5 met oxydatie	Hiermee wordt de totale hoeveelheid fosfaat bepaald. Het wordt uitgedrukt in mg P_2O_5/100 g stoofdroge grond.
P_2O_5 zonder oxydatie	Hiermee wordt anorganisch fosfaat bepaald. Het wordt ook uitgedrukt in mg P_2O_5/100 g stoofdroge grond.
P_w-getal	Hiermee wordt het gehalte aan in water opgelost anorganisch fosfaat bepaald, uitgedrukt in mg P_2O_5/l grond.

Op deze variabelen is een aantal verschillende bewerkingen uitgevoerd.

<u>Omrekenen van mg P_2O_5/100 g naar massaprocenten P</u>

Allereerst zijn de gehaltes fosfaat met en zonder oxydatie omgerekend naar massaprocenten. Hierbij is gebruik gemaakt van de atoomgewichten van P en O volgens vergelijking (2).

$$P = P_2O_5 \cdot \frac{2 \cdot 31 \cdot 0{,}001}{2 \cdot 31 + 5 \cdot 16} \qquad (2)$$

waarin:
P = fosforgehalte van de stoofdroge grond (massaprocenten P)
P_2O_5 = fosfaatgehalte van de stoofdroge grond (mg P_2O_5/100 g)
31 = atoomgewicht P
16 = atoomgewicht O

Bepalen van het gehalte aan organische fosfor (P_{org}) in gr/100 gr
Het verschil tussen P met oxydatie en P zonder oxydatie (omgerekend volgens vergelijking (2)) is als maatgevend beschouwd voor het gehalte aan organisch fosfor.

Bepalen van het gehalte aan geadsorbeerde fosfor (P_{ads}) in Mol P/m^3 grond
Hierbij is uitgegaan van het fosforgehalte met oxydatie en de dichtheid van de grond (vergelijking (3)).

$$P_{ads} = \frac{P_{-ox} \cdot BD \cdot 100}{31} \qquad (3)$$

waarin:
P_{ads} = geadsorbeerde fosfor (Mol P/m^3 grond).
P_{-ox} = fosfor zonder oxydatie (massaprocenten P)
BD = dichtheid van de grond (kg/dm^3 grond)

Bepalen van concentratie H_2PO_4 in het bodemvocht
De concentratie H_2PO_4 in het bodemvocht is afgeleid uit het P_w-getal volgens vergelijking (4).

$$H_2PO_4 = a_1 \cdot a_2 \cdot P_w \qquad (4)$$

waarin:
H_2PO_4 = concentratie H_2PO_4 in het bodemvocht in Mol P/m^3 vocht
a_1 = 0,06 = omrekeningsfactor van mg P_2O_5/l grond naar mg P_2O_5/l water
a_2 = 0,0141 = omrekeningsfactor van mg P_2O_5/l water naar Mol P/m^3 vocht
P_w = water extraheerbaar fosfaat (mg P_2O_5/l grond)

C/N en C/P-verhoudingen
Als indicatie voor de trofiegraad van de organische stof zijn C/N en C/P-verhoudingen bepaald. C-elementair en N-totaal zijn geanalyseerd (aanhangsel 3). Hieruit is de C/N-verhouding bepaald. Voor het bepalen van de C/P-verhouding is gebruik gemaakt van het gehalte aan organisch fosfor (P_{org}) zoals dat bepaald is uit P met- en P zonder oxydatie.

Voorraden nutriënten
Bij de analyses zijn gehaltes aan nutriënten bepaald. Voor het bepalen van de trofiegraad van een standplaats zijn ook de voorraden van deze nutriënten van grote betekenis. De monsters zijn genomen van de Ah-horizont, waarin het overgrote deel van de nutriënten is opgeslagen. Omdat de dikte en de dichtheid van de Ah-horizont bekend zijn, kan hieruit de massa per m^2 bepaald worden volgens vergelijking (5).

$$\text{Massa} = BD \cdot Ah \cdot 10 \qquad (5)$$

waarin:

Massa = massa van de Ah-horizont (kg/m^2)
BD = dichtheid van de Ah-horizont (kg/dm^3)
Ah = dikte van de Ah-horizont (cm)

Door vermenigvuldiging van de massa (kg/m^2) met de gehaltes (gr/100 gr) en een omrekeningsfactor (10) zijn voorraden berekend in kg/m^2 voor organische stof, N-totaal, C-elementair, P met- en P zonder oxydatie en P_{org} en in meq/m^2 voor de kationen.

Lutumgehalte van de minerale delen
Bij de textuurindeling volgens De Bakker en Schelling (1989) wordt uitgegaan van het lutumgehalte van de minerale delen. In de analyses is het lutumgehalte van de grond, inclusief organische stof bepaald. Om een indicatie te krijgen van het lutumgehalte van de minerale delen is het lutumgehalte omgerekend waarbij het organische stofgehalte afgetrokken is van het totaal.

4.2.5 Statistische analyses

Ruimtelijke verschillen tussen vegetatietypen
Om te bepalen of de vegetatietypen voor de onderzochte variabelen significant van elkaar verschillen is, op basis van de analyseresultaten van 1991, voor elk van de variabelen en van de eventueel afgeleide variabelen (par. 4.2.4) een regressie-berekening uitgevoerd met de vegetatietypen als verklarende (kwalitatieve) variabele (Oude Voshaar, 1991). De berekeningen zijn uitgevoerd met het pakket GENSTAT (Payne et al., 1987). In de uitvoer zijn de gemiddelden en standaardafwijking per vegetatietype en over alle monsters gegeven. Tevens is een F-toets uitgevoerd, waarbij onderzocht is of de variantie tussen de vegetatietypen groter is dan de variantie binnen de vegetatietypen. De verhouding tussen deze varianties wordt de F-waarde genoemd. Naarmate deze groter is, zijn de verschillen tussen de vegetatietypen ook groter. Gezien het aantal monsters en het aantal vegetatietypen is de kritieke waarde voor de F-toets ca. 2,3. Als de F-waarde kleiner is dan deze kritieke waarde, is de variantie binnen de vegetatietypen groter dan die tussen de vegetatietypen en is er dus geen sprake van een significant verschil tussen de vegetatietypen. Om een maat te hebben voor de significantie van de verschillen tussen de vegetatietypen is de overschrijdingskans of P-waarde berekend. Dit is de kleinste onbetrouwbaarheids-drempel, waarbij het resultaat nog net significant is (Oude Voshaar, 1991). In aanhangsel 4 zijn de resultaten van deze berekeningen gegeven voor de variabelen die een sterk of zeer sterk significant verschil tussen vegetatietypen hebben (P-waarde $\leq 0{,}01$). De overige variabelen zijn weggelaten.

Behalve de mate van significantie van de verschillen tussen alle vegetatietypen, zoals die volgt uit de F-waarde en de P-waarde in aanhangsel 4, zijn ook de paarsgewijze verschillen tussen de vegetatietypen onderling van belang. In aanhangsel 4 zijn de gemiddelden per vegetatietype weergegeven, zodat deze waarden vergeleken kunnen worden. De mate van significantie van de paarsgewijze verschillen is hier niet zonder meer uit af te leiden. Deze hangt ook af van het aantal bemonsterde permanente

kwadraten in beide te vergelijken vegetatietypen. Door de Groep Landbouwwiskunde (GLW-DLO) is een GENSTAT-procedure ontworpen waarmee deze paarsgewijze verschillen onderzocht kunnen worden (Oude Voshaar, 1991). De uitvoer geeft naast de paarsgewijze verschillen, ook de standaardafwijkingen en de T-waarden van deze verschillen. Indien de T-waarde groter is dan 2, verschillen de beide vegetatietypen significant van elkaar (5% onbetrouwbaarheidsdrempel). Bij grotere T-waarden is de significantie nog groter. Een grafische weergave van deze verschillen is gegeven in aanhangsel 5. In verband met de leesbaarheid hebben we alleen aangegeven welke paren niet-significant (·), significant (□) of sterk significant (■) van elkaar verschillen. In aanhangsel 5 zijn alleen de variabelen opgenomen die sterk of zeer sterk significant verschillen (P-waarde maximaal 0,01).

Temporele verschillen binnen de vegetatietypen
Om te onderzoeken welke variabelen in de drie bemonsteringsjaren een significante verandering ondergaan hebben is een meervoudige regressieanalyse uitgevoerd, waarbij naast het vegetatietype, ook het bemonsteringsjaar als verklarende variabele is opgegeven. De P-waarde voor de bemonsteringsjaren is bepalend voor de significantie van de veranderingen.

4.3 Resultaten

4.3.1 Bodemprofielen

De beschreven bodemprofielmonsters verschillen onderling weinig. In tabel 3 is een voorbeeld beschreven van een bodemprofiel in het zuidwestelijke graslandje (boring 103). Voor uitgebreide profielbeschrijvingen verwijzen we naar het rapport over humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden (Van Delft, 1994).

Bij alle boringen werd een dunne Ah-horizont aangetroffen die meestal niet dikker is dan 10 à 14 cm in het zuidwestelijke graslandje en 5 à 10 cm in het zuidoostelijke graslandje.

De profielen zijn ontwikkeld in deels fluvioperiglaciaal verspoeld lemig oud dekzand. De bovengronden zijn in het algemeen wat lemiger dan de ondergronden. Als gevolg van de verspoeling verschillen lemigheid en zandgrofheid enigszins van plaats tot plaats en van laag tot laag. Het leemgehalte varieert van 12% tot 25% en de zandgrofheid van 125 tot 170 μm. Ook komen plaatselijk wat grindjes voor.

In enkele boringen is bovenin het profiel een leemlaag van ca. 10 cm dikte aangetroffen. Het voorkomen hiervan lijkt echter zeer lokaal te zijn en is niet goed in kaart te brengen. De leemlaag die in het fluvioperiglaciaal verspoelde zand voorkomt en waarschijnlijk onder grotere delen van het gebied voorkomt (Jansen en Kemmers, 1980) is hier in twee boringen aangetroffen. Het ontbreken ervan in de overige boringen is waarschijnlijk een gevolg van de te geringe boringsdiepte.

Tabel 3 Voorbeeld van profielbeschrijving in het zuidwestelijke graslandje (boring 103)

Eenheid bodemkaart van Nederland	GHG (cm - mv.)	GLG (cm - mv.)	Grondwatertrap	Bewortelbare diepte (cm - mv.)	Maaiveld (cm + NAP)
Zn23 (pZg23)	0	85	IIIa	50	377

Horizontcode	Begindiepte (cm - mv.)	Einddiepte (cm - mv.)	Organische stof (massa-%)	leem (massa-%)	M50 (µm)	Omschrijving
1Ah	0	11	7	25	135	zeer humeus, sterk lemig, zeer fijn zand
1Cg	11	20		18	135	zwak roestig, sterk lemig, zeer fijn zand; Oud dekzand
1Ccg	20	45		18	135	sterk roestig, sterk lemig, zeer fijn zand; Oud dekzand
1Cgr	45	85		22	130	zwak roestig, sterk lemig, zeer fijn zand met reductievlekken; Oud dekzand
1Cr	85	140		17	160	blauwgrijs gereduceerd, sterk lemig, zeer fijn zand met fijne grindjes; Fluvioperiglaciaal verspoeld zand.
2Cr	140	145	30	40		bruin gereduceerde, venige leem met houtresten
3Cr	145	160		14	160	blauwgrijs gereduceerd, zwak lemig, matig fijn zand met fijne grindjes; Fluvioperiglaciaal verspoeld zand

Als de profielbeschrijvingen gedetermineerd worden volgens de indeling van De Bakker en Schelling (1989), worden ze ingedeeld bij de vlakvaaggronden in lemig fijn zand. Qua landschappelijke ligging zou indeling bij de zwarte beekeerdgronden meer voor de hand liggen. De bovengrond die binnen de graslandjes overal dunner dan 15 cm is, voldoet echter niet aan het criterium van een minerale eerdlaag, omdat deze minimaal 15 cm dik dient te zijn[1]. Overigens werden bij enkele niet beschreven boringen in het omliggende bos wèl Ah-horizonten gevonden die aan de eisen van een minerale eerdlaag voldoen. Bij eerder onderzoek (STIBOKA, 1965; Bannink en Pape, 1974; Jansen en Kemmers, 1980) zijn de graslandjes ook bij de beekeerdgronden ingedeeld. Voorlopig lijkt indeling bij de beekeerdgronden dan ook het meest voor de hand te liggen.

De dikte van de Ah-horizont is overigens wel van groot belang. Bij paarsgewijze

[1] De indeling van De Bakker en Schelling (1989) is gebaseerd op agrarisch grondgebruik. Criteria voor toedeling van gronden aan een bodemeenheid is vooralsnog weinig gebaseerd op ecologisch relevante bodemkenmerken.

vergelijking van de verschillen tussen de bodemeigenschappen van de vegetatietypen (par. 4.3.4) blijkt de dikte van de Ah-horizont sterk significant te verschillen. Ook bij het bepalen van de voorraden aan beschikbare nutriënten speelt de dikte van de Ah-horizont samen met de gehaltes aan nutriënten een grote rol (par. 4.2.4). Onderscheid van deze 'beekeerdachtige' gronden naar dikte van de Ah-horizont zou een belangrijk gegeven kunnen zijn in het kader van de 'ecologische bodemtypologie'. In figuur 6 zijn de dikten van de Ah-horizonten in de bemonsterde permanente kwadraten weergegeven, in relatie tot de vegetatietypen.

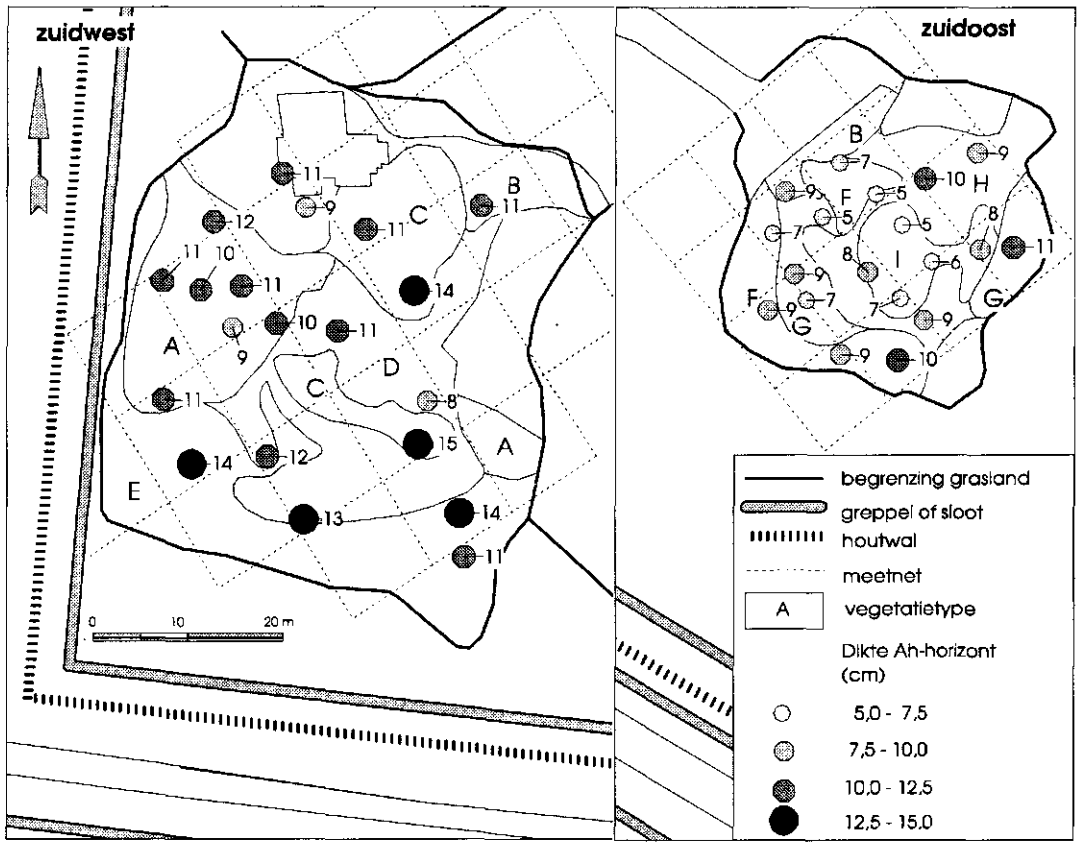

Fig. 6 Dikten van Ah-horizonten in relatie tot de vegetatietypen

De bewortelbare diepte in deze gronden hangt vooral af van de aëratie en daarmee van het grondwaterstandsverloop. Indringingsweerstand en zuurgraad, die ook als beperkend kunnen gelden, zijn dat in deze gronden niet (Van Soesbergen et al., 1986).

De bewortelbare diepte varieert van 40 tot 60 cm - mv. De meeste soorten benutten deze bewortelbare diepte niet geheel. De meeste wortels worden aangetroffen in de Ah-horizont. Wortels die dieper gaan zijn van soorten als Juncus acutiflorus en Phragmites australis die regelmatig tot ca. 50 cm - mv. aangetroffen werden. Wortels van Phragmites australis die door het gebruik van luchtkanalen niet afhankelijk zijn van de bodemaëratie werden ook op grotere diepte nog aangetroffen. In boring 201 zelfs tot 140 cm - mv.

4.3.2 Grondwatertrappen en vochtleverend vermogen

De gemiddeld hoogste wintergrondwaterstand (GHG) is vrijwel overal op 0 geschat. Dit betekent dat in de winter het grondwater vrijwel overal tot aan maaiveld komt. In boring 106 in het zuidwestelijke graslandje en boring 206 in het zuidoostelijke graslandje is een GHG van ca. 5 cm - mv. geschat. Bij waterstanden boven maaiveld (plasvorming) is de GHG ook 0 cm - mv.

Door infiltratie van regenwater treedt verdringing van lithotroof grondwater op. Door verbetering van de oppervlakkige afvoer wordt deze invloed kleiner. In figuur 1 is aangegeven waar eind april 1991 plasvorming optrad. Bij de praktische invulling van de effectgerichte maatregelen is hier gebruik van gemaakt.

De gemiddeld laagste zomergrondwaterstand (GLG) varieert met de maaiveldshoogte. Op grond van veldkenmerken (Locher en De Bakker, 1990) is deze geschat tussen 65 cm - mv. bij boring 104 en 90 cm - mv. bij boring 102, beide in het zuidwestelijke graslandje. Bij vergelijking van de GLG met de maaiveldshoogte, blijkt de GLG in het zuidwestelijke graslandje op ca. 290 cm + NAP te liggen en in het zuidoostelijke graslandje op ca. 310 cm + NAP. Bij grondwaterstandsmetingen in de buizen zijn in de zomers van 1991, 1992 en 1993 diepere standen gemeten. De diepste zomergrondwaterstanden varieerden van 250 - 280 cm + NAP in het zuidwestelijke- en 260 tot 290 in het zuidoostelijke graslandje (par. 5.3.1, fig. 17). Hoewel de GLG berekend wordt over een groter aantal jaren is het aannemelijk dat de GLG in werkelijkheid 1 à 2 dm dieper ligt dan op grond van de veldschattingen is aangenomen.

Op basis van de geschatte GHG en GLG zijn de gronden in te delen in een grondwatertrap (De Vries en Van Wallenburg, 1990). Tabel 4 geeft de indeling in grondwatertrappen weer, voor zover ze binnen de graslandjes onderscheiden zijn. In beide graslandjes komen grondwatertrap IIa en IIIa voor. Als er van uit gegaan wordt dat het GLG-niveau binnen elk van de graslandjes min of meer in één vlak ligt (Jansen en Kemmers, 1980), kan op grond van de hoogtelijnenkaart de verbreiding van de grondwatertrappen weergegeven worden (fig. 7). In het zuidwestelijke graslandje valt de grens tussen grondwatertrap IIa en IIIa ongeveer samen met de hoogtelijn van 370 cm + NAP en in het zuidoostelijke graslandje met de hoogtelijn van 390 cm + NAP.

Tabel 4 Indeling van de grondwatertrappen (naar De Vries en Van Wallenburg, 1990)

Gemiddeld laagste zomergrondwaterstand (GLG; cm - mv.)	Gemiddeld hoogste wintergrondwaterstand (GHG; cm - mv.)	Grondwatertrap
40 - 80	<25	IIa
80 - 120	<25	IIIa

In figuur 7 is de verbreiding van de grondwatertrappen en de plasvorming weergegeven. In het zuidwestelijke graslandje heeft het grootste gedeelte grondwatertrap IIIa, met uitzondering van de laagste delen, die grondwatertrap IIa

hebben. Dit valt min of meer samen met de verbreiding van vegetatietype A (*Cirsio-molinietum parnassietosum* v. met *Festuca ovina*; par. 3.3.1). In het zuidoostelijke graslandje heeft het grootste deel grondwatertrap IIa, met uitzondering van enkele delen aan de noord- en zuidrand. Indien bij nadere bepaling op basis van meerjarige grondwaterstandsmetingen blijkt dat de GLG te ondiep is ingeschat, zal een aanpassing plaats moeten vinden, waarbij de verbreiding van grondwatertrap IIIa zal toenemen, ten koste van grondwatertrap IIa.

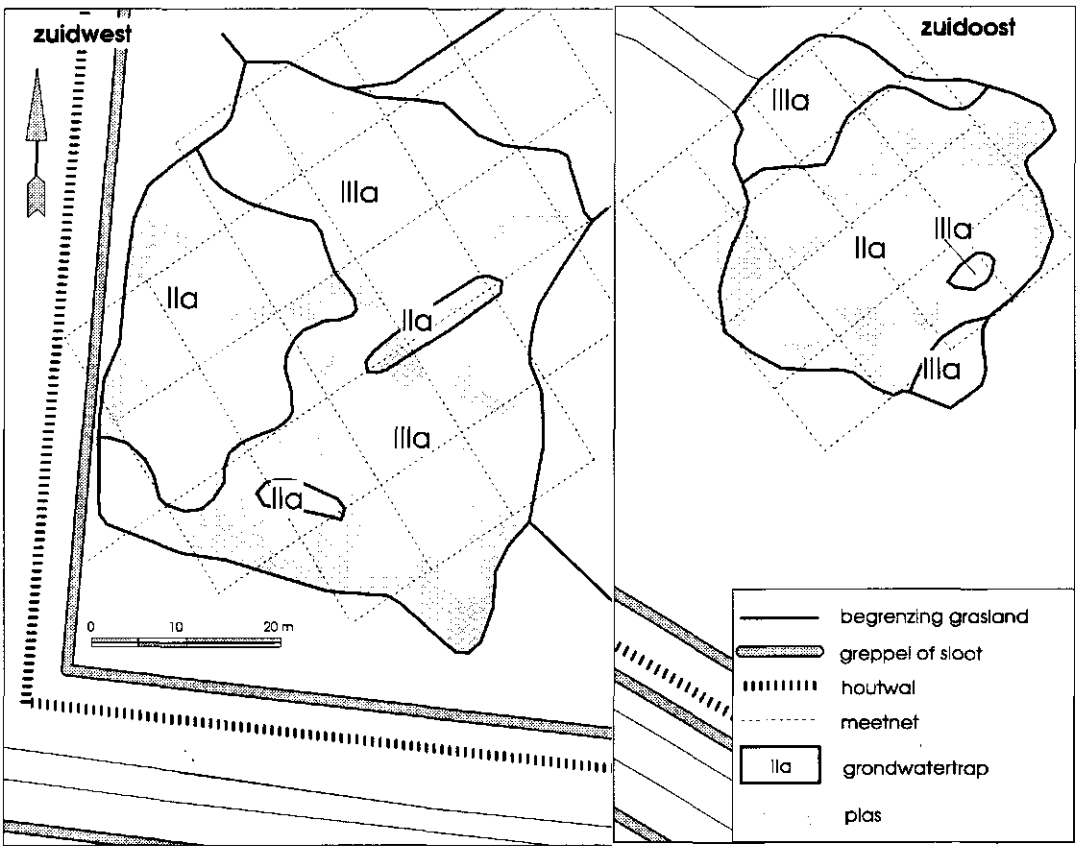

Fig. 7 Grondwatertrappen en verbreiding van plassen (eind april 1991)

Vochtleverend vermogen

Het vochtleverend vermogen van de gronden is o.a. afhankelijk van de gemiddeld laagste grondwaterstand in een 10%-droog jaar en de kritieke stijgafstand van de ondergrond. In de graslandjes is het vochtleverend vermogen overal zeer hoog. Zelfs in droge perioden zal het grondwater zelden veel dieper dan 100 cm - mv. wegzakken. De kritieke stijgafstand in lemig oud dekzand bedraagt 110 - 160 cm (Van Soesbergen et al., 1986; Locher en De Bakker, 1990) en zal dus nooit overschreden worden. Hierdoor zal geen vochttekort optreden. Differentiatie in de vegetatie op grond van vochtleverend vermogen is dus niet te verwachten. Doordat de GHG overal ongeveer gelijk is aan 0, is er ook weinig verschil in ontwateringstoestand. De duur van hoge grondwaterstanden verschilt mogelijk wel, maar dat is niet uit de veldkenmerken af te leiden. Daarvoor zijn overschreidings-duurlijnen nodig (par. 5.3.1, fig. 18).

4.3.3 Chemische en fysische eigenschappen van de bodem

In aanhangsel 3 zijn de analyseresultaten van de monsters, samen met de dikte van de Ah-horizont en de maaiveldhoogte ten opzichte van NAP weergegeven. Om een zinvolle statistische vergelijking van de waarden voor de verschillende vegetatietypen mogelijk te maken is op de analyseresultaten een aantal bewerkingen toegepast die in paragraaf 4.2.4 zijn toegelicht. In paragraaf 4.2.5 is beschreven welke statistische analyses uitgevoerd zijn.

4.3.4 Bodemchemische verschillen tussen vegetatietypen in de uitgangssituatie

De grootste verschillen (hoge F-waarden, lage P-waarden) blijken voor te komen voor de pH-waarden, maaiveldshoogte, calciumverzadiging en de voorraden nutriënten (zie aanhangsel 4 en 5). Tussen pH-waarden, maaiveldshoogte en calciumverzadiging bestaat een sterke intercorrelatie. Een hoge pH-waarde gaat samen met een hoge Ca^{2+}-bezetting en komt voor op de laagste terreindelen. Van belang is te realiseren dat dit mechanisme kan worden begrepen uit de capillaire flux van Ca^{2+}-houdend grondwater naar het maaiveld. Des te lager het maaiveld boven de grondwaterspiegel ligt, des te sterker zal de aanvulling van Ca^{2+}-ionen op het adsorptiecomplex vanuit het grondwater zijn. Ook de dikte van de Ah-horizont en de massa blijken (zeer) sterk significant te verschillen. Dit verklaart ook een deel van de verschillen die voor de voorraden nutriënten gevonden zijn. Deze zijn allen zeer sterk significant. De voorraden H-bezetting en K^{+}-uitwisselbaar verschillen niet voor de verschillende vegetatietypen.

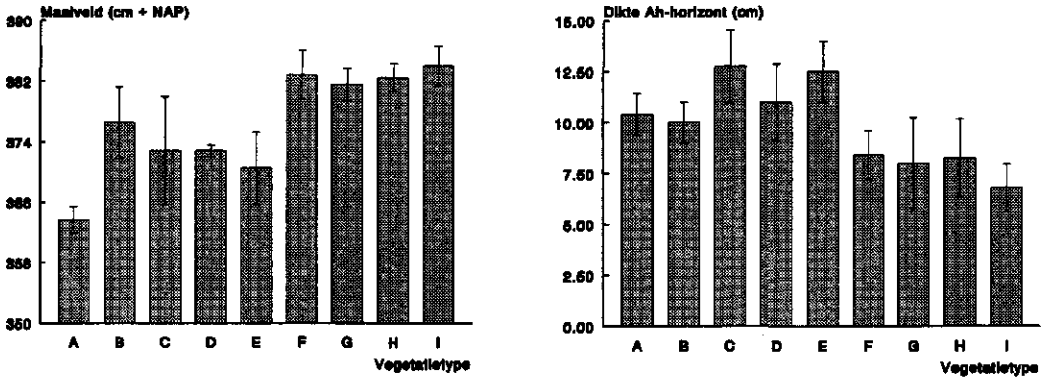

Fig. 8 Gemiddelde en standaardafwijking van de maaiveldhoogte en dikte van de Ah-horizont per vegetatietype

De sterke significantie van de verschillen voor maaiveldshoogte (F = 13,08) is opvallend gezien de kleine onderlinge verschillen in gemiddelde maaiveldshoogte

tussen de vegetatietypen. In figuur 8 is de gemiddelde maaiveldshoogte per vegetatietype weergegeven met de standaardafwijking. Hieruit blijkt dat de verschillen vooral betrekking hebben op de verschillen tussen de beide graslandjes. Vegetatietype A t/m E komen vooral voor in het zuidoostelijk graslandje en F t/m I in het zuidwestelijk graslandje. Bij de vegetatietypen A t/m E zijn de onderlinge verschillen groter dan bij de vegetatietypen uit het zuidoostelijke graslandje. Ook de spreiding binnen deze typen is groter. Voor vegetatietype B wordt deze grote spreiding veroorzaakt doordat één bemonsterd permanent kwadraat in het wat hoger gelegen zuidoostelijk graslandje ligt. De grootste spreiding komt voor bij vegetatietype C. De permanente kwadraten van dit vegetatietype komen verspreid voor over twee vlakken met vegetatietype C en als onzuiverheid in een vlak met vegetatietype A (zie boven).

De verschillen tussen de voorraden hebben in het algemeen een veel grotere significantie dan de gehaltes (factor 2 tot 12). De gehaltes van organische stof, N-totaal, C-elementair, P zonder oxydatie en kationwaarde geven geen verschil, terwijl de voorraden van deze nutriënten een zeer sterk significant verschil te zien geven. De voorraden H-bezetting en K^+-uitwisselbaar vormen hierop een uitzondering. De H-bezetting heeft vooral hoge waarden in het (verzuurde) zuidoostelijk graslandje, waar de dikten van de Ah-horizont veel geringer zijn dan in het zuidwestelijk graslandje. De verschillen die voor de H-bezetting bestaan, worden bij het bepalen van de voorraden teniet gedaan doordat bij lage gehaltes dikke Ah-horizonten voorkomen en bij hoge gehaltes dunne Ah-horizonten. De gehaltes aan K^+-uitwisselbaar zijn in het zuidoostelijk graslandje ook wat hoger, dan in het zuidwestelijke graslandje, maar de verschillen zijn niet significant.

Het P_w-getal en daarvan afgeleid het gehalte H_2PO_4, verschillen beide sterk significant. Geadsorbeerd fosfor (P_{ads}) verschilt significant.

De verschillen voor het vochtgehalte zijn nog net significant en die voor het A-cijfer helemaal niet. Omdat de verschillen in maaiveldshoogte zeer sterk significant zijn, kan geconcludeerd worden dat de vegetatietypen langs een hoogtegradiënt voorkomen.

Hoewel het organische stofgehalte nogal uiteen kan lopen, zijn de verschillen voor de vegetatietypen niet significant. Kennelijk zijn de verschillen binnen de vegetatietypen groter dan de verschillen tussen de vegetatietypen. Ook de berekende C/N en C/P-verhoudingen blijken niet significant te verschillen. Dit geldt ook voor de gehaltes C-elementair en N-totaal. De P-waarde (overschrijdingskans) voor P_{org} is weliswaar zeer sterk significant, maar dit wordt weer teniet gedaan door de hoge P-waarde voor C-elementair.

Paarsgewijze verschillen

De belangrijkste verschillen komen voor tussen vegetatietypen uit de reeks A t/m E enerzijds en F t/m I anderzijds (zie aanhangsel 5). Dit komt ook min of meer overeen met het verschil tussen beide graslandjes (zie figuur 5). De verschillen binnen de graslandjes zijn over het algemeen minder groot. Voor de variabelen die een F-waarde hebben die groter is dan 8 geldt dat vrijwel alle vegetatietypen uit de reeks

A t/m E significant of sterk significant verschillen van vrijwel alle vegetatietypen uit de reeks F t/m I.

De verschillen tussen de vegetatietypen binnen de reeksen A t/m E en F t/m I en dus binnen de beide graslandjes zijn in het algemeen niet significant. Binnen het zuidwestelijke graslandje verschilt vegetatietype E voor een aantal variabelen significant van de andere typen, met name van vegetatietype A. In mindere mate geldt dit ook voor vegetatietype D. Binnen het zuidoostelijke graslandje komen significante verschillen voor tussen de vegetatietypen F en I en van I ten opzichte van F, G en H.

Voor de pH-KCl vinden we ook verschillen tussen de vegetatietype A en E enerzijds en B, C en D anderzijds en van F ten opzichte van G t/m I.

Hoewel de verschillen voor de voorraden Ca^{2+} en Mg^{2+} zeer hoge F-waarden hebben, blijken deze verschillen grotendeels beperkt te zijn tot het verschil tussen beide graslandjes. Dit komt omdat de voorraden nutriënten in sterke mate bepaald worden door de dikte van de Ah-horizont, welke sterk verschilt tussen de graslandjes. In het zuidwestelijke graslandje verschilt vegetatietype E van vegetatietype B voor de voorraden van zowel Ca^{2+} en Mg^{2+} en van vegetatietype A voor de voorraad Mg^{2+}.

De calciumverzadiging verschilt, behalve tussen de graslandjes, binnen het zuidwestelijke graslandje voor de vegetatietypen B en C ten opzichte van A, D en E en binnen het zuidoostelijke graslandje voor vegetatietype I ten opzichte van F en G.

De verschillen in maaiveldshoogte zijn vooral significant tussen de beide graslandjes. Binnen het zuidwestelijke graslandje verschilt vegetatietype A significant van de overige vegetatietypen en E ten opzichte van B. Binnen het zuidoostelijke graslandje komen geen significante verschillen tussen vegetatietypen voor.

Voor de voorraad organische stof en de dikte van de Ah-horizont gaat de conclusie dat de belangrijkste verschillen voorkomen tussen de twee graslandjes niet op voor het vegetatietype B. Voor deze variabelen verschilt vegetatietype B van C, E, G en H.

Voor de voorraden P zonder oxydatie en Na^{+}-uitwisselbaar komen de verschillen vooral voor tussen de vegetatietypen C, D en E ten opzichte van de overige vegetatietypen. De vegetatietypen A en B komen hier kennelijk meer overeen met de vegetatietypen uit het zuidoostelijke graslandje.

Voor de variabelen met een F-waarde die kleiner is dan 6 lijken de verschillen vooral bepaald te worden door één of twee vegetatietypen die significant verschillen van meerdere andere vegetatietypen. Dit geldt met name voor de vegetatietypen B en I ten opzichte van de meeste andere vegetatietypen voor de verschillende fosfaat-waarden.

Fig. 9 Verbreiding van de pH-KCl in 1991 in relatie tot de vegetatietypen

Ruimtelijke spreiding

In figuur 9 en 10 wordt de verbreiding van de pH-KCl en calciumverzadiging in 1991 weergegeven. Op basis van de waarden per monster zijn vlakken samengesteld waarbinnen de waarden binnen bepaalde klassegrenzen vallen (zie de legenda's van figuur 9 en 10). In beide graslandjes is een zekere zonering te onderscheiden. In het zuidwestelijke graslandje nemen de waarden af vanaf de west- en zuidrand naar het noordoosten en in het zuidoostelijke graslandje nemen de waarden af van de noordwestrand in zuidoostelijke richting. Langs de zuidoostrand nemen ze voor de calciumverzadiging weer iets toe. Deze zonering komt min of meer overeen met de hoogtegradiënt (fig. 7 en hoogtelijnen in fig. 16). De stroomlijnen van het grondwater volgen deze gradiënt ook (fig. 20). In de lagere delen van de gradiënt komt het lithotrofe grondwater dichter bij het maaiveld, waardoor een sterkere flux van calciumhoudend water naar de Ah-horizont optreedt. Dit heeft een hogere calciumverzadiging tot gevolg. De hogere calciumverzadiging zorgt voor een betere zuurbuffering, waardoor de zuurgraad ook hoger is.

De beschreven zonering komt ook tot uiting in de verbreiding van de vegetatietypen. De gemiddelde maaiveldshoogte voor de vegetatietypen loopt in het zuidwestelijke graslandje op in de volgorde A, E, C, D, B (fig. 9 en aanhangsel 4). Vegetatietype A en E komen voor langs de west- en zuidrand van het zuidwestelijke graslandje.

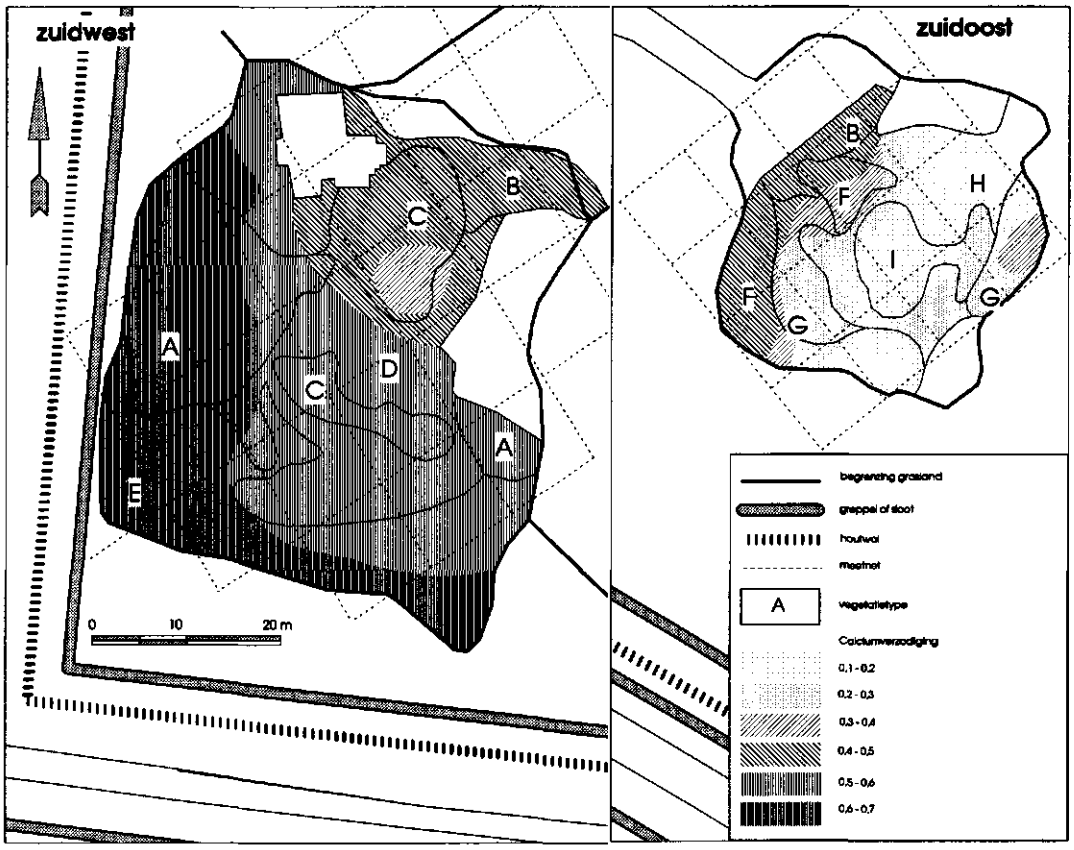

Fig. 10 Verbreiding van de calciumverzadiging in 1991 in relatie tot de vegetatietypen

In bodemchemische zin lijken ze niet sterk van elkaar te verschillen (zie ook figuur 9 en 10). In vegetatiekundig opzicht doen ze dat echter wel, vooral door het voorkomen van Juncus acutifloris en Lysimachia vulgaris in hoge bedekkingen in vegetatietype E. Omdat er geen aanwijzingen zijn voor belangrijke bodemchemische verschillen tussen beide vegetatietypen moet de verklaring wellicht gezocht worden in de aanwezigheid van een bosrand langs de zuidrand van het graslandje (schaduw, bladval).

In het zuidoostelijke graslandje zijn de hoogteverschillen minder duidelijk, maar er is toch wel sprake van een hoogtegradiënt in de volgorde G, H, F, I. De zonering die in figuur 9 en 10 is waar te nemen komt niet overeen met de hoogtegradiënt het zuidoostelijke graslandje. Daarvoor zijn de hoogteverschillen waarschijnlijk te gering (fig. 8, aanhangsel 4). Waarschijnlijker is, dat aan de noordwestkant, op de overgang naar hogere terreingedeelten, het lithotrofe grondwater ondieper voorkomt dan verder naar het zuidoosten, in welke richting het grondwater afstroomt. Hierdoor vindt langs de noordwestrand nog enige aanvulling van calcium aan het adsorptiecomplex plaats, hetgeen resulteert in een hogere calciumverzadiging en hogere pH-waarden. Het voorkomen van de vegetatietypen B en F in deze zone (beide behorend tot het *Cirsio-Molinietum*) komt hier goed mee overeen. Meer naar het zuidoosten neemt de invloed van lithotroof water kennelijk af. Hier vinden we dan ook in het relatief hoogste deel de geringste calciumverzadiging en de laagste pH-waarden. Dit gaat samen met het voorkomen van vegetatietype I (fragmentair *Ericetum tetralicis*).

4.3.5 Bodemchemische veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie

De analyseresultaten voor 1992 en 1993 zijn in aanhangsel 3 weergegeven onder de waarden voor 1991. Waargenomen verschillen tussen beide jaren kunnen toegeschreven worden aan drie verschillende oorzaken:

1 ***Ruimtelijke verschillen binnen het permanent kwadraat***
Een aantal variabelen (o.a. lutum en organische-stofgehalte) vertoont een sterke ruimtelijke spreiding. In de bovengrond kunnen bijvoorbeeld zeer lokaal kleiïge lagen voorkomen die enkele decimeters verder niet voorkomen (fig. 11). Omdat de monsters samengesteld zijn uit mengmonsters van 4 steken bij elk permanent kwadraat en omdat bij de herhaling in 1992 de monsters enkele decimeters verder langs de rand van het permanent kwadraat gestoken zijn dan in 1991 kan het voorkomen dat het lutumgehalte in de twee jaren aanzienlijk verschilt (in 1993 is het lutumgehalte niet bepaald). Door deze interne variatie zullen de verschillen binnen de vegetatietypen vaak groter zijn dan de verschillen tussen de vegetatietypen, waardoor er geen significant verschil gevonden wordt. Voor verschillen die gevonden worden in monsters van verschillende jaren is dan ook niet te zeggen of deze verschillen toe te schrijven zijn aan de interne variatie of aan werkelijke veranderingen.

2 ***Temporele verschillen als gevolg van seizoensinvloeden***
Als gevolg van jaarlijks wisselende weersomstandigheden (neerslagoverschot, temperatuur), kunnen verschillen optreden in de gehaltes van verschillende stoffen in de bovengrond. Een lager neerslagoverschot en een grotere verdamping zullen een sterkere capillaire flux vanuit het lithotrofe grondwater tot gevolg hebben, waardoor de calciumverzadiging in de Ah-horizont kan toenemen. Een groot neerslagoverschot en een geringere verdamping hebben het tegenovergestelde effect.

3 ***Temporele verschillen als gevolg van de genomen maatregelen***
Het beoogde effect van de genomen maatregelen is het terugdringen van de infiltratie van regenwater, waardoor de capillaire flux van lithotroof grondwater kan toenemen. Bij overigens ongewijzigde omstandigheden (vergelijkbare weersomstandigheden) zou dit o.a. een toename van de calciumverzadiging en een stijging van de pH-waarden tot gevolg moeten hebben.

De verschillen die onder 1 genoemd zijn, komen voor bij variabelen die geen significant verschil tussen vegetatietypen vertonen, omdat de verschillen binnen de vegetatietypen te groot zijn (lage F-waarden). Daardoor is niet te zeggen waardoor deze verschillen veroorzaakt worden.

Als er sprake is van temporele verschillen (2 of 3) is het van belang te weten of ze het gevolg zijn van seizoensinvloeden of van genomen maatregelen. Omdat het onderzoeksgebied te klein is om een nulveldje in te richten, waar geen maatregelen genomen worden, is het moeilijk om de oorzaak van de temporele effecten te onderscheiden.

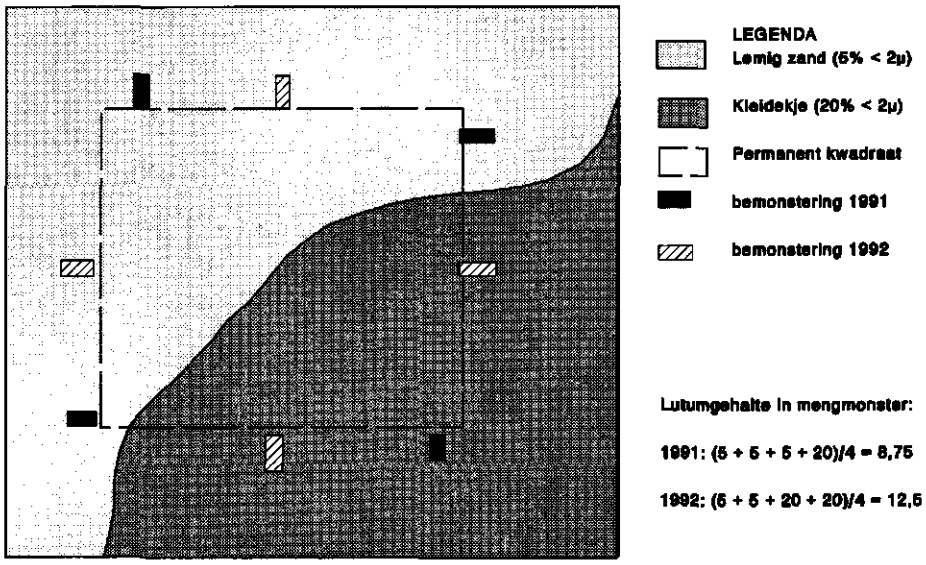

Fig. 11 ***Effect van lokale verschillen in lutumgehalte op de analyseresultaten in twee bemonsteringsjaren***

Uit de regressievergelijking voor de verschillen tussen de jaren bleek dat voor de meeste variabelen geen significante verandering is opgetreden. Dit was alleen het geval voor Na^+-uitwisselbaar (P-waarde = <0,001), de voorraad Na^+-uitwisselbaar (P-waarde = 0,002), P_2O_5-zonder oxydatie (P-waarde 0,004), pH-H_2O (P-waarde = 0,010), NH_4^+ (P-waarde = 0,012), P_w en H_2PO_4 (P-waarde = 0,017), en de voorraad NH_4^+ (P-waarde = 0,041). Variabelen die voor de verschillen tussen de vegetatietypen de sterkste significantie hadden (pH-KCl, Calciumverzadiging en de voorraad Ca^{2+}) blijken binnen de vegetatietypen niet significant veranderd te zijn.

In figuur 12 is voor enkele variabelen een vergelijking gemaakt tussen de gemiddelde waarden van deze variabelen per vegetatietype in de drie onderzoeksjaren. Hierbij zijn ook de standaardafwijkingen aangegeven.

De pH-H_2O is in de meeste vegetatietypen in eerste instantie gedaald. Bij alle vegetatietypen behalve C vond in 1993 weer een stijging van de pH-H_2O plaats. Deze veranderingen zijn in het zuidoostelijke graslandje het grootst (vegetatietype G, H en I). In de andere vegetatietypen zijn de veranderingen geringer dan de standaardafwijking. De grootte van de standaardafwijking verschilt van jaar tot jaar. Bij enkele vegetatietypen die in 1992 een dalende zuurgraad hadden (B, D en F) was ook de standaardafwijking veel groter dan in 1991 en 1993. Dit wijst er op dat de daling niet in alle permanente kwadraten binnen een vegetatietype hetzelfde was. De spreiding is in 1993 voor de meeste vegetatietypen kleiner dan de voorgaande jaren.

De calciumverzadiging vertoont ook, na een aanvankelijke daling in 1992, in het algemeen een licht herstel in 1993. In de vegetatietypen G, H en I was in 1992 de calciumverzadiging toegenomen. Deze stijgende tendens heeft zich alleen in vegetatietype G voortgezet. In de andere twee vegetatietypen is de calciumverzadiging weer wat afgenomen. In het algemeen is de spreiding groter dan de verschillen

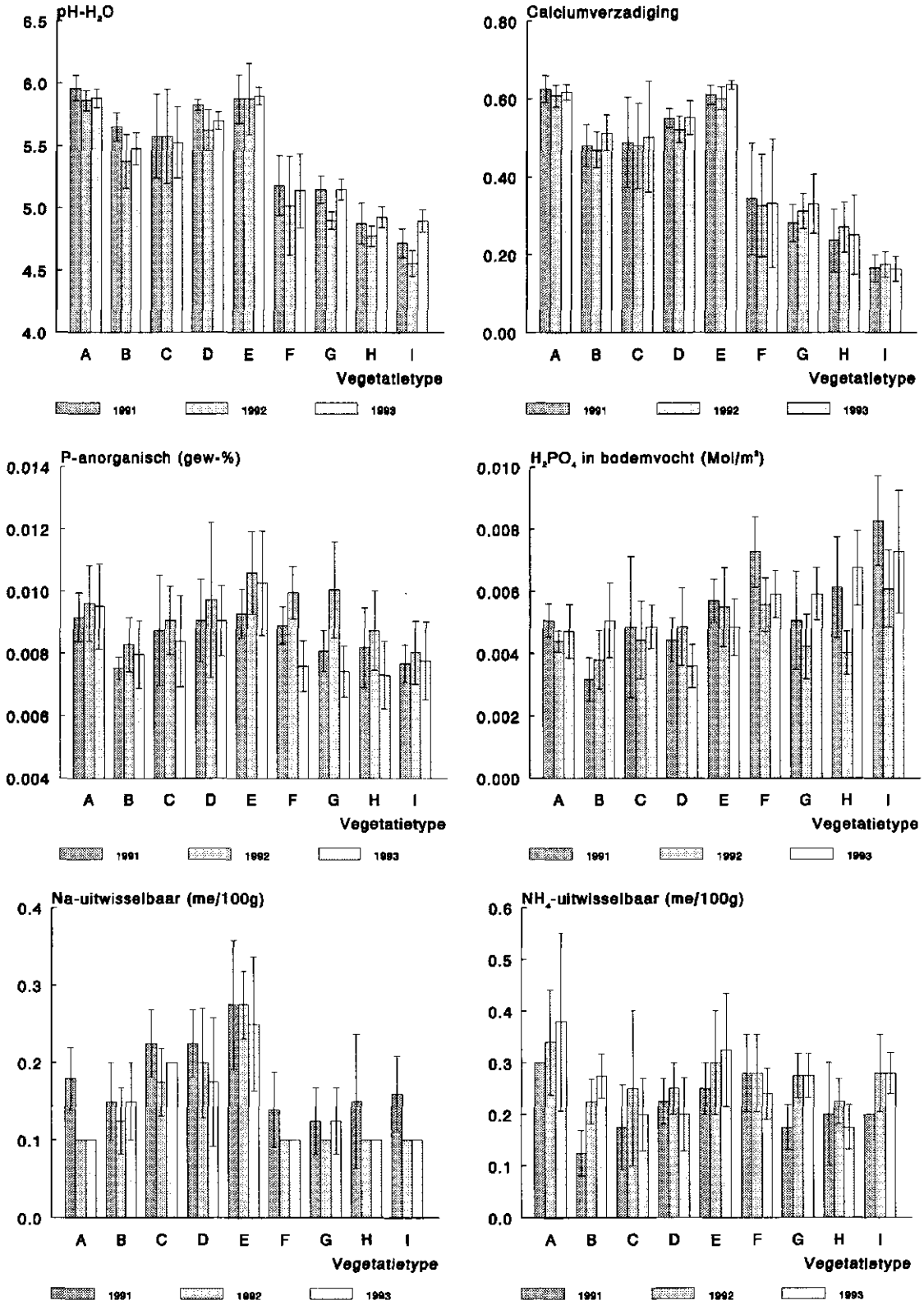

Fig. 12 Gemiddelde en standaardafwijking van een aantal bodemchemische variabelen in de drie onderzoeksjaren

tussen de jaren. Daarom is de verandering binnen de vegetatietypen niet significant. In een deel van de vegetatietypen is de spreiding vrij groot (C, F en H) in verhouding tot de meeste andere vegetatietypen.

De concentratie H_2PO_4 in het bodemvocht (afgeleid van P_w) vertoont een vrij grote fluctuatie van jaar tot jaar. Bij de regressieberekening voor de verschillen tussen de jaren binnen de vegetatietypen vonden we dan ook een significant verschil tussen de jaren. Alleen in de vegetatietypen B en E is sprake van een doorgaande stijging, resp. daling. In de overige vegetatietypen (behalve D) daalt de concentratie in 1992, om in 1993 weer vrij sterk toe te nemen. Deze schommeling is niet goed te verklaren vanuit de maatregelen en moet waarschijnlijk toegeschreven worden aan seizoensinvloeden. De veranderingen zijn in het zuidoostelijke graslandje het sterkst. Dit zou verklaard kunnen worden door de sterkere binding van fosfaat aan het adsorptiecomplex bij een hogere calciumverzadiging. In het zuidoostelijke graslandje is de calciumverzadiging gering, waardoor bij een daling van de calciumverzadiging fosfaat sneller in oplossing gaat.

De veranderingen in de gehaltes anorganisch fosfaat zijn wel sterk significant veranderd en vertonen een min of meer tegengestelde ontwikkeling ten opzichte van P_w en H_2PO_4 in het bodemvocht. Na een aanvankelijke stijging in 1992 zijn de gehaltes in 1993 weer gedaald. In de vegetatietypen C, F, G en H is deze daling het sterkst en zijn de gehaltes van 1993 lager dan in 1991.

Het gehalte Na^+-uitwisselbaar is volgens de regressieberekening zeer sterk significant veranderd. Uit figuur 12 blijkt dat deze verandering vooral voor rekening komt van de vegetatietypen A, F, H en I. In 1991 was in een deel van de permanente kwadraten het natriumgehalte hoger dan de daarop volgende jaren. Waar deze veranderingen precies aan toe te schrijven zijn is niet duidelijk. De lage gehaltes en de nauwkeurigheid waarmee deze bepaald zijn (0,1 me/100g) maken een beoordeling van de verschillen moeilijk. Het is wel opvallend dat de verschillen vooral samengaan met de verbreiding van vegetatietype A. Binnen het vlak van vegetatietype A komen twee permanente kwadraten voor die bij andere vegetatietypen ingedeeld zijn (101 en 107; zie aanhangsel 3). Deze vertonen dezelfde daling als de andere permanente kwadraten binnen dit vlak. Op grond hiervan zou de verandering wellicht verklaard kunnen worden uit een verbeterde oppervlakkige afwatering als gevolg van de maatregelen.

Het gehalte uitwisselbaar ammonium (NH_4^+) is significant veranderd. In het algemeen is in 1992 een stijging opgetreden. Deze stijging is in 1993 niet overal doorgegaan. In enkele typen bleven de waarden hetzelfde, terwijl enkelen ook weer gedaald zijn. Er lijkt ook geen duidelijk ruimtelijk verband te zijn tussen de permanente kwadraten waar het ammoniumgehalte is toe- of afgenomen en de invloedssfeer van de maatregelen. Ook voor NH_4^+ geldt dat de nauwkeurigheid van de bepalingen (0,1 me/100g) gering is in verhouding tot de gehaltes.

Ruimtelijke verbreiding van veranderingen

De genomen maatregelen zijn primair erop gericht de calciumverzadiging in de bodem te herstellen, of in elk geval niet verder te laten afnemen. De effectiviteit van de maatregelen moet dus mede uit de veranderingen in de calciumverzadiging af te leiden zijn. Uit de regressievergelijkingen blijkt dat de calciumverzadiging niet significant veranderd is. Dit zou tot de conclusie kunnen leiden dat de maatregelen (nog) niet geholpen hebben. Het kan echter ook zijn dat het uitblijven van significante

veranderingen samenhangt met de gekozen bemonsteringsstrategie, waarbij wordt uitgegaan van een vooraf vastgelegd patroon waarbinnen wordt bemonsterd. Het is echter niet onwaarschijnlijk dat als gevolg van de genomen maatregelen patronen in de loop van tijd veranderen, waarbij veranderingen voor de permanente kwadraten binnen het oorspronkelijke stratum verschillend verlopen. In een deel van de permanente kwadraten kan de calciumverzadiging toegenomen zijn, terwijl het in een ander deel juist kan zijn afgenomen. Per saldo is de verandering binnen het vegetatietype dan niet significant.

In figuur 13 is op dezelfde wijze als in figuur 10 de verbreiding van de calciumverzadiging in 1993 weergegeven. Er blijkt een uitbreiding te hebben plaatsgevonden van de gronden met een hoge calciumverzadiging. Om een beter beeld te krijgen van de mate van verandering is in figuur 14 de verandering van de calciumverzadiging tussen 1991 en 1993 weergegeven in vijf klassen. Om na te kunnen gaan of de veranderingen in verband gebracht kunnen worden met de maatregelen is tevens aangegeven waar in april 1991 plasvorming optrad, waar de greppels zijn aangelegd en welke stukken afgeplagd zijn.

In het zuidwestelijke graslandje blijkt in het algemeen een lichte tot matige stijging van de calciumverzadiging te hebben plaatsgevonden, afgezien van twee stukken in de noordelijke helft, waar een lichte tot matige daling is opgetreden. De stijging zou het resultaat kunnen zijn van de maatregelen. Door het opschonen van de sloot

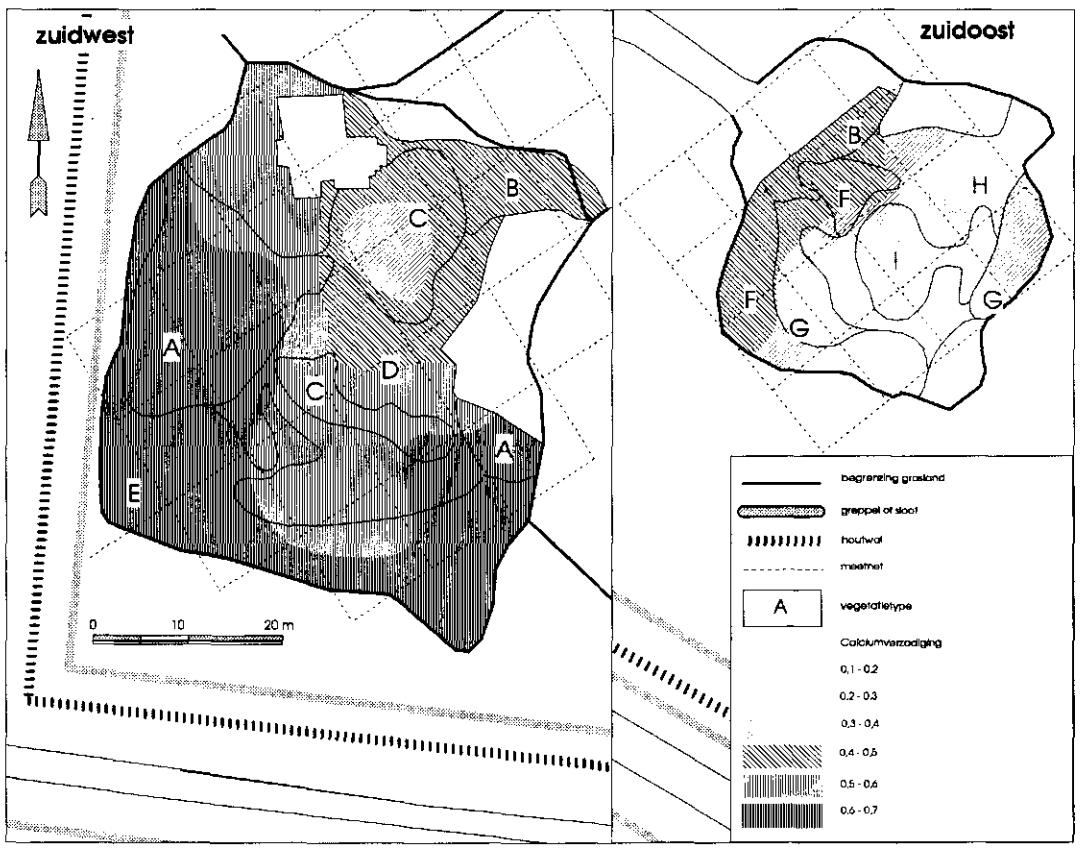

Fig. 13 Verbreiding van de calciumverzadiging in 1993 in relatie tot de vegetatietypen

langs de zuid- en westrand, het aanleggen van een greppel aan de zuidkant en het afplaggen van een strook aan de westzijde is de oppervlakkige afvoer van regenwater verbeterd en de plasvorming afgenomen.

In het zuidoostelijke graslandje is een duidelijk verschil te zien tussen het noordelijke en zuidelijke deel. In het noordelijke deel heeft overal een geringe tot matig toename van de calciumverzadiging plaats gevonden. In het zuidelijke deel is een geringe afname opgetreden. De toename heeft vooral plaatsgevonden op plekken waar voorheen plasvorming optrad en die nu onder invloed van de greppels staan. Hier lijkt de maatregel goed te werken. Hier zal dan uitbreiding van het *Cirsio-Molinietum* kunnen plaatsvinden. Bij handhaving van de oostelijke tak van de greppel die naar het zuiden afwatert zal het zuidelijke deel van dit graslandje verder verzuren. Mogelijk zal de verbreiding van het *Ericetum tertralicis* verder toenemen. Het zuidelijke deel staat ook onder invloed van een greppel, maar hier heeft juist een afname van de calciumverzadiging plaatsgevonden. Dit valt voor een groot deel samen met het wat hoger gelegen terreindeel, waar vegetatietype I voorkomt (*fragmentair Ericetum tetralicis*). Hier kwam weinig plasvorming voor en door de greppel is de bergingscapaciteit vergroot, waardoor meer regenwater kan infiltreren, hetgeen de verzuring heeft versterkt.

Vergelijking met oude gegevens
Om de mate van verandering te kunnen interpreteren is vergelijking met oude gegevens belangrijk. In een negental bemonsterde permanente kwadraten zijn in 1981 ook reeds bodemmonsters genomen waaraan de calciumverzadiging bepaald is. De locatie van deze permanente kwadraten is met een zwarte stip aangegeven in figuur 14. In figuur 15 is het verloop van de calciumverzadiging tussen 1981 en 1993 weergegeven. In 1991 is er overal een lagere calciumverzadiging dan in 1981.

In het zuidoostelijke graslandje is dit verschil sterker dan in het zuidwestelijke graslandje. In de permanente kwadraten 108 en 113 is het verschil betrekkelijk gering. In 1992 blijkt in de meeste permanente kwadraten de calciumverzadiging nog verder afgenomen te zijn. Alleen in 108, 208 en 210 blijkt de calciumverzadiging vrij sterk toegenomen te zijn. In 1993 zijn veel van deze veranderingen wat afgezwakt. In de permanente kwadraten die in eerste instantie een verdere daling te zien gaven, blijkt de calciumverzadiging zich te herstellen, deels op een hoger niveau dan in 1991. Alleen in 113 en 213 neemt de calciumverzadiging verder af. De permanente kwadraten waar in 1992 de calciumverzadiging vrij sterk was toegenomen, vertonen in 1993 weer een daling. In 108 is de calciumverzadiging weer ongeveer op hetzelfde niveau als in 1981. Of het verloop van de calciumverzadiging in de laatste drie jaren een gevolg is van jaarlijkse schommelingen, of van de maatregelen is op grond van de beperkte duur van het onderzoek moeilijk te zeggen. Daarbij is wel opvallend dat de spreiding in de calciumverzadiging van de bemonsterde locaties toeneemt na de effectgerichte maatregel. Het lijkt er op, dat na een 'schokreactie' in 1992 zich een nieuw evenwicht gaat instellen. Het verdere verloop zou via voortgaande monitoring onderzocht moeten worden. Overigens zijn de ontwikkelingen in de negen permanente kwadraten niet geheel representatief. In het zuidwestelijke graslandje liggen twee van de vijf permanente kwadraten in een relatief klein terreindeel, waar de calciumverzadiging na 1991 verder is afgenomen, terwijl in het grootste deel van dit

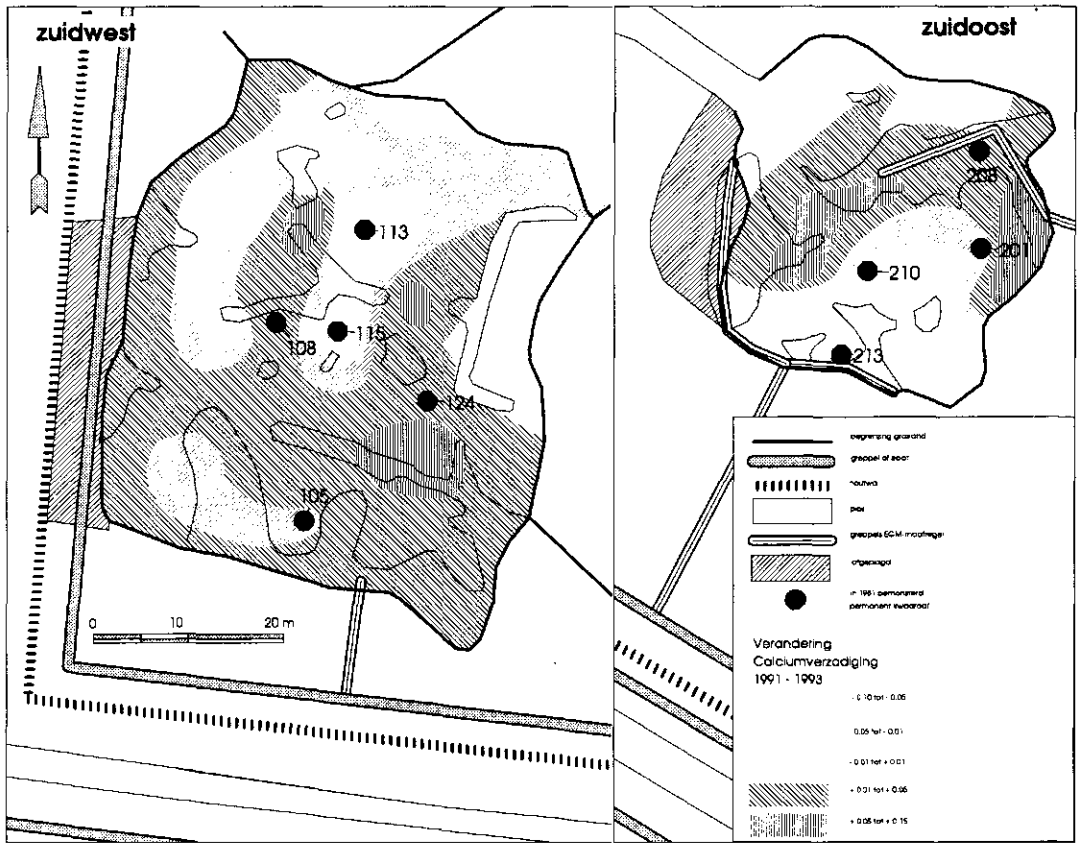

Fig. 14 Verandering van de calciumverzadiging in 1993 ten opzichte van 1991 in relatie tot de maatregelen

graslandje juist een herstel van de calciumverzadiging is waargenomen. In het zuidoostelijke graslandje komen de ontwikkelingen beter overeen met de gevonden zonering.

4.4 Conclusies

De uitgangssituatie

Bij vergelijking van de bodemchemische verschillen tussen de vegetatietypen in de uitgangssituatie blijken de grootste verschillen voor te komen ten aanzien van de pH-waarden, voorraden nutriënten (vooral Ca^{2+} en Mg^{2+}), calciumverzadiging en maaiveldhoogte. Uit vergelijking van de paarsgewijze verschillen tussen vegetatietypen blijkt dat de verschillen vooral optreden tussen typen uit de reeks A t/m E enerzijds en F t/m I anderzijds. Dit komt ook min of meer overeen met het verschil tussen de beide graslandjes. Hiermee samenhangend blijken de verschillen die op grond van de onderzochte variabelen te onderscheiden zijn tussen vegetatietypen, vrijwel alleen significant te zijn op het niveau van de associaties. Op subassociatieniveau komen vrijwel geen significante verschillen voor. Binnen het zuidoostelijke graslandje komen ook nog enkele verschillen voor tussen de typen.

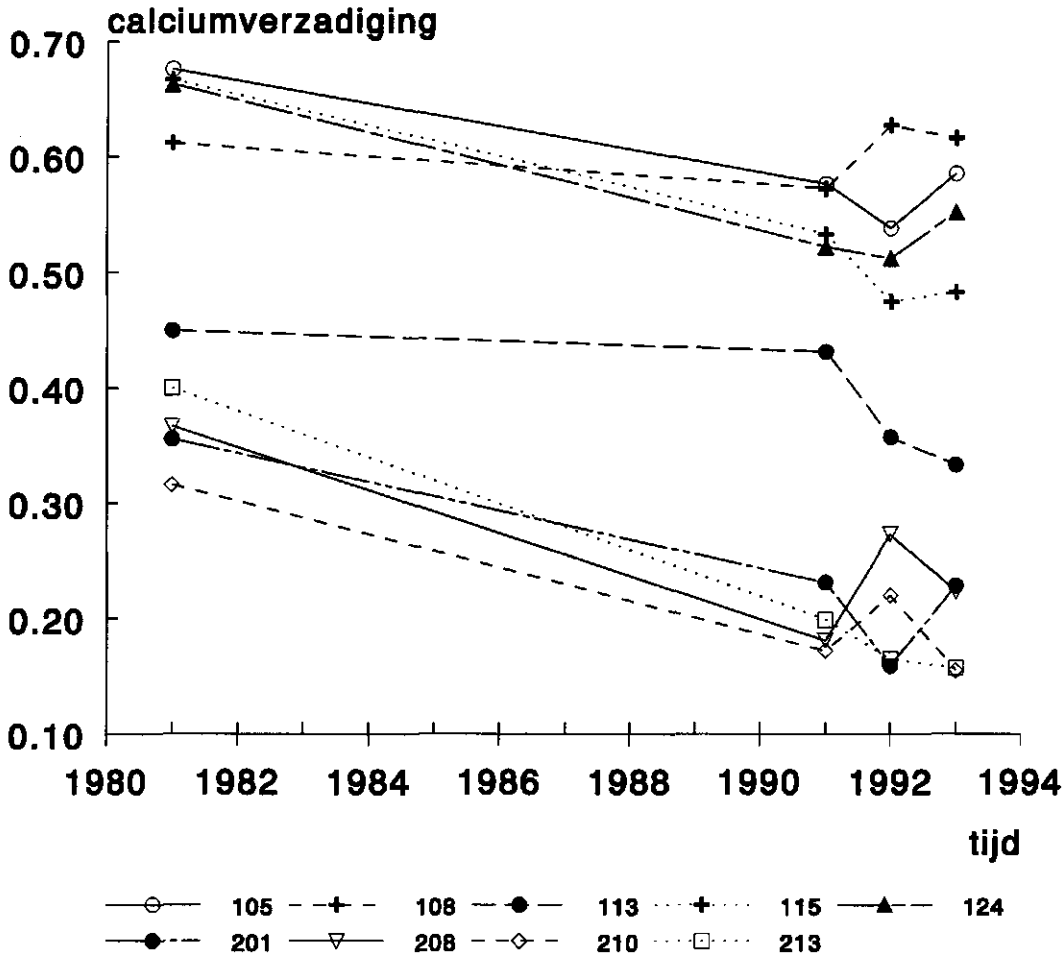

Fig. 15 Verloop van de calciumverzadiging in 9 permanente kwadraten tussen 1981 en 1993

Uit tabel 1 blijkt dat de typen A t/m E allen tot het Cirsio-Molinietum behoren, terwijl de typen G, H en I alle drie tot andere associaties gerekend moeten worden. Het vegetatietype F is als fragmentair Cirsio-Molinietum beschreven, en blijkt voor een aantal variabelen ook niet significant te verschillen van typen uit het zuidwestelijke graslandje, terwijl het voor enkele variabelen wel significant verschilt van andere typen in het zuidoostelijke graslandje. In het algemeen komen verschillen tussen vegetatietypen uit hetzelfde graslandje relatief vaker voor in het zuidoostelijk graslandje, waar de vegetatietypen op associatieniveau onderscheiden kunnen worden, dan in het zuidwestelijke graslandje, waar alle vegetaties tot dezelfde associatie behoren.

Gradiënten
Het is te verwachten dat de belangrijkste variabelen, pH-waarden, maaiveldhoogte en calciumverzadiging, onderling samenhangen. Dit betekent dat er een gradiënt te onderscheiden is van laag naar hoog, waarlangs de calciumverzadiging en de pH-waarden afnemen en daarmee samenhangend het fosfaatgehalte in het bodemvocht zou moeten toenemen. Voor de maaiveldhoogte, calciumverzadiging en pH-H_2O blijken de waarden vrij goed met de gradiënt overeen te komen. Voor de concentratie H_2PO_4 in het bodemvocht lijkt de samenhang wat minder duidelijk.

De ruimtelijke verbreiding van pH-KCl en calciumverzadiging laten een zekere zonering zien die min of meer overeenkomt met de richting van de stroomlijnen van het grondwater.

Veranderingen
Indien de stratificatie van de uitgangssituatie wordt aangehouden blijken bij regressievergelijking van de veranderingen binnen de vegetatietypen maar weinig bodemchemische eigenschappen significant veranderd te zijn gedurende de drie onderzoeksjaren. Vooral de calciumverzadiging, welke zeer belangrijk geacht wordt voor het ontwikkelen van blauwgraslandvegetaties blijkt niet significant veranderd te zijn. Dit blijkt veroorzaakt te worden doordat bemonsterde locaties binnen een stratum zich verschillend blijken te ontwikkelen, zodat nieuwe patronen ontstaan. Uit een patroonanalyse blijkt in het zuidoostelijke graslandje sinds 1991 een lichte tot matige toename van de calciumverzadiging te zijn opgetreden die mogelijk toegeschreven kan worden aan de maatregelen. In het zuidoostelijke graslandje is een duidelijke zonering waar te nemen in de opgetreden veranderingen die waarschijnlijk verband houdt met een verschillende uitwerking van de maatregelen. In het noordelijke deel is de oppervlakkige afwatering verbeterd, waardoor minder plasvorming optreedt en de calciumverzadiging is toegenomen. In het zuidelijk deel is door verdergaande ontwatering als gevolg van de maatregel de bergingscapaciteit toegenomen en daardoor de verzuring juist versterkt.

Bij vergelijking met bodemmonsters uit 1981 blijkt dat in 1991 de calciumverzadiging overal lager is dan in 1981. Dit verschil is het sterkst in het zuidoostelijke graslandje. In de jaren na 1991 zijn vrij sterke veranderingen in de calciumverzadiging opgetreden, die zich mogelijk na enkele jaren zullen stabiliseren. Deze veranderingen zijn niet overal gelijk. Hierdoor ontstaat een sterkere differentiatie binnen de graslandjes.

5 Hydrologisch en hydrochemisch onderzoek

5.1 Inleiding

De hydrologie, als afgeleide van de factor topografie, vormt samen met de vegetatie, de sturende factor voor de genese van de bodem. Afplaggen en maaien hebben tot gevolg dat deze ontwikkeling wordt teruggezet of onderbroken, maar veranderingen in de hydrologie vormen de aanzet tot de ontwikkeling van een ander type bodem. Vooral in de oorspronkelijk natte delen van Groot-Zandbrink heeft een verlaging van de drainagebasis naar verwachting geresulteerd in:
- een grotere fluctuatie tussen winter- en zomerstanden;
- een afname van de kwelflux aan de onderkant van de wortelzone;
- een toename van de berging van het neerslagoverschot;
- een afname van de basenverzadiging van de bovengrond;
- het optreden van aërobe processen in de bovengrond.

Om deze ongewenste ontwikkelingen tegen te gaan zijn in eerste instantie interne hydrologische maatregelen doorgevoerd, die tot doel hebben om in beide schraallandjes de bodemverzuring te minimaliseren. De maatregelen zijn gericht op het stimuleren van de oppervlakteafvoer van regenwater door het aanleggen en herstellen van ondiepe greppels.

Er is kwantitatief en kwalitatief hydrologisch onderzoek uitgevoerd om het effect van de maatregelen te kunnen evalueren. Om de hydrologische uitgangssituatie in 1991 te beschrijven was een onvoldoende lange reeks van gegevens beschikbaar. De uitgangssituatie is daarom ontleend aan onderzoek dat in de periode 1979-1981 in het reservaat is uitgevoerd (Jansen en Kemmers, 1980 en 1982; Kemmers en Jansen, 1980 en 1982). Voor de evaluatie van de effecten van de maatregelen wordt gebruik gemaakt van de meetresultaten die tijdens het huidige monitorprogramma zijn verzameld. Het kwantitatief hydrologisch onderzoek richt zich vooral op het verloop van de grondwaterstand en de stroming van het ondiepe grondwater. In kwalitatief opzicht moet de effectiviteit van de genomen maatregelen leiden tot een versterkte invloed van basenrijk grondwater waardoor een ombuiging van de verzurende tendens in de wortelzone verwacht kan worden. De kwaliteit van het bodemwater wordt in het monitorprogramma periodiek gemeten. Een belangrijk onderdeel van het hydrochemisch onderzoek vormt de typering van het water, waarbij niet zozeer de absolute concentraties van de verschillende parameters van belang zijn, maar de onderlinge verhoudingen ervan. De onderzoeksmethoden die zijn gevolgd worden in paragraaf 5.2 beschreven. De resultaten worden in paragraaf 5.3 gepresenteerd.

5.2 Methoden

5.2.1 Het meetnet

Om de effecten van de waterhuishoudkundige maatregelen tegen bodemverzuring in Groot-Zandbrink te kunnen volgen zijn meetlocaties ingericht waarmee de grondwaterstanden en de kwaliteit van het bodemwater gemeten kunnen worden. In het zuidwestelijke graslandje zijn drie en in het zuidoostelijke graslandje twee meetlocaties ingericht. Hiervan zijn de locaties, die in figuur 16 staan aangeduid met 12, A en C, overgenomen van het meetnet dat in de periode 1978-1982 dienst heeft gedaan. In het zuidoostelijke schraallandje heeft een meetpunt (10) enkele meters ten westen van het huidige punt 10A gelegen. Op de meetplekken staat een grondwaterstandsbuis met een filterdiepte van 1,0-1,5 meter beneden maaiveld. Hiermee kunnen ook de laagste grondwaterstanden gemeten worden. Verder wordt gebruik gemaakt van het meetpunt dat in figuur 16 met Z staat aangegeven. In 1986 is dit punt ingericht met twee buizen, waarvan de diepste buis, die een lengte van 40 meter heeft, het filter in het eerste watervoerende pakket heeft. Een 5 meter dikke laag Eemklei scheidt dit pakket van een ongeveer 10 meter dik afdekkend pakket. Daarin bevindt zich op 9 meter diepte het filter van de korte buis.

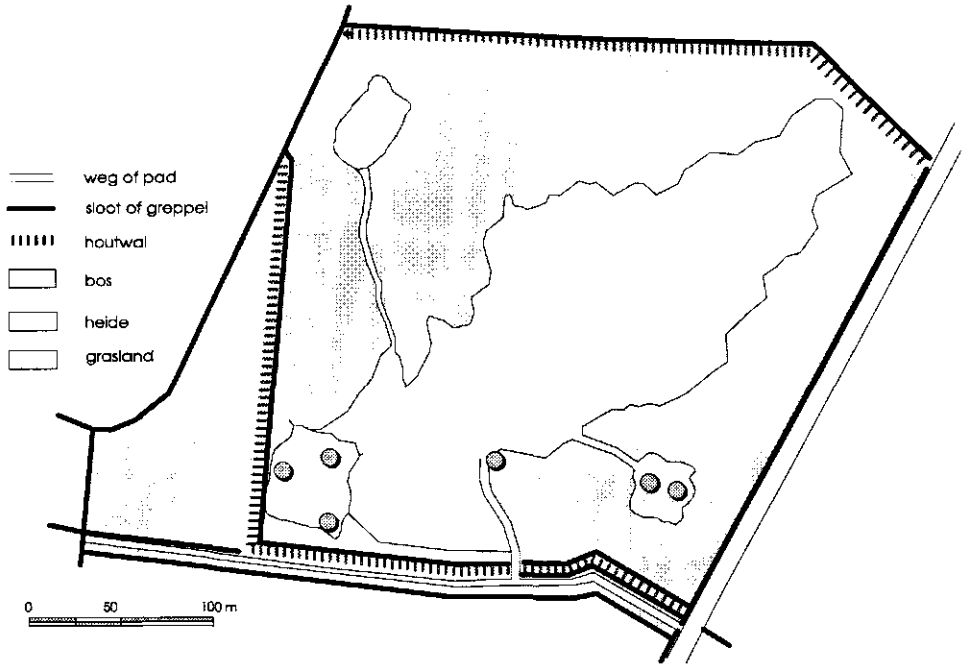

Fig. 16 Overzicht van de meetlocaties in het reservaat

5.2.2 Waterkwantiteit

Waarnemingen
Het monitorprogramma voorziet in een tweemaandelijkse waarneming van de grondwaterstanden. Vanaf april 1991 zijn gegevens beschikbaar. De referentiehoogtes van de buizen en de hoogte van essentiële terreinkenmerken zijn ten opzichte van NAP ingemeten.

Bewerking van de gegevens
De grondwaterstandsgegevens worden verwerkt tot tijd-stijghoogtelijnen en onderling vergeleken. Door zowel het grondwaterniveau, het maaiveld als de drempelhoogte van de afvoergreppels ten opzichte van NAP uit te zetten kunnen de perioden worden aangegeven waarin oppervlakteafvoer is opgetreden. De grondwaterstandsgegevens worden ook omgezet in overschrijdingsduurlijnen. Hieruit kan niet alleen de totale tijdsduur worden afgelezen waarin oppervlakteafvoer is opgetreden, maar ook de hoogste en laagste grondwaterstanden. De vorm van de duurlijnen geeft aan of er sprake is van een overwegende kwel-, infiltratie- of intermediaire situatie.

Om na te kunnen gaan of de maatregelen effectief zijn wordt een vergelijking gemaakt met de overschrijdingsduur van het grondwaterniveau in periode 1978-1980. Voorafgaand aan de maatregelen zijn grondwaterstanden vanaf april 1990 opgenomen, maar hierin ontbraken natte perioden.

Het effect van de maatregelen is ook geëvalueerd met een modelsimulatie. Het doel van de simulatie was het effect van de maatregel op de grondwaterstroming zichtbaar te maken. Hiertoe is gebruik gemaakt van het model STRELIN (Groenendijk, 1990), waarmee stroombanen worden berekend in een verticaal vlak. De situering van de doorsneden is gebaseerd op het gemiddelde isohypsenpatroon dat in de periode 1978-1981 aan de hand van een dicht en intensief bemeten meetnet is vastgesteld (Jansen en Kemmers, 1980).

5.2.3 Waterkwaliteit

Bemonstering en analyse
Om de waterkwaliteit te kunnen monitoren zijn nabij de locaties voor grondwaterstandswaarnemingen op 20 en op 100 cm diepte, in duplo, keramische cupjes in de grond aangebracht. Door onderdruk in de cupjes aan te leggen, wordt er water door de wand in het cupje gezogen. Het aangezogen water wordt in een voorraadfles opgevangen. Tot vochtspanningen van ongeveer -300 cm kan via deze methode ook water aan de onverzadigde zone worden onttrokken. Bij lagere waarden wordt lucht aangezogen.

Van de watermonsters zijn de zuurgraad en het elektrisch geleidingsvermogen direct gemeten. In het filtraat (0,45um) zijn de concentraties chloride, sulfaat, kalium, natrium, calcium, magnesium en anorganisch koolstof bepaald. Het gehalte anorganisch koolstof is binnen 24 uur na de monstername bepaald waarna aan de

hand van de zuurgraad de concentratie bicarbonaat is berekend (Groenendijk en van der Bolt, 1990).

Waarnemingen

De waterkwaliteit is sinds april 1991 ieder kwartaal gemeten, in principe in de maanden maart, juni, september en december. Daarbij is de verwachting dat de metingen in december en maart aan het begin en einde van de natste periode en de metingen in juni en september aan het begin en einde van de droogste periode vallen. De monsters die op 8 april, 18 juni en 5 september 1991 zijn genomen, dateren van voor de maatregelen. Gedurende deze periode heeft het grondwater alleen in juni het maaiveld bereikt.

Als gevolg van het plaatsen van de monstercupjes is het bodemprofiel verstoord, waardoor er tijdelijk een verstoring van het chemisch evenwicht heeft plaatsgevonden en er afwijkende concentraties zijn gemeten. Op de meeste meetplekken stabiliseerden de concentraties na de tweede meetronde. Verder heeft de bemonstering tot gevolg dat er een verschuiving in het evenwicht van vergelijking (6) optreedt (Westerveld, 1987), wat een mogelijke verklaring is voor de scheve ionenbalans van een aantal monsters.

$$H^+ + HCO_3^- \rightleftharpoons H_2CO_3 \rightleftharpoons H_2O + CO_2 \uparrow \qquad (6)$$

Bewerking van de resultaten

Na infiltratie in de bodem verandert de samenstelling van het neerslagwater. Naarmate de verblijftijd toeneemt, zal het water, afhankelijk van de samenstelling van het doorstroomde pakket, meer overeenkomst gaan vertonen met gerijpt grondwater. In het kalkarme substraat van de Gelderse Vallei neemt het water na verloop van tijd een matig hard grondwaterkarakter aan. Het ondiep voorkomen van een dergelijk watertype wordt geassocieerd met de aanwezigheid van kwellend grondwater. Diametraal op het rijpingsproces kan verontreiniging de kwaliteit beïnvloeden.

Voor de typering wordt een watermonster uit het gebied beschouwd als de resultante van menging van watertypen uit verschillende compartimenten van de hydrologische kringloop. Voor deze watertypen zijn drie referenties gekozen. De watermonsters worden vergeleken met drie referenties. Voor de vergelijking wordt gebruik gemaakt van MAION (van Wirdum, 1991), een programma dat op basis van de macro-ionen de ionenbalans en de verwantschap van monsters met referentiewatertypen berekend. Uit de controle van de ionenbalans bleek dat 29% van de analyses een afwijking van meer dan 15% had. Dat was vooral het geval bij het bovenste, arme grondwater. Voor de typering van het water bleek dit niet van essentieel belang. Als referenties zijn de volgende watertypen genomen:

Li-Du: Matig hard, diep (lithoclien) grondwater in evenwicht met kalkarme sedimenten onder de Veluwe nabij Hoge Duvel (Gld).

Atmo: Gemiddelde samenstelling van regenwater (atmoclien) nabij Witteveen in Drenthe.

Rijn: Gemiddelde Rijnwatersamenstelling in 1975 te Lobith.

Het Rijnwatertype is vanzelfsprekend verbonden met de invloed van de rivier de Rijn,

maar wordt ook wel beschouwd als het eindstadium van een vervuilingsreeks onder invloed van intensief bodemgebruik waarbij zouten of meststoffen in het watersysteem terecht komen.

Voor een verdere uitwerking zijn van de referentiemonsters 5151 verschillende mengverhoudingen samengesteld. Elke mengverhouding komt overeen met aandelen van de referentiewatertypen: bijv. 22% volume aandeel regenwater, 70% volume aandeel grondwater, 8% volume aandeel Rijnwater. Voor elke mengverhouding is met MAION de verwantschap met de oorspronkelijke referentiemonsters berekend en vastgelegd (MIX-bestand). In een aparte rekenmodule (Jansen en Kemmers, 1994) wordt de verwantschap van elk watermonster vergeleken met het MIX-bestand en toegewezen aan die mengverhouding waarmee de verwantschap het dichtst wordt benaderd. Op deze wijze kan elk watermonster worden ontleed in 'volume aandelen' van de referentiewatertypen.

5.3 Resultaten

5.3.1 Grondwaterstanden

Tijd-stijghoogtelijnen
De grondwaterstanden over de periode 28 maart 1991 tot en met 31 december 1993 zijn naar NAP-hoogte omgerekend. In figuur 17a en 17b is het verloop aangegeven van de stijghoogte van het water in het eerste watervoerende pakket (Zb1) en van de meetpunten uit respectievelijk het zuidwestelijke en zuidoostelijke schraallandje. De fluctuatie van het grondwater hangt samen met de grootte van het neerslag-overschot, maar als gevolg van het geringe bergende vermogen van het fijne dekzand stijgt het grondwaterniveau sterk in perioden met een neerslagoverschot (Jansen en Kemmers, 1982).

In figuur 17a is te zien, dat in het zuidwestelijke schraallandje de stijghoogte van het water in het eerste watervoerende pakket minder fluctueert en hoger is dan het peil van het freatisch grondwater. De diepe kwel via de scheidende laag Eemklei is echter klein. Deze kan berekend worden uit:

$$k = dh : c \text{ (m/dag)} \qquad (7)$$

Hierin is:
k = kwel (m/dag)
dh = stijghoogteverschil (m)
c = weerstand scheidende laag (dag)

Met een geschatte weerstand van 2000 dagen (Meinardi, 1978) en een stijghoogteverschil van 0,5 m bedraagt de kwel 0,5 : 2000 = 0,00025 m/dag.
De stijghoogte van het diepe grondwater is zodanig hoog, dat het, met uitzondering van de droge nazomer van 1991, tot boven de gemiddelde maaiveldshoogte van 3,70 m + NAP reikt.

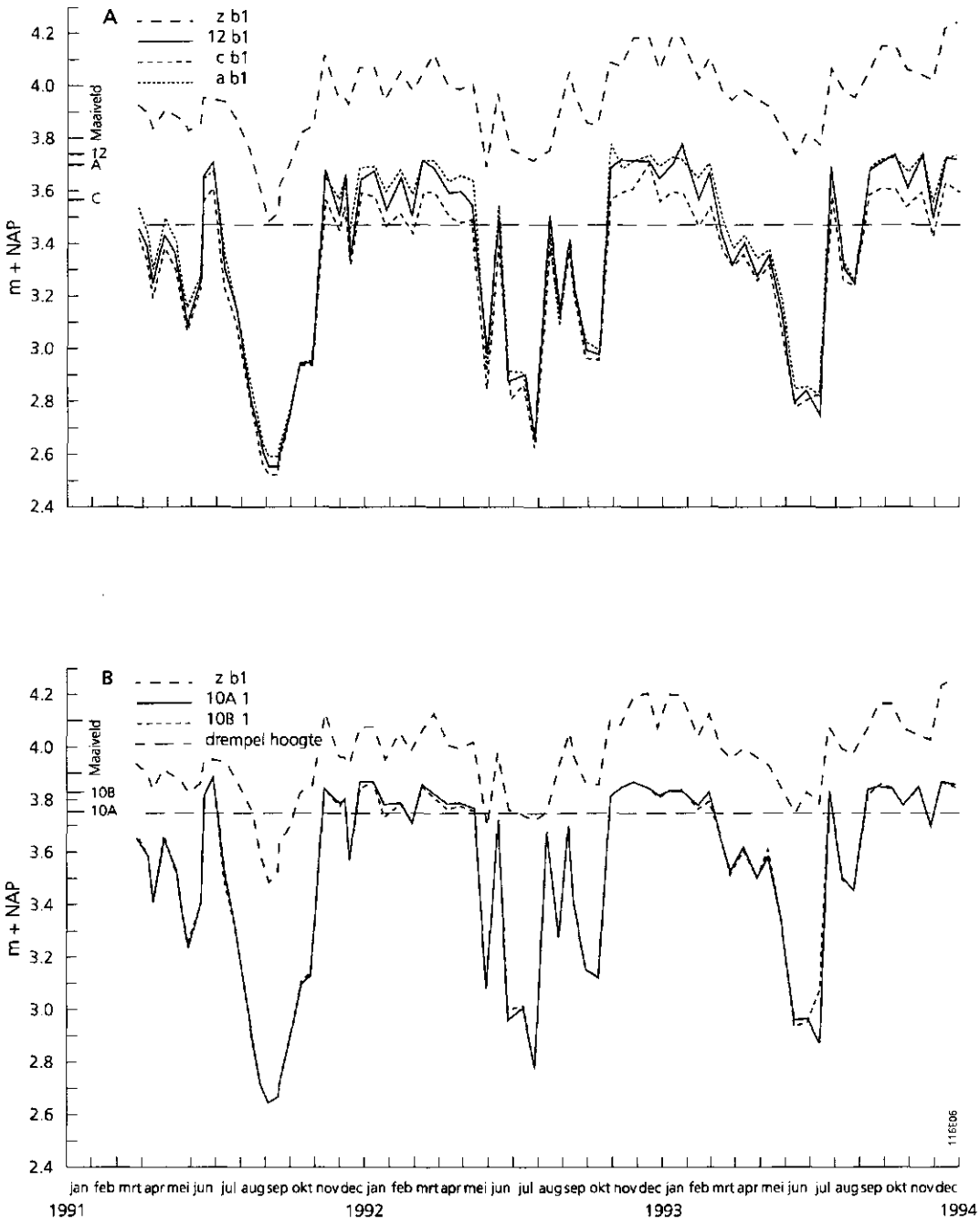

Fig. 17 Tijdstijghoogte van het diepe en het freatische grondwater. A: zuidwestelijk grasland; B: zuidoostelijk schraalland

Het verloop van het freatische grondwater lijkt in natte perioden te worden afgetopt. Dit zijn de perioden waarin via oppervlakteafvoer de maatregelen het beoogde effect kunnen opleveren. In figuur 17A staat ook de globale drempelhoogte van de verbeterde greppel waarboven water wordt afgevoerd. Wanneer de grondwaterstanden hoger zijn dan het peil in de greppel heeft de greppel een drainerende werking. Het grondwaterniveau in het zuidwestelijke schraallandje is in september 1991, na een nat voorjaar, teruggevallen op een regionaal niveau. In de zomerperioden van 1992

en 1993 is de daling van het grondwaterniveau onderbroken door erg natte perioden.

In vergelijking met het zuidwestelijke graslandje komt de stijghoogte van het diepe grondwater in het zuidoostelijke graslandje in het winterhalfjaar minder hoog boven het maaiveld uit. In het zomerhalfjaar komen regelmatig perioden voor waarin de stijghoogte niet boven het maaiveld uitkomt (fig. 17B). De gemiddelde maaiveldshoogte van het zuidoostelijk graslandje is 0,15 m hoger dan het zuidwestelijke graslandje en bedraagt 3,85 m + NAP. Het freatisch grondwater stijgt regelmatig tot aan het maaiveld en er treden inundaties op. De afvoercapaciteit via de beide greppeltjes is beperkt. Het verhang in de ca. 20 cm brede greppels is klein en de weerstand is groot als gevolg van bladval.

Overschrijdingsduurlijnen
Het grondwaterstandsverloop van de freatische meetpunten is omgerekend naar overschrijdingsduur. Hieruit zijn in figuur 18 voor beide graslandjes duurlijnbundels ten opzichte van maaiveld afgeleid.

De laagste standen in beide schraallandjes ontlopen elkaar niet veel, maar in het zuidoostelijke landje treden gedurende een langere periode hogere grondwaterstanden op. Zowel de positie als de vorm van de bundel wordt in belangrijke mate door de meteorologische omstandigheden bepaald. De vorm geeft volgens Niemann (1973) aan of er sprake is van kwel of infiltratie. Een bolle (convexe) vorm van een overschrijdingsduurlijn duidt op een aanvoerdruk in de vorm van horizontale toestroming of van kwel, terwijl een holle (concave) vorm op een snelle afvoer van het neerslagoverschot duidt. De duurlijnen uit 1991 laten een gelijkmatige vorm zien die een overwegend bol verloop hebben, vooral in het hogere traject bij het zuidoostelijke schraallandje. In natte perioden vindt er een sterke toestroming plaats vanaf het lokale dekzandruggetje waar het freatisch vlak dan een sterke opbolling vertoont (zie par. 5.3.3).

Enkele aanvullende metingen in een erg natte periode gaven een verschil van maximaal een centimeter tussen het waterniveau in en naast buis 10A. Het niveauverschil duidde op een opwaartse flux.

5.3.2 Veranderingen in grondwaterstanden

In het verleden is een daling van de grondwaterstand van enkele decimeters geconstateerd (Jansen en Kemmers, 1980), die mogelijk verband hield met de aanpassing in 1968-1970 van de Moorster- en Modderbeek. De Moorsterbeek ligt 900 m ten zuiden en de Modderbeek 600 m ten noorden van het reservaat. Meer recent zijn in de Gelderse Vallei ten westen van Barneveld geen regionale veranderingen in de grondwaterstand opgetreden (Kooiman et al., 1993).

Om het effect van de greppels te kwantificeren is een analyse van de hoogste grondwaterstanden van beide schraalgraslandjes gemaakt (zie fig. 19). De beschikbare reeksen met grondwaterstandsgegevens waren echter ontoereikend voor een

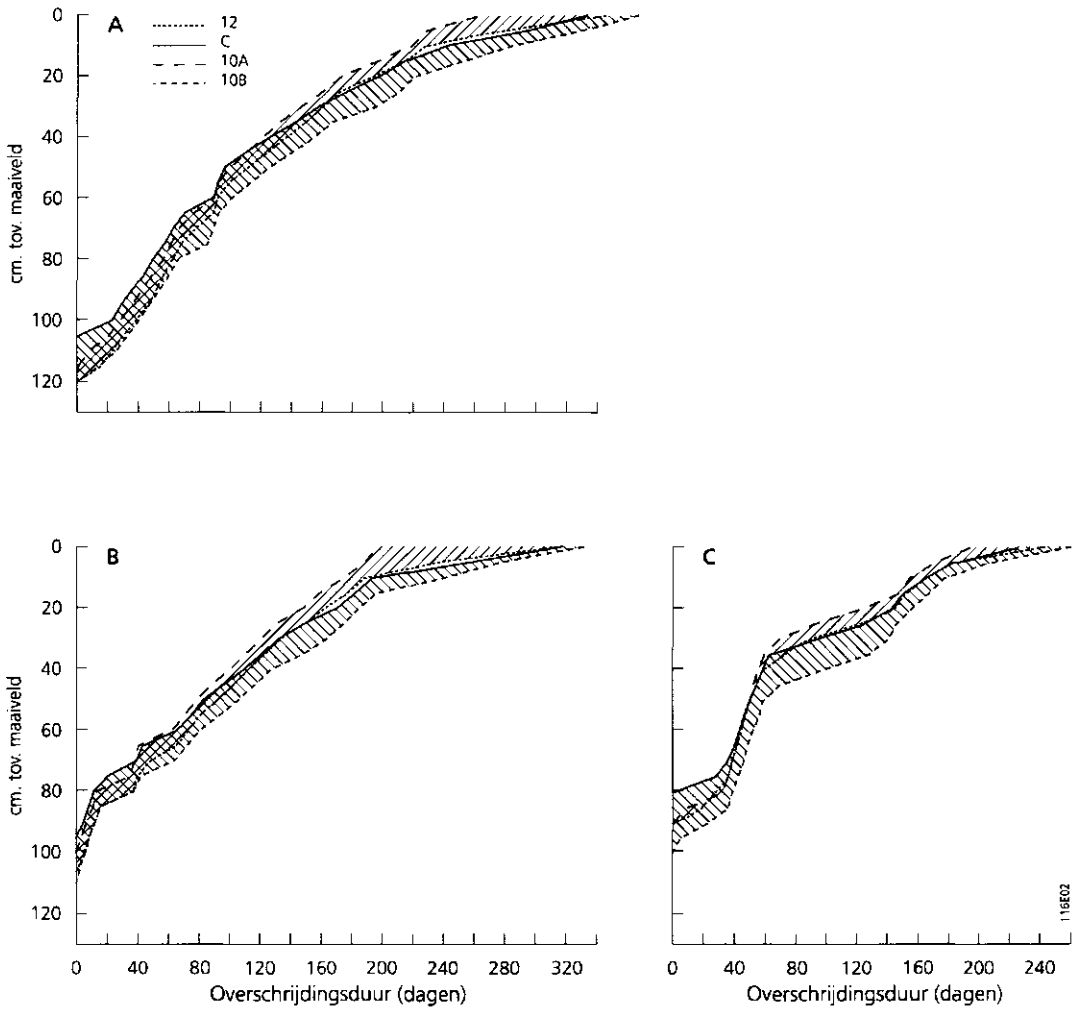

Fig. 18 Duurlijnbundels van het freatisch grondwater. A: april 1991 - april 1992; B: april 1992-april 1993; C: april 1993 - januari 1994

statistische benadering. Daarom is gekozen voor een vergelijking van de hoge waterstanden van de plekken 12, C en 10(A) uit de periode 1978-1980 met die uit de periode 1990-1993. Van beide perioden zijn alleen de gegevens uit de twee winterhalfjaren (oktober tot april) gebruikt. Vervolgens is voor de totale periode van 364 dagen de overschrijdingsduur voor standen hoger dan 3,40 m + NAP bepaald. Omdat op locatie C in het zuidwestelijke schraallandje pas in de loop van 1980 een grondwaterbuis werd geplaatst, is de overschrijdingsduur over de periode 1978-1980 bepaald uit afgeleide grondwaterstanden. Hiervoor is gebruik gemaakt van de relatie tussen de grondwaterstanden bij C en bij 12 die met latere gegevens is afgeleid.

In de twee winterhalfjaren van 1978-1980 was in het nabij gelegen weerstation Woudenberg 930 mm neerslag gevallen en in 1991-1993 ruim 840 mm. Hoewel de eerste periode natter is geweest komen in beide perioden 4 maanden voor waarin meer dan 90 mm neerslag is gevallen. De verdamping in de winterperioden was klein.

De overschrijdingsduurlijnen laten zien dat in de periode 1978-1980 bij plek 12 gedurende de helft van de beide winterperioden (ca. 180 dagen) het water aan of

boven het maaiveld stond. Bij plek C was dat ongeveer 240 dagen en bij plek 10 in het zuidoostelijke schraallandje was dat 250 dagen het geval. Opvallend is de scherpe knik in de duurlijn bij C en 10. Deze geeft het niveau aan, waarop oppervlakkige afvoer is opgetreden. Bij C was dat bij enkele centimeters inundatie en bij 10 bij ruim een decimeter. De knik in de duurlijn bij 12 is veel minder duidelijk en ligt beneden maaiveldsniveau. Daar is bij grondwaterstanden hoger dan ca. 10 cm beneden maaiveld sprake van een toenemende ondergrondse afvoer cq. drainage.

In de winterperioden van 1991-1993 is in het zuidwestelijke schraallandje het aantal dagen waarop inundatie is opgetreden sterk teruggelopen; bij 12 tot enkele dagen en bij C tot bijna 30 dagen. Dit impliceert dat in de overige periode neerslag niet oppervlakkig wordt afgevoerd, maar infiltreert en via de ondergrond naar lagere delen afstroomt. Bij 12 en C neemt deze drainerende werking toe bij grondwaterstanden hoger dan ca. 25 centimeter beneden maaiveld. Bij 12 is dat iets boven en bij C rond het afvoerniveau van de greppel. In het zuidoostelijke schraallandje is de situatie eveneens gewijzigd. Het niveau waarop oppervlakkige afvoer optreedt is teruggebracht tot maaiveldniveau, zonder dat daarbij de periode is verkort waarin inundatie optreedt en er neerslag in het profiel geborgen kan worden. De afvoercapaciteit van de greppels is zo gering dat een plas/drassituatie gehandhaafd blijft.

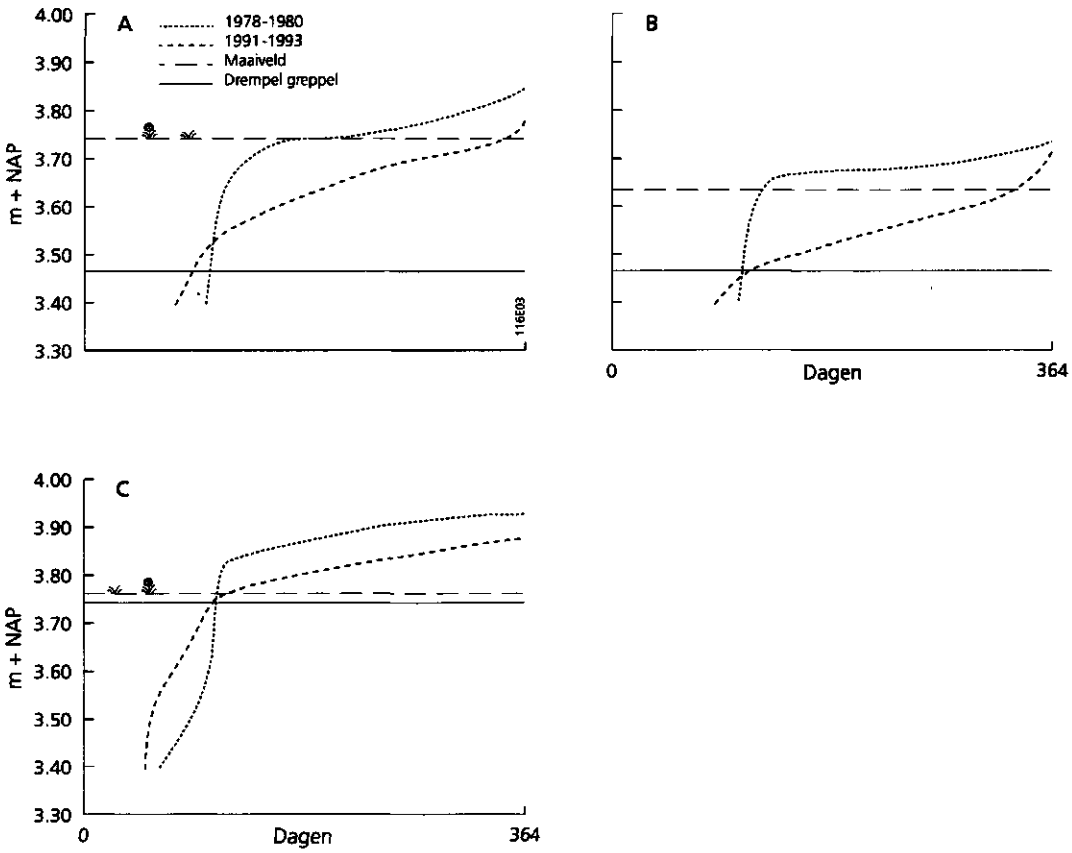

Fig. 19 Overschrijdingsduurlijnen van het (grond)waterniveau boven 3,40 m + NAP over de perioden oktober - april in 1979/1980 en de perioden oktober - april 1990/1991. A: locatie 12; B: locatie C; C: locatie 10

5.3.3 Verandering in grondwaterstroming

De samenstelling van het grondwater onder de graslandjes hangt nauw samen met de herkomst en verblijftijd ervan. De isohypsenkaarten waaruit de stromingsrichting van het grondwater kan worden afgeleid (fig. 20) dateren uit 1978-1979 (Jansen en Kemmers, 1980). In die periode is op 25 plekken verspreid over het hele reservaat de grondwaterstand gemeten. De grondwaterstanden op de vijf plekken in de graslandjes die vanaf 1991 worden gemeten sluiten wel bij de isohypsenbeelden aan, maar zijn ontoereikend om de huidige lokale grondwaterstroming aan te relateren.

Figuur 20 laat zien, dat tijdens natte (winter-)perioden het freatisch vlak het maaiveld volgt, wat tot uitdrukking komt in de opbolling onder de centraal gelegen dekzandrug. In de zomer en herfst vormt het freatisch grondwater een zwak, in zuidwestelijk richting hellend vlak dat aansluit bij het regionale grondwaterverhang. Uit een gemiddeld isohypsenbeeld over de periode 1978-1979 zijn twee stroomlijnen afgeleid die vanaf de dekzandrug door de graslandjes lopen (fig. 21). De waterscheiding ligt in het middengedeelte van het reservaat.

Afgezien van het neerslagoverschot dat via het maaiveld infiltreert, wordt de stroming door het afdekkend pakket gevoed door kwel uit het eerste watervoerende pakket. Voor beide stroomlijnen zijn voor twee tijdvakken met het model STRELIN de stroomlijnen in een verticaal vlak berekend. Hierbij is geen rekening gehouden met een eventuele convergerende stroming. De schematisatie van de ondergrond (fig. 22)

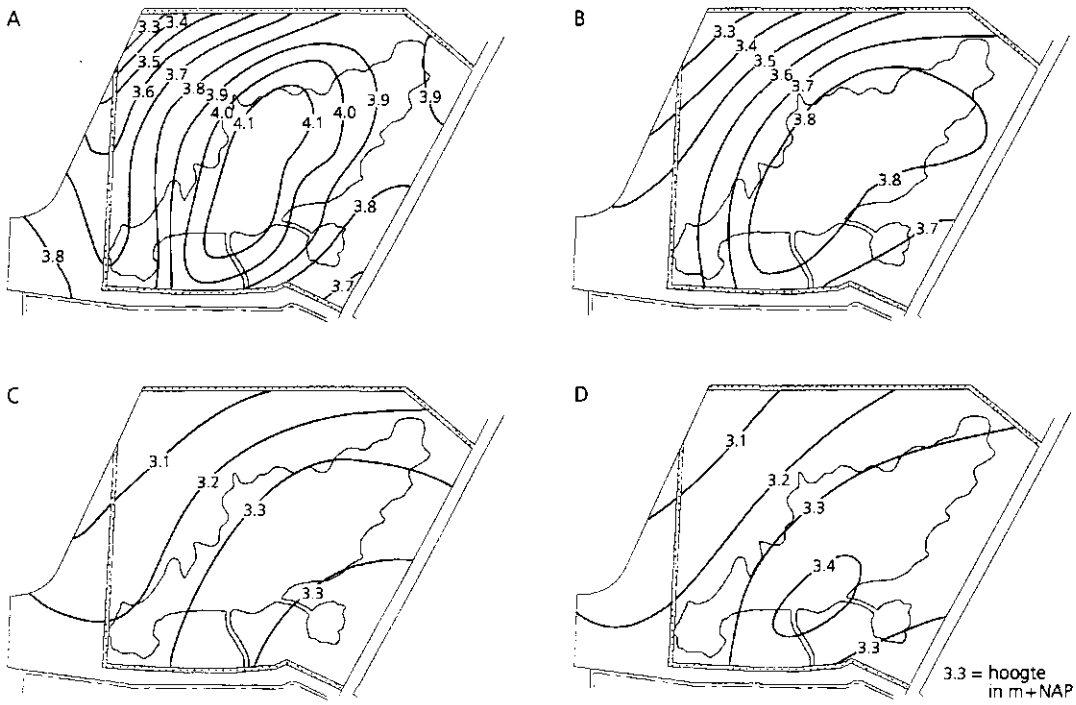

Fig. 20 Isohypsen van het freatisch grondwater in de periode tussen 1978 en 1979. A: Gemiddelde van december, januari en februari; B: Gemiddelde van maart, april, mei; C: Gemiddelde van juni, juli en augustus; D: Gemiddelde van september, oktober en november.

is ontleend aan Jansen en Kemmers (1980), waarbij is aangenomen dat het afdekkend pakket een verzadigde doorlatendheid van 1,5 m/dag heeft, de verticale doorlatendheid van de Eemklei 0,02 m/dag bedraagt en het leemlaagje, dat op 2,4 m + NAP ligt, een verticale doorlatendheid van 0,10 m/dag heeft.

Voor de situatie vòòr en na de maatregelen zijn de meteorologische data en grondwaterstanden van 1992 gebruikt om expliciet het effect van de maatregelen te kunnen illustreren.

Als flux aan de bovenrand is voor beide doorsneden het neerslagoverschot ingevoerd. Daarvoor is de hoeveelheid neerslag te Woudenberg verminderd met de referentiegewasverdamping voor de Bilt (KNMI, 1992). Voor de schraallandjes is deze hoeveelheid voor de winterperiode verminderd met de oppervlakkige afvoer.

Verondersteld is dat dit in de nieuwe situatie de hoeveelheid neerslag betreft die is gevallen gedurende de periode waarin het zuidwestelijke schraallandje bij C en het zuidoostelijke schraallandje bij 10 was geïnundeerd. Uitgaande van inundatieduur (fig. 19) is hiervoor een evenredige hoeveelheid berekend. Voor de oorspronkelijke situatie is een zelfde werkwijze gevolgd, waarbij als tijdsduur voor oppervlakkige afvoer de periode vanaf de knik in de duurlijn is aangehouden. Bij het stagneren van de oppervlakkige afvoer blijft echter een laag water op het maaiveld achter dat alsnog infiltreert. Volgens de tijd-stijghoogtelijnen (fig. 17) heeft een dergelijke situatie zich tweemaal voorgedaan. Voor het zuidwestelijke schraallandje (C) betreft het dan een hoeveelheid van 2 x 30 mm = 60 mm en voor het zuidoostelijke graslandje van 2 x 70 mm = 140 mm.

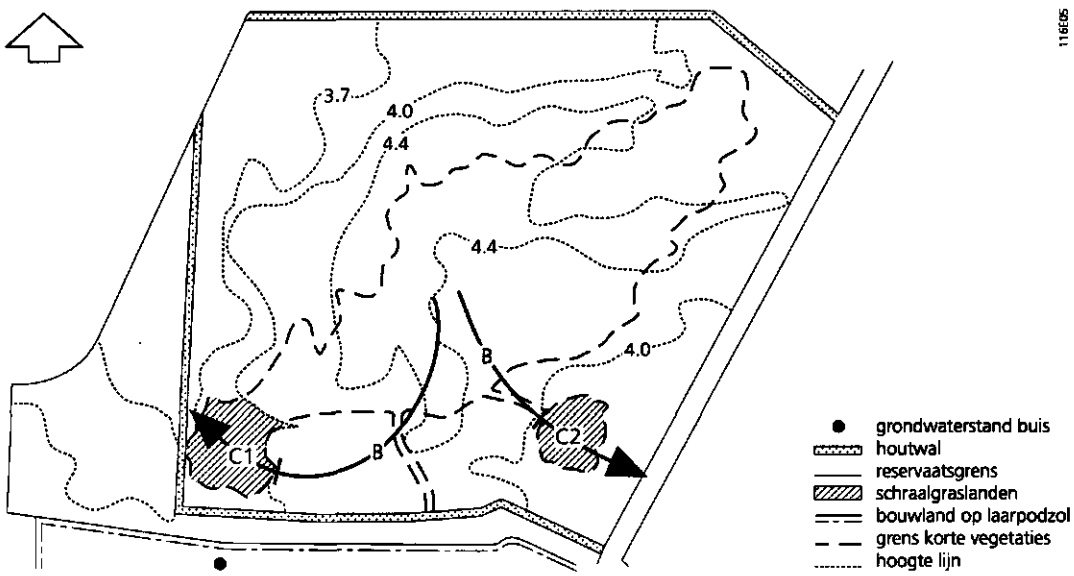

Fig. 21 Gemiddelde stroomlijn door de graslandjes

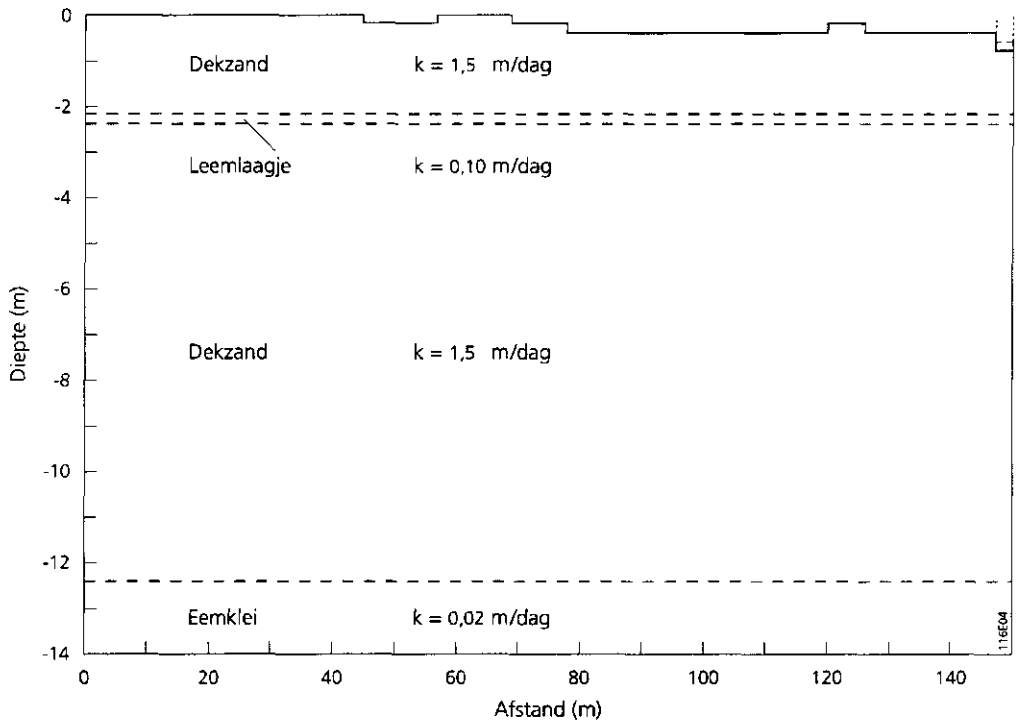

Fig. 22 Schematisatie van de ondergrond in Groot-Zandbrink voor berekeningen met het model STRELIN

De greppels hebben naast een afwaterende functie ook een drainerende werking gedurende de dagen waarin het grondwaterniveau in de graslandjes (h) hoger is dan de het waterniveau in de greppels (h_{gr}). De afvoer (A) is dan gelijk aan:

$$A = (h - h_{gr}) : y \text{ (m/dag)} \qquad (8)$$

Hierin is y de drainageweerstand (dag). Voor de greppel in het fijnzandig dekzand van het zuidwestelijke schraallandje is op grond van een globale berekening volgens de methode van Ernst (1962) een weerstand van 400 etm aangehouden en voor de kleinere greppels in het zuidoostelijke graslandje 600 etm. Het waterniveau in de greppels is op grond van enkele meetgegevens zo goed mogelijk geschat. Met de beschikbare gegevens is de berekende drainage naar de greppels een zeer globale benadering. De bijdrage aan de waterbalans is echter klein.

De kwelfux via de onderrand is volgens vergelijking (7) uit paragraaf 5.3.1 berekend. Volgens figuur 17 neemt het verschil in stijghoogte onder en boven de Eemklei, en daarmee de kwel, in de zomer toe. Tot slot is de uitgaande flux aan de zijrand als resultante van de andere randfluxen berekend. In tabel 5 staat een samenvatting van de randfluxen voor zomer en winter van 1992 en de daaruit afgeleide gemiddelden waarmee de stroomlijnen uit figuur 23 zijn berekend.

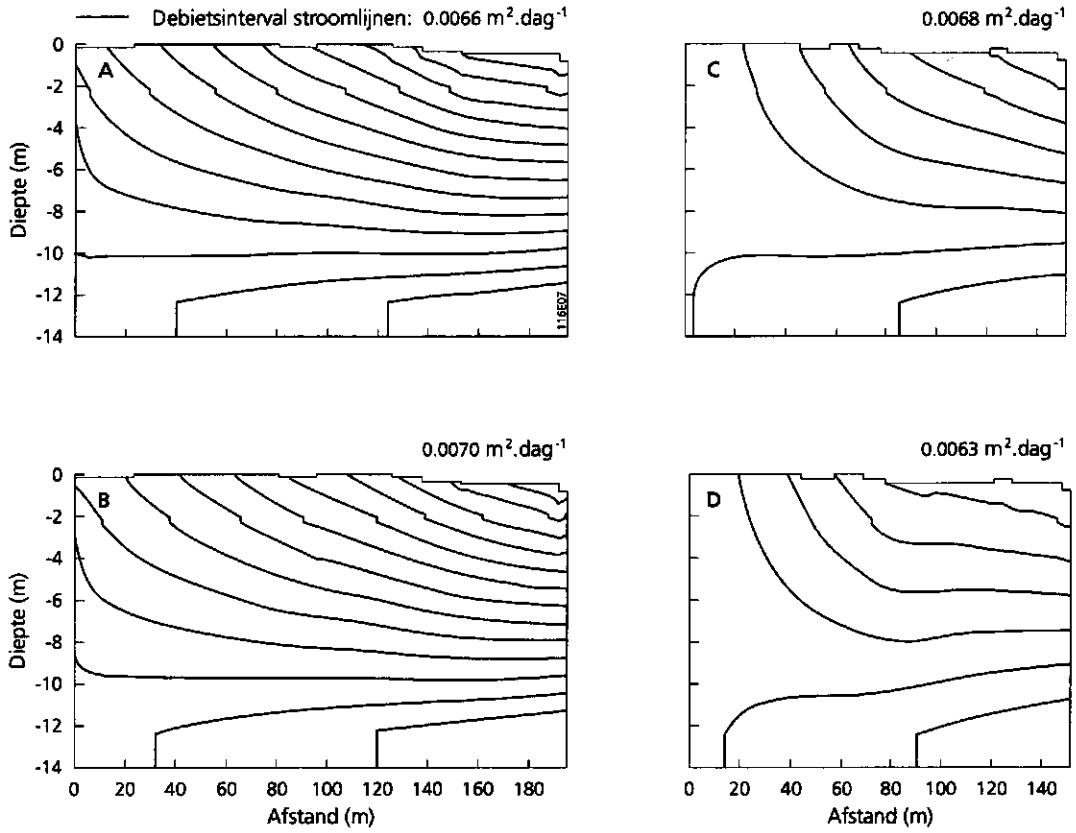

Fig. 23 Verticale doorsneden van de stroomlijnen uit figuur 20. A1: Uitgangssituatie voor het zw-graslandje; A2: Situatie na ingreep voor het zw-graslandje; B1: Uitgangssituatie voor het zo-graslandje; B2: Situatie na ingreep voor het zo-graslandje

In de oorspronkelijke en in de nieuwe situatie is de netto flux aan de bovenrand van beide graslandjes neerwaarts gericht. In het zuidwestelijke schraallandje is de flux in de nieuwe situatie groter geworden. De flux is daar toegenomen van 0,48 naar 0,90 mm/dag, ofwel van 175 naar 328 mm/jaar. Voor de berekening van de fluxen aan de bovenrand is aangenomen dat het maaiveld vlak is, maar in werkelijkheid helt het zwak af in westelijke richting waardoor er een spreiding zal optreden. Zeker in het hogere gedeelte wordt vrijwel het hele neerslagoverschot in het profiel geborgen. In het zuidoostelijke schraallandje is de neerwaartse flux afgenomen, van 0,69 naar 0,30 mm/dag, ofwel van 252 naar 110 mm/jaar. De verblijftijd van het bovenste grondwater is hierdoor toegenomen.

Tabel 5 ***Samenvatting van de gemiddelde randfluxen voor de berekeningen met STRELIN. De letters komen overeen met de delen van de stroomlijnen uit figuur 21. De cijfers zijn in millimeters per etmaal; positief is inkomende, negatief is uitgaande flux.***

		Voor de ingreep			Na de ingreep		
		zomer	winter	gemiddeld	zomer	winter	gemiddeld
waterscheiding		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
B	bovenrand	-0,07	2,03	0,98	-0,07	2,03	0,98
	onderrand	0,30	0,13	0,22	0,30	0,13	0,22
C1	bovenrand	-0,07	1,03	0,48	-0,07	1,87	0,90
	greppel	-0,21	-1,74	-0,98	-0,42	-3,09	-1,76
	onderrand	0,38	0,22	0,30	0,38	0,22	0,30
	zijrand			-7,91			-8,32
C2	bovenrand	-0,07	1,44	0,69	-0,07	0,66	0,30
	greppel	-	-	-	-0,10	-1,44	-0,77
	onderrand	0,38	0,22	0,30	0,38	0,22	0,30
	zijrand			-4,73			-3,82

Het hier gegeven voorbeeld moet als indicatie voor de veranderingen worden beschouwd. Afhankelijk van de meteorologische omstandigheden kunnen er aanzienlijke verschillen in capillaire flux en in grootte en verdeling van het neerslagoverschot optreden. Daarnaast moet rekening worden gehouden met (regionale) invloeden die doorwerken op het lokale grondwaterregime.

5.3.4 Chemische samenstelling van het grondwater

De analyseresultaten van de vijf meetplekken zijn opgenomen in aanhangsel 6. Verschillen in concentraties treden op tussen de meetplekken onderling en tussen de verschillende dieptes per meetplek. Ook in de tijd treden er veranderingen op, echter zonder dat er tendensen en seizoensgebonden fluctuaties (statistisch) aangetoond kunnen worden.

Van de concentraties calcium, chloride en sulfaat zijn per monsterplek gemiddelden berekend van de laatste 9 metingen. De eerste 3 metingen zijn niet gebruikt omdat daarvan enkele analyseresultaten onbetrouwbaar zijn door verstoring van de bodem bij het plaatsen van de meetcupjes. De parameters, waarvan de gemiddelden in tabel 6 zijn aangegeven, geven een indicatie van de mate van rijping (calcium), verontreiniging (chloride en sulfaat) en aërobie (sulfaat).

De analyseresultaten en gemiddelden uit tabel 6 geven aan, dat het ondiepe bodemwater in het zuidwestelijke schraallandje bij plek 12 *(12.2)* overwegend lage concentraties ionen heeft (EC 7,4-21,3 ms/m). De invloed van regenwater is groot. Op 1 meter diepte *(12.1)* heeft het water een meer lithoclien karakter met hogere concentraties calcium. De grote spreiding duidt op een interferentie tussen water met

een atmocliene en water met een lithocliene herkomst. Bij 12.1 is de sulfaatconcentratie vanaf 8 april 1991 met een factor 3 gedaald (zie aanhangsel 6).

Tabel 6 Gemiddelde concentraties calcium, chloride en sulfaat over de periode december 1991 tot en met december 1993. Tussen haakjes is de spreiding aangegeven

Monsterpunt	cm-mv.	diepte mg.l^{-1}	calcium	chloridesulfaat
12.2	20	18,2 (3,4)	6,3 (4,1)	20,4 (9,6)
12.1	100	50,6 (5,6)	9,7 (3,0)	37,3 (17,6)
C.2	20	27,6 (12,0)	8,1 (3,5)	17,6 (12,9)
C.1	100	54,6 (5,6)	11,3 (1,3)	11,7 (10,1)
A.2	20	33,2 (6,5)	25,9 (12,9)	44,8 (12,5)
A.1	100	64,6 (11,9)	27,4 (6,8)	63,8 (17,7)
10A.2	20	25,8 (8,9)	21,0 (9,6)	13,7 (4,2)
10A.1	100	96,0 (17,3)	19,2 (1,4)	5,6 (1,8)
10B.2	20	13,0 (1,3)	8,8 (5,1)	11,7 (5,1)
10B.1	100	30,4 (6,1)	10,4 (1,8)	17,6 (10,5)

Deze verandering wordt door ons niet in verband gebracht met de verbetering van de greppels, maar met een eerdere maatregel, waarbij bovenstrooms van het graslandje een stukje bos met Grove den is gekapt. De extreem hoge sulfaatconcentraties (>250 mg/l) die onder het voormalige bos zijn gemeten en die het gevolg waren van depositie van SO_x (Jansen, 1989), zijn de meetplek blijkbaar gepasseerd.

Bij plek C, benedenstrooms van plek 12, is de sulfaatgolf niet aangetroffen. De hogere concentraties die daar op 1 meter diepte *(C.1)* van december 1991 tot juni 1992 zijn waargenomen hangen daar niet mee samen. De sulfaatgolf is (i) nog niet aangekomen, (ii) gereduceerd of (iii) dieper dan 1 meter aan het passeren. Het ondiepe bodemwater bij C *(C.2)* heeft wel verhoogde concentraties sulfaat aan het einde van de zomer, maar dat is toe te schrijven aan toegenomen aëratie van de bovengrond waardoor zwavelverbindingen oxyderen tot sulfaat. Afgezien van de eerste, onbetrouwbare meetrondes, is de concentratie calcium van het diepere water bij C relatief hoog en blijft vrij stabiel. Incidenteel zijn vergelijkbare concentraties ook in het ondiepe bodemwater aangetroffen. De concentratie bicarbonaat blijft echter laag, mogelijk omdat CO_2 ontwijkt waardoor het evenwicht in vergelijking (7) naar rechts verschuift.

Bij plek A zijn de concentraties chloride en sulfaat van het ondiepe *(A.2)* en het diepe *(A.1)* bodemwater vaak zodanig hoog, dat er sprake is van een invloed van buiten het schraallandje, waarschijnlijk door (i) een grotere depositie, (ii) indikking van het grondwater als gevolg van verdamping in de aangrenzende eikenlaan en (iii) mogelijk ook door bemesting van het daarachter gelegen bouwland. De wisselende concentraties calcium en bicarbonaat duiden op een periodieke afwisseling tussen atmoclien en lithoclien water, waarbij het ondiepe water overwegend van atmocliene en het diepe water van overwegend lithocliene herkomst is.

In het zuidoostelijke schraallandje heeft het bodemwater op 1 meter diepte *(10A.1)* een lithocliene samenstelling; de concentraties calcium en bicarbonaat zijn hoog. Ondiep *(10A.2)* zijn lithocliene invloeden af en toe merkbaar, maar afgaande op de

lage concentraties chloride (<10 mg/l) komen er ook perioden voor waarin atmocliene invloeden sterk domineren.

Bij plek 10B is het bodemwater van atmocliene herkomst. In vergelijking met de op 25 m afstand gelegen plek 10A is de chlorideconcentratie op 1 meter diepte *(10B.1)* lager (7,8-12,7 mg/l). Het betreft lokaal infiltratiewater dat in beperkte mate gerijpt is.

5.3.5 Verandering van de chemische samenstelling van het grondwater

Hoewel er als gevolg van de maatregelen geen tendens in de veranderingen van concentraties zijn geconstateerd, bieden de resultaten wel de mogelijkheid een vergelijking te maken met de waterkwaliteit die in eerdere perioden is vastgesteld. Eventuele veranderingen zijn het gevolg van ontwikkelingen die zich onafhankelijk van de maatregelen hebben voorgedaan.

Van april 1978 tot eind 1981 (Kemmers en Jansen, 1980) en van mei 1985 tot oktober 1986 (Kemmers en Jansen, 1988) zijn frequent metingen van de grondwaterkwaliteit verricht. In het zuidwestelijke schraallandje is het grondwater op de plekken C (vanaf 1980) en 12 bemonsterd en in het zuidoostelijke schraallandje op plek 10, tien meter ten zuidwesten van de huidige meetplek 10A. Op iedere plek stonden twee grondwaterstandsbuizen met filterdieptes van ca. 0,1-0,5 en 0,9-1,3 beneden maaiveld. De monsters, die via de buizen zijn genomen, bestrijken een groter en gemiddeld 10 cm dieper traject dan de actuele bemonstering via de cupjes. In de periode 1985-1986 zijn naast de buizen ook cupjes bemonsterd waarvan de diepte wel met de gemiddelde filterdiepte van de buizen overeenkomt.

Van de meetresultaten zijn voor de verschillende perioden gemiddelden berekend van de concentraties calcium, chloride en sulfaat. Van de plekken 10 ondiep en C ondiep waren hiervoor in de periode 1978-1981 twee meetwaarden beschikbaar. De overige gemiddelden zijn uit 4-16 waarden berekend. De resultaten staan in tabel 7.

Op een enkele uitzondering na komen de concentraties die in 1985-1986 via de buizen en via de cupjes gemeten zijn goed met elkaar overeen. Alleen bij 10 diep is er een groot verschil in de concentratie calcium en bij 12 diep en 10 diep en ondiep in de concentratie sulfaat. Met uitzondering van de calciumconcentratie bij 10 diep die via het cupje is gemeten geven de concentraties eenzelfde tendens te zien.

De calciumconcentratie van het ondiepe grondwater is sinds 1978 met ongeveer een factor 3 gedaald. Ook is de concentratie van een aantal ionen in het diepere water gedaald, maar minder evident.

Tabel 7 Gemiddelde concentraties calcium, chloride en sulfaat in verschillende perioden sinds 1978

Periode	Methode	Locatie					
		12		C	10		
		ondiep	diep	ondiep	diep	ondiep	diep
			CALCIUM (mg/l)				
1978-1981	buis	59,3	63,5	89,8	85,0	66,7	152,7
1985-1986	buis	54,7	65,9	50,5	79,9	38,5	111,2
	cupje	51,0	69,9	54,6	79,3	36,3	62,8
1991-1993	cupje	18,2	50,6	27,7	54,6	25,8	96,0
			CHLORIDE (mg/l)				
1978-1981	buis	10,9	12,3	14,0	8,1	21,9	15,1
1985-1986	buis	23,9	33,1	18,0	19,2	20,1	29,7
	cupje	18,7	28,8	20,1	23,2	16,4	24,8
1991-1993	cupje	6,3	9,7	8,1	11,3	21,0	19,2
			SULFAAT (mg/l)				
1978-1981	buis	68,0	7,6	21,0	2,9	138,0	76,8
1985-1986	buis	45,1	32,6	7,9	4,4	29,8	36,3
	cupje	48,6	53,5	9,7	5,0	42,6	24,4
1991-1993	cupje	20,4	37,3	17,6	11,7	13,7	5,6

De chloride-concentraties in het diepe en ondiepe grondwater geven overal een stijging gevolgd door een daling te zien. Chloride is een inert ion, waarvan de concentratie samenhangt met depositie, indamping en verontreiniging. Bepalend voor de concentratie bij de monsterpunten zijn vooral depositie en indamping. Hierin treden blijkbaar wel wisselingen, maar geen structurele veranderingen op.

Opvallend is de tijdspanne waarin de grootste veranderingen zijn opgetreden: bij 12 het meest recent ('85/'86-'91/'93), bij C een gestage daling gedurende de hele periode ('78/'81-'91/'93) en bij 10 na de eerste meetperiode ('78/'81-'91/'93).

De sulfaatconcentratie is bij 12 ondiep en 10 diep en ondiep zeer sterk afgenomen. In de loop der jaren is bij het zuidoostelijke schraallandje de bosrand steeds verder weggekapt waardoor de depositie van SO_x is verminderd. Bij 12 is eenzelfde verandering aan de orde sinds een stroomopwaarts gelegen bosje met Grove den is gekapt (zie ook par. 5.3.4). Zoals eerder is aangegeven, neemt de sulfaatconcentratie in het diepere grondwater daar nog steeds af.

5.3.6 Typering van het grondwater

De bewerkingen van de analyseresultaten met het programma MAION geven als resultaat de overeenkomst met de geselecteerde referentiemonsters: 1) Li-Du: Matig hard, lithoclien grondwater; 2) Atmo: regenwater en 3) Rijn: Rijnwatersamenstelling. Op incidentele uitzonderingen na is de overeenkomst met regenwater negatief en de overeenkomst met Rijnwater klein. Alleen bij 10A ondiep en A diep en ondiep is de overeenkomst met Rijnwater soms groter dan 40% en is er sprake van een zekere verontreiniging. De overeenkomst met gerijpt grondwater is in figuur 24 aangegeven.

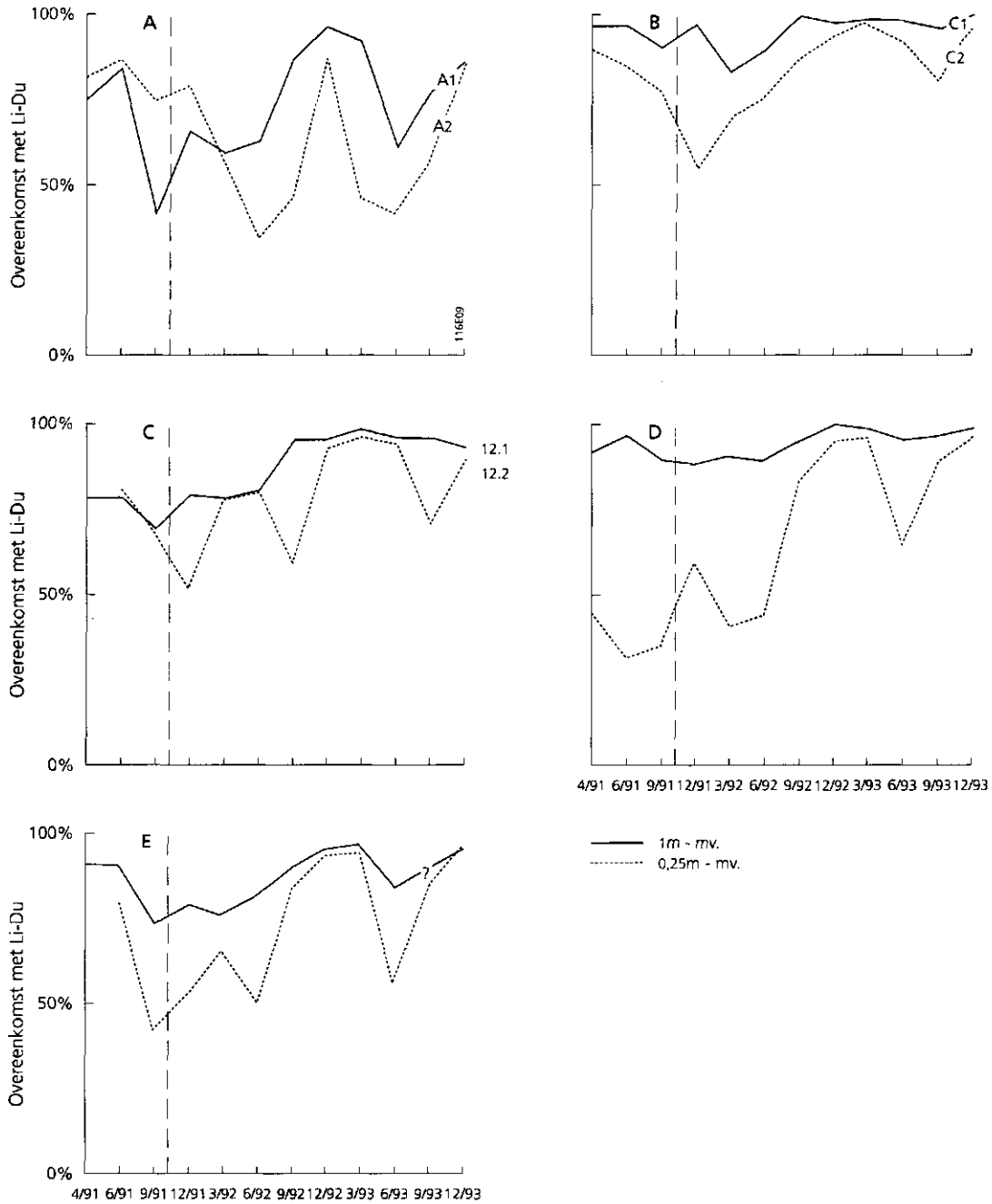

Fig. 24 Het verloop van de overeenkomst van het grondwater op de verschillende locaties met het referentiemonster voor lithoclien water (Li-Du)

In het zuidwestelijk schraallandje is de overeenkomst van het diepere water bij *(12.1)* met het lithocliene grondwater na de maatregelen toegenomen tot meer dan 90% en lijkt het ondiepe water dat verloop met de nodige schommelingen te volgen. Bij A treden grote fluctuaties in overeenkomst op, zowel in het diepe *(A.1)* als in het ondiepe *(A.2)* grondwater. Bij C heeft het diepe grondwater *(C.1)* een grote overeenkomst met lithoclien water. Het ondiepe bodemwater *(C.2)* laat een ruime golfbeweging zien die tijdens de laatste vijf metingen regelmatig meer dan 90% overeenkomst vertoont.

In het zuidoostelijke schraallandje is de overeenkomst van het diepe grondwater bij 10A groot en neemt die van het ondiepe bodemwater *(10A.2)* toe. Bij 10B is de overeenkomst van diep en ondiep *(10B.1 en 10B.2)* grondwater kleiner en is een toename minder duidelijk.

De berekeningen met MAION zijn gebaseerd op concentraties en verhoudingen tussen de major-ionen. De as die de overeenkomst met lithoclien water aangeeft, is vooral gebaseerd op ionverhoudingen. Watermonsters die een gelijke overeenkomst met de lithocliene referentie hebben, kunnen onderling nog sterk verschillen. Dit is te verklaren uit het feit dat een geringe bijmenging van lithoclien water aan een zuiver regenwatermonster al tot een hoge similariteit van het mengmonster met het lithocliene water leidt. Met een toekenningsprogramma is nagegaan welk aandeel regenwater en welk aandeel lithoclien grondwater in de monsters aanwezig was. Het programma stelt voor een monster vast met welke mengverhouding tussen de drie referentiewatertypen het de sterkste overeenkomst vertoont. De toegekende mengverhouding tussen lithoclien (Li) en atmoclien (At) is in figuur 25 weergegeven als een ratio volgens: Li/(Li + At). Deze verhouding wordt verder aangeduid als rijpingsratio. Zuiver litoclien water heeft een rijpingsratio 1 en zuiver atmoclien water een ratio 0. Het aandeel verontreinigd water kan van zowel atmocliene als lithocliene herkomst zijn en is in figuur 25 als onzekerheidsmarge van de rijpingsratio aangegeven.

Figuur 25 laat zien dat de onzekerheidsmarge van de rijpingsratio als gevolg van verontreiniging over het algemeen afneemt in de tijd. Mogelijk dat door de plaatsing van de cupjes een langduriger verstoring van de waterkwaliteit optreedt en dat het programma dat als 'verontreiniging' herkent. Alleen bij A is sprake van een periodieke verontreiniging.

Bij de 5 meetpunten heeft het diepe *(..1)* water een hogere rijpingsratio dan het ondiepe *(..2)* bodemwater. Bij *10B.1* domineert atmoclien water (rijpingsratio < 0,5) en bij *A.1* en *12.1* afwisselend atmoclien en lithoclien water. Bij *C.1* overheerst lithoclien water, hoewel er perioden voorkomen waarin de ratio sterk afneemt. Het diepe water bij 10A *(10A.1)* bestaat uitsluitend uit lithoclien water.

Van het ondiepe bodemwater *(..2)* is de ratio alleen bij C en 10A incidenteel hoger dan 0,5. Een nadere beschouwing laat zien, dat het verloop van de ratio van het ondiepe water bij C, 10A en 10B een seizoeneffect ondergaat. De metingen van maart '92 en maart '93 zijn verricht aan het einde van de winterperiode waarin de effectiviteit van de maatregelen naar verwachting het grootst is geweest. Bij de drie meetplekken heeft de ratio op dat tijdstip een piek. Bij 10A en 10B is bij de laatste meting de toename van de ratio al ingezet onder invloed van de natte periode september-december '93. Tabel 8 laat zien dat de toenemende rijpingsratio bij 10 een nieuwe ontwikkeling is. Bij 12 en C kan na de grote afname van de rijpingsratio hooguit sprake zijn van een herstel.

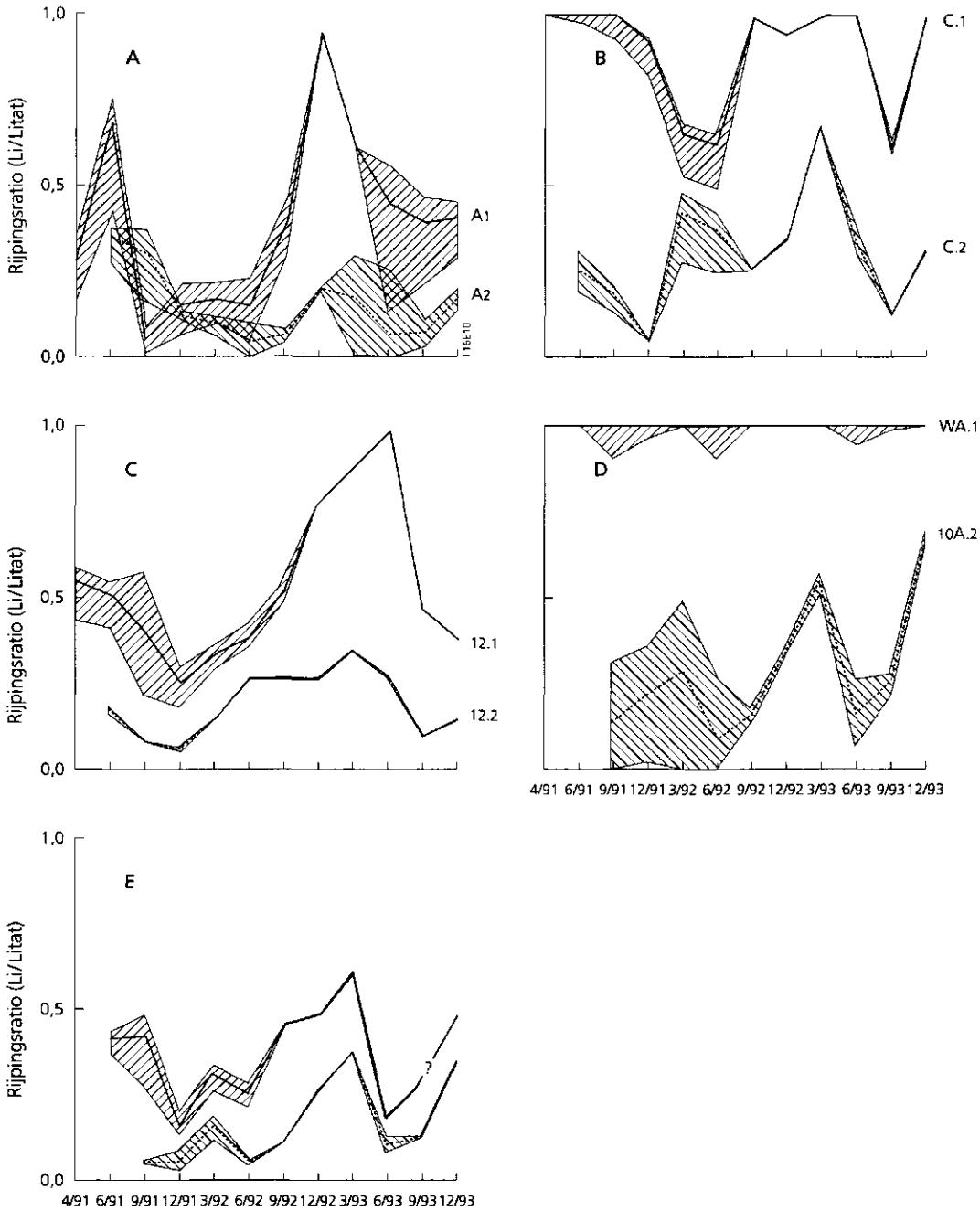

Fig. 25 Het verloop van de rijpingsratio van het bodem- en grondwater op de verschillende locaties

Tabel 8 Gemiddelde rijpingsratio's over de perioden 1978-1981 en 1991-1993

Periode	Locatie					
	12		C		10	
	ondiep	diep	ondiep	diep	ondiep	diep
1978-1981	0,34	1,00	0,72	1,00	0,05	0,88
1991-1993	0,19	0,54	0,31	0,90	0,29	1,00

5.4 Discussie en conclusies

De frequentie van waarnemen van grondwaterstanden en waterkwaliteit is voldoende om het verloop ervan te kunnen volgen. Voor een vergelijking met de situatie van voor het opschonen van de greppel langs het zuidwestelijke schraallandje en het ondiep begreppelen van het zuidoostelijke schraallandje moest worden teruggegrepen op waarnemingen die in eerdere perioden zijn verricht. De geconstateerde veranderingen geven dan weliswaar waardevolle informatie over 'macro'-ontwikkelingen, maar niet over de uitgangssituatie in het winterhalfjaar voorafgaand aan de maatregelen.

Om aan te kunnen geven of de ontwikkelingen die als gevolg van de maatregelen in gang zijn gezet een structureel karakter hebben, is een langjarige meetreeks nodig met daarin situaties die onder uiteenlopende meteorologische omstandigheden zijn opgenomen. Omdat de maatregelen uitsluitend gedurende natte perioden effectief zijn dient de meetreeks in ieder geval de winterperioden te omvatten. Voor de waterkwaliteitsmetingen vormen de vierjaarlijkse metingen een minimum om ontwikkelingen en de daarin optredende spreiding te kunnen volgen. Gezien het labiele calcium-waterstof-bicarbonaat evenwicht kan worden overwogen om naast het elektrisch geleidingsvermogen alleen de concentraties calcium, magnesium, chloride en sulfaat te meten.

De conclusie die uit het kwantitatief hydrologisch onderzoek voor het zuidoostelijke schraallandje kan worden getrokken is, dat de beide kleine greppels effectief zijn. Er treedt oppervlakteafvoer op vanaf het moment dat de lagere terreingedeelten inunderen. Als gevolg van een dikwijls geringe afvoercapaciteit van de greppels komen nog wel inundaties tot 10 cm voor. Een schatting van een jaargemiddelde situatie geeft aan dat oppervlakteafvoer en capillaire flux de infiltratieflux voor een belangrijk gedeelte compenseren. De gemiddelde verblijftijd van het bovenste grondwater is toegenomen.

De situatie in het zuidwestelijke schraallandje is in ongunstige zin gewijzigd. Mogelijk dat niet (alleen) het verbeteren van de greppel daar debet aan is, maar ook ontwikkelingen in de omgeving die het lokale waterregime verder hebben beïnvloed. De beschikbare gegevens geven daar geen uitsluitsel over. In het zuidwestelijke schraallandje komen vrijwel geen inundaties meer voor, waardoor het neerslagoverschot er voor een belangrijk gedeelte kan infiltreren. Het peil in de greppel is te laag, in combinatie met een te grote afvoercapaciteit.

De conclusie die uit het kwalitatief hydrologisch onderzoek kan worden getrokken is, dat er sinds de eerste meetperiode van 1978-1981 grote veranderingen in de samenstelling van vooral het ondiepe grondwater zijn opgetreden. Het sterkst komt dat tot uitdrukking in de calciumconcentratie, die in beide schraallandjes met een factor 3 is afgenomen. Desondanks blijkt uit de typering van het water, dat in de lagere delen van het zuidoostelijke schraallandje waar het ondiepe bodemwater oorspronkelijk van overwegend atmocliene herkomst was, nu een aandeel lithoclien water aanwezig te zijn, dat in de loop van iedere winterperiode verder lijkt toe te

nemen. In het ondiepe, nagenoeg atmocliene bodemwater van het hogere gedeelte van het schraallandje is deze tendens ook waarneembaar.

De afname van de calciumconcentratie in het zuidwestelijke schraallandje heeft wel tot een sterke veratmotrofiëring van het ondiepe bodemwater geleid. Het nagenoeg lithocliene bodemwater van de lagere delen van het schraallandje is vervangen door water met een overwegend atmocliene samenstelling en dat vergelijkbaar is met het watertype dat eerder onder de hogere delen aanwezig was. Ook het grondwater op een meter diepte heeft een verschuiving in atmocliene richting ondergaan. Voor de hogere delen leiden de maatregelen niet tot een herstel van de vroegere situatie. In de lagere delen neemt het aandeel lithoclien water aan het einde van de winterperiode in zekere mate toe, maar het niet duidelijk is of er van een herstel sprake is.

6 Synthese

In de voorgaande hoofdstukken zijn de reacties van variabelen van verschillende onderdelen uit de ingreep-effectketen besproken. Als object zijn het hydrologisch, het bodemkundig en vegetatiekundig compartiment in beschouwing genomen. Aan het begin van de keten is het graven van greppels als maatregel uitgevoerd.
Het doel van dit hoofdstuk is de tot nu toe individueel bestudeerde reacties van de verschillende objecten met elkaar in verband te brengen en te beoordelen of de maatregel effectief is geweest.

6.1 De maatregel-effectketen

Vos et al. (1991) onderscheiden bij monitoring ingreep-, tussen- en doelvariabelen. De uiteindelijke doelvariabelen van de maatregelen die in het kader van EGM zijn uitgevoerd betreffen de plantesoorten. Tussenvariabelen uit het hydrologisch en/of bodemkundig compartiment zijn van belang voor verdieping van inzicht in processen, vooropgesteld dat er duidelijke relaties bestaan tussen de verschillende variabelen. Tussenvariabelen die als een na laatste in de ingreep-effectketen optreden, kunnen ook de rol van doelvariabelen overnemen. Dit is raadzaam als de doelvariabelen latent reageren.

Er wordt verondersteld dat er een causaal verband in de ingreep-effectketen aanwezig is zoals weergegeven in tabel 9.

Uit de monitoring blijkt dat in het vegetatieonderzoek geen duidelijke en/of eenduidige veranderingen optreden die met de maatregel in verband staan (fig. 4). Daarmee vervalt de mogelijkheid de maatregel te evalueren met behulp van de doelvariabelen. Bij de analyse van de veranderingen in de vegetatie is het bestaande patroon in 1991 als uitgangspunt gekozen. Uit het bodemkundig onderzoek bleek echter dat zich nieuwe patronen ontwikkelen. Via een analyse van de patroon-ontwikkeling in de vegetatie zouden wellicht duidelijker conclusies getrokken kunnen worden over de reactie van de vegetatie op de maatregel.

Uit bodemkundig onderzoek blijkt dat geen significante veranderingen optreden in variabelen die de nutriëntentoestand beschrijven zoals C/N- en C/P-verhoudingen en nutriëntenvoorraden (fig. 12) en in verband kunnen worden gebracht met de maatregel.

Tabel 9 Overzicht van de aard en de reacties van variabelen uit de ingreep- effectketen uitgesplitst naar hoge en lage terreindelen in een schraalgrasland

Soort variabele	Reactie	
	Lage terreindelen	Hoge terreindelen
Ingreep-	1. Door het graven van een greppel kan in het winterhalfjaar neerslagwater worden afgevoerd, waardoor een daling van het waterpeil optreedt en het potentiaalverschil met diep grondwater toeneemt;	
Tussen-	2. Via de greppel vindt oppervlakkige afvoer van neerslagwater plaats;	
Tussen-	3a. Grondwaterstand in winterperiode staat in het maaiveld;	3b. Geringe oppervlakkige uitdroging;
Tussen-	4a. Door het toegenomen potentiaalverschil stroomt dieper grondwater naar de greppel;	4b. Door daling van de grondwaterstand neemt de bergingscapaciteit van neerslagwater toe;
Tussen-	5a. In een zone langs de greppel wordt een basenarm regenwatertype vervangen door een basenrijk grondwatertype;	5b. Regenwater verdringt grondwater;
Tussen-	6a. De basenbezetting van de bodem langs de greppel neemt toe en vormt een weerspiegeling van de basensamenstelling van het grondwater;	6b. De basenbezetting van de bodem daalt en weerspiegelt de regenwater samenstelling;
Tussen-	7. De basenbezetting beïnvloedt de nutriëntenhuishouding van de bodem via decompositie en fixatie;	
Doel-	8. Plantesoorten reageren op veranderde vocht-, zuur- en nutriëntenhuishouding.	

Op basis van de aangebrachte stratificatie voor bemonstering blijkt dat ook voor de calciumbezetting de verschillen tussen de jaren meestal geringer zijn dan de verschillen binnen het stratum. In de korte periode van monitoring treedt nog geen significante trend op in verschillen tussen de jaren. Wel blijkt de calciumbezeting in 1991 duidelijk lager te liggen dan rond 1980. Alhoewel deze verschillen statistisch niet onderbouwd konden worden, dringt zich het beeld op dat in het afgelopen decennium een geleidelijke verzuring van de schraalgraslanden heeft plaatsgevonden.

Als ingang voor de stratificatie in het bodemkundig onderzoek is gebruik gemaakt van vegetatiekundige patronen in de uitgangssituatie. Via deze strategie kunnen veranderingen in patronen niet in beschouwing worden genomen. Door de grote dichtheid van de bodemkundige bemonstering was het echter mogelijk veranderingen in patronen in kaart te brengen door een vergelijking van de individuele monsterpunten in uitgangssituatie en twee jaar na de ingreep. Binnen de twee graslandpercelen blijkt zich een interessant patroon in de calciumbezetting te ontwikkelen, dat in verband kan worden gebracht met het begreppelingspatroon (zie fig. 14). In zones die onder invloed staan van de greppels is een stijging in de calciumbezetting tot ca. 10% waargenomen, terwijl in geïsoleerde terreindelen een daling in dezelfde orde van grootte optreedt. Uit deze patroondifferentiatie kan

geconcludeerd worden dat begreppeling effect heeft op een tussenvariabele uit de ingreep-effectketen.

Uit het kwantitatief hydrologisch onderzoek blijkt dat perioden met inundaties sterk zijn ingekort door de begreppeling (zie fig. 19). Dit heeft geleid tot een daling van het grondwaterpeil in de winter/voorjaarperiode met 10 à 15 cm. Het potentiaalverschil met het eerste watervoerende pakket is daardoor met eenzelfde hoeveelheid centimeters toegenomen. In het watervoerende pakket schommelt de potentiaal rond een gemiddelde waarde van ca. 3,80 m + NAP (zie fig. 17). Deze drukhoogte stijgt tot ongeveer 40 à 50 cm boven het maaiveld van de graslandpercelen. Als gevolg van het gedaalde freatisch peil zal de kwelflux naar het maaiveld iets zijn toegenomen. De verlaging van de wintergrondwaterstanden heeft ook tot gevolg dat de berging van neerslagwater in de toplaag iets is toegenomen.

Uit het kwalitatief hydrologisch onderzoek blijkt dat zich een trend ontwikkelt van een toenemende similariteit van het ondiepe grondwater met een referentietype voor zacht lithotroof water. In deze trend zijn schommelingen aanwezig, die erop wijzen dat lithotroof water naar de greppels stroomt gedurende de winter- en voorjaarsperiode als de greppels water afvoeren. In perioden dat de greppels geen water voeren en het hydrologisch systeem terugvalt op een tweede orde drainageniveau, treedt ter plaatse van de greppels infiltratie op. Dit komt in de waterkwaliteitsmetingen van de nabijgelegen grondwaterbuizen tot uiting in een lage similariteit met het lithotrofe referentiemonster. De veranderde stromingspatronen komen niet tot uiting in berekeningen met het stroomlijnmodel STRELIN (zie par. 5.3.3). Dit hangt waarschijnlijk samen met de globalisatie en schematisaties voor de berekeningen. Wel blijkt met dit model een versterkte oppervlakkige infiltratie berekend te worden.

De conclusie over toestroming van lithotroof water naar de greppels wordt ondersteund door de conclusie van het bodemkundig onderzoek dat er een toename is van de calciumbezetting in een zone erlangs. De toegenomen berging van neerslagwater op afstand van de greppels uit zich in een daling van de calciumbezetting. Hierdoor ontstaat een patroon van een basenrijke matrix met basenarme 'patches'.

In figuur 26 is een schematisch beeld geconstrueerd van de effecten van de begreppeling op het stroompatroon van het grondwater en de basenstatus van de bodem aan het maaiveld op basis van de onderzoeksresultaten. In de oorspronkelijke situatie voert de greppel geen water af (fig. 26a). Er is een gering potentiaalverschil met de aquifer. Het op het maaiveld geborgen regenwater infiltreert en verdringt het lithotrofe grondwater. Aan het maaiveld dagzoomt grondwater met een lage similariteit voor lithotroof water. De bodem heeft een lage calciumbezeting en verzuurt bij ongewijzigde situatie. Als de greppel watervoerend is gemaakt, daalt het freatisch niveau en neemt de geïnundeerde oppervlakte af (fig. 26b). Het stijghoogteverschil met de aquifer neemt toe. In deze tussenfase trekt de watervoerende greppel het lithotrofe grondwater aan. De samenstelling van het ondiepe grondwater krijgt een lithotrofer karakter. Regenwater kan niet in de bodem worden geborgen en stroomt oppervlakkig over het maaiveld af. Bij voortgaande peilverlaging in de greppel (fig. 26c) zal dit mechanisme zich versterken, waardoor basenrijk grondwater in een

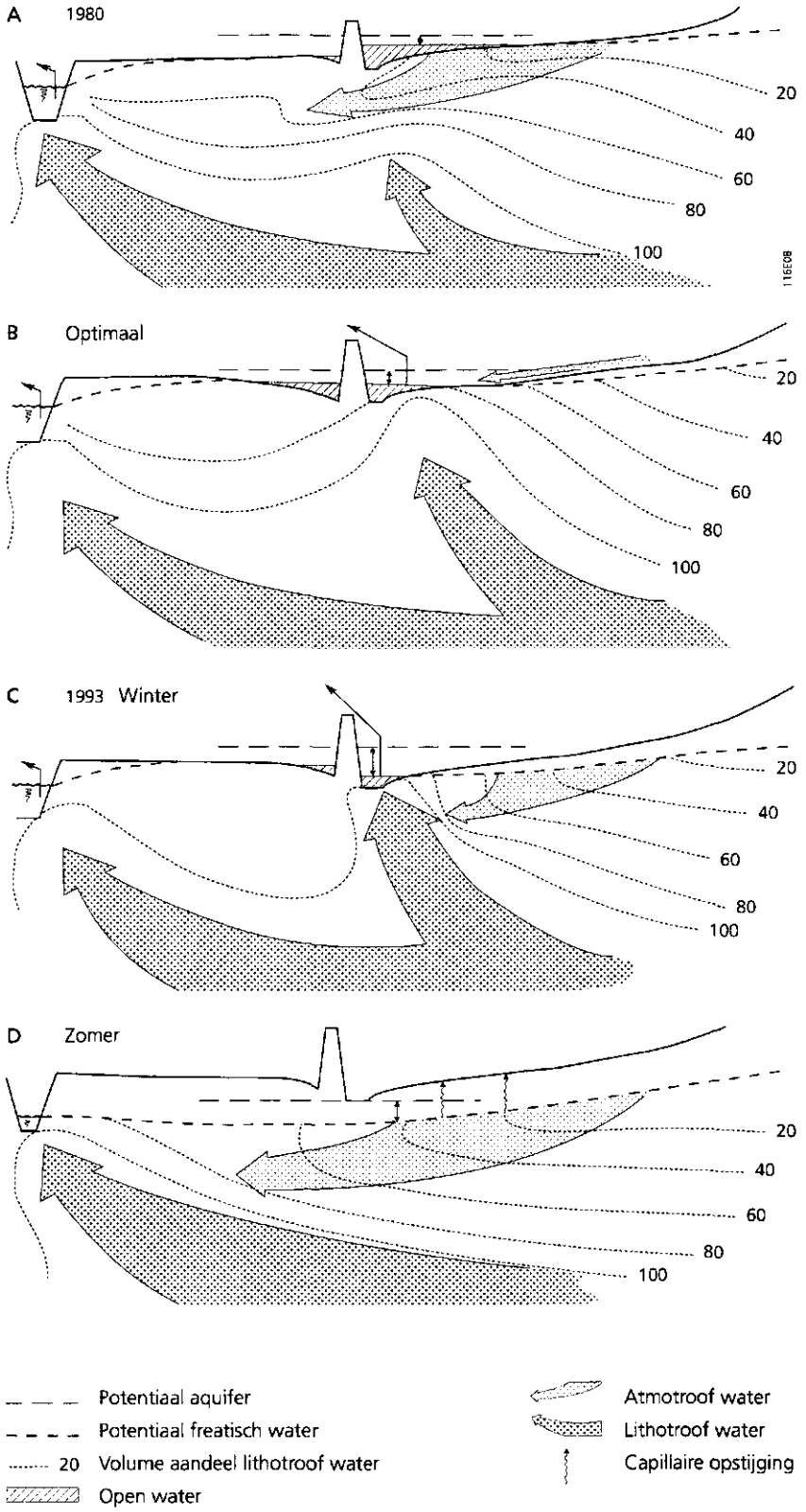

Fig. 26 Effecten van begreppeling op stroompatronen van het grondwater. a) Uitgangssituatie; b) Tussenfase; c) Eindsituatie in winterperiode; d) Eindsituatie in zomerperiode

zone langs de greppels dagzoomt. Hier ontwikkelt zich een hoge basenstatus in de bodem. Door het verlaagde peil in de greppel daalt ook het freatisch peil, waardoor op afstand van de greppel meer regenwater kan worden geborgen. Dit leidt ter plekke tot verzuring van de bodem. In de zomerperiode verliest de greppel zijn drainerend effect (fig. 26d). Het hydrologisch systeem valt dan terug op het eerstvolgende drainagesysteem (randsloten). In deze periode kan in een situatie met neerslagoverschot regenwater de bodem binnendringen, waardoor basen uitspoelen. In drogere perioden kan lithotroof water capillair opstijgen waardoor de basenbezetting aan het maaiveld weer wordt aangevuld.

Het verschil tussen de situatie in figuur 26b en c is subtiel en bedraagt slechts een peilverschil van 10 à 15 cm in de greppel. Onder de huidige omstandigheden is het peil in de greppel te ver gedaald. Het verdient aanbeveling de drempelwaarde in de greppel met ca. 10 cm te verhogen, waardoor zich naar verwachting een optimale situatie zal instellen, zoals in figuur 26b aangegeven.

6.2 Effectiviteit van de maatregelen

Monitoringprojecten kunnen beter worden geëvalueerd op effectiviteit van maatregelen als een meetdoelstelling is geformuleerd. Deze meetdoelstelling moet gekoppeld zijn aan de meetvariabelen. Voor geen van de variabelen is een meetdoelstelling geformuleerd. Dit betekent dat evaluatie van de maatregelen op een meer kwalitatieve wijze moet plaatsvinden. Daarbij spelen verwachte ontwikkelingsrichtingen van variabelen een belangrijke rol. De maatregelen in Groot-Zandbrink beoogden de basenstatus van het terrein te verhogen, via begreppeling.

Als doelvariabele is de soortsamenstelling van de vegetatie gekozen. Verwacht wordt dat de soortensamenstelling zal reageren via een toename in de indicatiewaarde voor zuurgraad en een afname in die voor voedselrijkdom. Gedurende de monitoringperiode zijn geen significante veranderingen aangetoond. Uit het feit dat de dichtstbij gelegen tussenvariabele calciumbezetting van de bodem veranderd is volgens een patroon dat in verband kan worden gebracht met plaatsen waar begreppeld is, concluderen wij dat de maatregelen effectief zijn gebleken. De resultaten van hydrologisch en bodemkundig onderzoek blijken elkaar bovendien te ondersteunen, waardoor de beoordeling van de effecten van de maatregel tot een eenduidige conclusie leidt.

De processen die in de verschillende compartimenten na de maatregel op gang komen bezitten een verschillende snelheid. De toestandsvariabelen, waaruit procesinformatie kan worden afgeleid veranderen daardoor met een verschillend tempo. De volgorde met afnemende reactiesnelheid van toestandsvariabelen loopt via grondwaterstanden, grondwatersamenstelling, basentoestand van de bodem, nutriëntentoestand van de bodem, naar de soortensamenstelling van de vegetatie.

De effectiviteit van de maatregel kan worden verbeterd door een verhoging van de drempelwaarde in de greppel met ca. 10 cm aan te brengen.

Literatuur

Bakker, H. de en J. Schelling, 1989. *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland; de hogere niveaus*. Wageningen, PUDOC. Tweede, gewijzigde druk.

Bannink, J.F. en J.C. Pape, 1974. *Een oriënterend onderzoek naar de bodemgesteldheid in enige natuurterreinen in het waterwingebied Glindhorst*. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering.

Buckman, H.O. en N.C. Brady, 1969. *The nature and properties of soils*. London, The Macmillan Company.

Ernst, L.F., 1962. *Grondwaterstromingen in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale evenwijdige open leidingen*. Wageningen, PUDOC.

Everts, F.H., A.P. Grootjans en N.P.J. de Vries, 1980. *De vegetatie van de madelanden in het stroomdal van de Drentsche Aa. Deel 2: Wetenschappelijke verantwoording*. Groningen, Rijksuniversiteit; Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Groenendijk, P., 1994. *The calculation of streamlines, potentials and travel times in ground water systems*. Wageningen, DLO-Winand Staring Centre. Report in prep.

Groenendijk, P., 1990. *De invloed van wateraanvoer op de grondwaterstroming in een verticale doorsnede door de Empese en Tondense heide berekend met het model STRELIN*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 63.

Groenendijk, P. en F.J.E. van der Bolt, 1990. *Effecten van waterbeheer op standplaatsen met korte vegetaties; Waterkwaliteit en zuurhuishouding*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 64.5.

Hill, M.O., 1979. *TWINSPAN; A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes*. Ithaca, New York, Cornell University.

Jalink, M., 1987. *Veldrus vegetaties in enkele Friese beekdalen*. Groningen, Rijksuniversiteit Groningen; Leeuwarden, P.P.D. Friesland. Laaglandbekenproject 13.

Jalink, M. en A. Jansen, 1989. *Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiering van grondwaterafhankelijke beekdalvegetaties*. Nieuwegein, KIWA N.V. Rapport nr. SWE 89.029.

Jansen, A.J.M., 1990. *Prae-advies effectgerichte maatregelen natte schraallanden*. Nieuwegein, Rapport KIWA.

Jansen, P.C., 1989. 'Belang van de strooisellaag voor de totale depositie in een dennenbos'. *Landschap* 2: 147-161.

Jansen, P.C. en R.H. Kemmers, 1994. *Hydrologische systeembeschrijving van de Gelderse Poort aan de hand van de waterkwaliteit.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 352.

Jansen, P.C., 1994. *De rijpingsratio als uitganspunt voor ecohydrologische systeembeschrijving.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport in voorbereiding.

Kemmers, R.H., 1990. 'De stikstof- en fosforhuishouding van mesotrofe standplaatsen in relatie tot mogelijkheden van aanvoer van gebiedsvreemd water'. *The Utrecht plant ecology news report* 1990 no. 10: 7-22.

Kemmers, R.H. en P.C. Jansen, 1988. 'Hydrochemistry of rich fen and water management'. *Agricultural Water management* 14, 399-411.

Kemmers, R.H. en G. Van Wirdum, 1988. De betekenis van de chemische samenstelling van het grondwater voor het milieu van wilde planten. *Biovisie Magazine* 2.

K.N.M.I., 1992. *Overzicht van de maandelijkse weersgesteldheid.* De Bilt, Koninklijk Meteorologisch Instituut.

Kooiman, J.W., B. van Lagen, H.J.F. Kempen en L. van der Werf, 1993. *Verdroging in Gelderland. Deelrapport 2: Veranderingen in de waterhuishouding in de periode 1950-1990.* Arnhem, Provincie Gelderland.

Locher, W.P. en H. de Bakker (red.), 1990. *Bodemkunde van Nederland. Deel 1, Algemene bodemkunde.* Den Bosch, Malmberg.

Meinardi, C.R, 1978. *Geohydrologische gegevens van Zuidelijk Flevoland en de Gelderse Vallei.* 's-Gravenhage, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening.

Niemann, E., 1973. *Grundwasser und vegetationsgefüge.* Nova acta. Leopoldina suppl. nr 6, Band 38, Leipzig.

Oude Voshaar, J.H., 1991. *Cursus Toegepaste Statistiek; versie t.b.v. PHLO-cursus Onderzoekstechniek.* Wageningen, GLW-DLO. Rapport nr. LWA-91-04.

Payne, R.W., G.M. Arnold en G.W. Morgan, 1987. *GENSTAT 5 Reference Manual.* Oxford, Clarendon Press.

Schaminée, J.H.J, A.H.F. Stortelder en V. Westhoff, 1991. *De identificatie en classificatie van plantensociologisch onverzadigde gemeenschappen.* Stratiotes 2: 42-52.

Soesbergen, G.A. van, C. van Wallenburg, K.R. van Lynden en H.A.J. van Lanen, 1986. *De interpretatie van bodemkundige gegevens.* Wageningen, STIBOKA. Rapport nr. 1967.

STIBOKA, 1965. *Bodemkaart van Nederland; Blad 32 Oost Amersfoort.* Wageningen, PUDOC.

Vos, P., A.B.M. Orleans, M.P.J. Jansen, E. Meelis, W.J. ter Keurs, 1991. *Natuur- en Milieumeetnetten voor het beleid. Deel 1: Hoofdrapport; het ontwerpen van meetnetten.* Leiden, Milieubiologie & Inst. voor Theoretische Biologie van de RUL. 2e druk.

Vries, F. de en C. van Wallenburg, 1990. 'Met de nieuwe grondwatertrappenindeling meer zicht op het grondwater'. *Landinrichting* 1990/30 1: 31-36.

Westhof, V. en A.J. den Held, 1969. *Plantengemeenschappen in Nederland.* Zutphen, Thieme & Cie.

Wirdum, G. van 1981. 'Linking-op the natec subsystem in models for the watermanagement'. *CHO-TNO Proc. and Inf.* 27: 108-128.

Wirdum, G. van, 1991. *Vegetation and hydrology of floating rich-fens.* Amsterdam, Universiteit van Amsterdam.

Niet-gepubliceerde bronnen

Delft, S.P.J., 1994. *Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden; Resultaten van een bodemkundig onderzoek naar Effectgerichte Maatregelen tegen verzuring (EGM).* Wageningen, SC-DLO rapport 309 (concept).

Delft, S.P.J. van, P.C. Jansen en R.H. Kemmers, 1993. Monitoring effectgerichte maatregelen Groot-Zandbrink; beschrijving van de situatie in 1992 na uitvoering van de maatregelen. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne mededeling 254.

Jansen, P.C., 1986. *De beworteling van (half-)natuurlijke vegetaties.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1698.

Jansen, P.C., 1988. *Atmosferische depositie en de gevolgen voor de kwaliteit van het grondwater onder een naald- en loofbos in de Gelderse Vallei.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1862, 34 p.

Jansen P.C. en R.H. Kemmers, 1980. *Relaties tussen hydrologische parameters en enkele vegetatietypen in het CRM-reservaat 'Groot-Zandbrink'.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1180.

Jansen P.C. en R.H. Kemmers, 1982. *Aanvullingen betreffende de hydrologie van het CRM-reservaat 'Groot-Zandbrink'*. Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1326.

Kemmers R.H. en P.C. Jansen, 1980. *De invloed van enkele factoren in grondwater en bodem op enkele vegetatietypen in het CRM-reservaat Groot-Zandbrink.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1181.

Kemmers R.H. en P.C. Jansen, 1982. *Redoxpotentialen en calcium in relatie tot de stikstof- en fosfaathuishouding in de schraalgraslandjes in het CRM-reservaat Groot-Zandbrink.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1330.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft en P.C. Jansen, 1992. Monitoring effectgerichte maatregelen Groot-Zandbrink; beschrijving van de uitgangssituatie in 1991. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne mededeling 199.

Souer, M.A. 1988. *MAIONF, een computerprogramma in fortran voor de primaire verwerking van fysisch-chemische gegevens van watermonsters.* Arnhem, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Intern rapport 88/65.

Westerveld, E., 1987. *Een juiste bemonsteringsmethode voor de bepaling van bicarbonaat en pH in grondwater.* Wageningen, Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Nota 1763.

Aanhangsel 1 Vegetatietabel van de uitgangssituatie in 1991

Type	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Opname-	1111111	1121	1111111	11111111	11111111	222222	2222	222	222222
nummer	3000133	1111	0111223	00111222	00222203	121111	0102	001	000013
	1289034	1982	1378230	56456149	34567875	712349	5120	386	167900
Cirsio-Molinietum									
CARE PULI	6656544	4-22	622-327	22432222	2--22343	------	----	---	------
CARE HOST	6646464	2222	4-3236-	65664667	----247-	2-----	----	---	------
CARE PNCE	5543245	2637	372422-	64323372	3-438377	56---5	2--2	---	2-----
ORCH MACU	2222222	52-3	-332341	33-222--	2242242-	------	----	---	------
CIRS DISS	2122-22	--22	8222752	78249553	72232525	22--22	----	---	------
JUNC CONG	--222--	--22	-223222	--242323	--------	--2---	2-2-	---	2-2---
Ericetum tetralicis									
ERIC TETR	-2222--	25-2	-222221	--22----	--------	------	23-2	-2-	347444
SPHA SPEC	7-92---	5--6	-89999-	2-458744	289958--	439-7-	9996	698	999978
Caricion davallianae									
PARN PALU	---2---	----	-------	-2------	--------	------	----	---	------
VALE DIOI	-2--3-3	----	-------	--------	--------	------	----	---	------
ORCH INCA	-------	----	-------	--1-----	--------	------	----	---	------
Caricion curto-nigrae									
ERIO ANGU	-------	----	-------	--------	--------	232-22	-3-2	222	232-22
VIOL PALU	-------	----	-------	--------	--------	-2----	--2-	---	642--2
CARE LASI	-------	----	-------	--------	--------	--22--	-2--	---	------
CARE NIGR	---2--	2-22	2622---	22---2--	22-2-2--	--2223	2224	646	352263
HYDR VULG	-2---2-	--5-	2--2---	-----4--	-2---252	22--2-	-4--	---	------
RANU FLAM	-2---2-	-2-2	-------	-----222	-2--22-2	------	----	---	------
GALI PALU	-------	----	-------	-----2-2	22-----2	-2--22	----	---	------
CARE OEDE	-------	----	-------	---223-2	--------	------	----	---	------
Violion caninae									
GENT PNEU	-2-----	2---	-------	--------	--------	------	----	---	------
FEST OVIN	-773837	8637	62--652	22----2-	--2-----	------	-2--	-2-	2-22--
DANT DECU	7327687	6465	-2752--	2--22654	---2-33-	752---	5225	645	433727
POTE EREC	244-334	4645	3655223	22222222	2-422343	-22-22	3322	242	336335
LUZU MULT	22222-2	22-2	2222232	--------	-2222---	------	2---	---	------
SALI REPE	-------	2---	-------	--------	--------	6-2---	----	587	------
Molinietalia									
AGRO CANI	-222--2	225-	222335-	2322-2-6	24532322	236667	6367	322	2-2232
PEUC PALU	2444225	2-34	3322222	22352232	34232255	222232	2522	2-2	-----2
JUNC ACUT	3-2----	43-2	-345422	45-2354-	565554--	22222-	323-	4--	2-----
LYSI VULG	2------	--23	2325-23	--223-22	-6555554	576677	2333	2-3	2----2
CALA CANE	-222--2	----	2--2--4	2222-2-2	66-44223	-----2	----	2--	------
EUPA CANN	-------	----	------2	-1------	22-2112-	------	----	---	------
GALI ULIG	--2222-	-2-2	-22---2	-1-2-2-2	2222222-	------	----	---	------
CIRS PALU	41412-2	26-4	1433232	---3-2--	-344222-	-2--3-	----	---	------
LYTH SALI	--22-2-	--22	-------	-1222---	22-1----	----22	----	--2	------
SUCC PRAT	----5--	-2-2	-------	32----2-	--------	------	-2--	---	2-----
FILI ULMA	--432-4	----	1------	--------	-------6	------	----	---	------
LOTU ULIG	-----2-	22-2	-------	--------	----1---	------	----	---	------
Overige soorten									
MOLI CAER	4222232	2673	3333666	45874334	23323354	232-23	5326	433	372663
BLAD MOSS	5-33742	6977	-655547	6-486722	662545-4	-34-2-	---3	42-	5----2
PHRA AUST	2222-22	--22	------2	-222---2	-2-22222	222332	3222	222	22-222
PINU SYLV	-------	--2-	-------	--------	-----1--	222--2	----	222	-22-2-
BETU PUBE	-1--2-2	----	--2---2	--------	1-------	----2-	---2	222	--22--
SALI CINE	2------	2---	-------	--------	--------	-2----	---2	---	---2-2
FRAN ALNU	-----21	-2--	----22-	--------	--------	------	----	---	--22--
SALI AURI	-2----1	----	--2----	--------	--2-22--	2-----	244-	---	2-3-2-
AGRO STOL	-------	--2-	-------	--------	--------	2----2	2---	---	------
HOLC LANA	2------	-1--	-------	--------	--22----	------	----	---	------
MENT AQUA	-------	----	-------	-------2	-----2-2	------	----	---	------
CARE FLAC	-------	----	-----6-	-----22-	--------	------	----	---	------
	0000000	0000	0000000	00000000	00000000	111111	1111	111	111111
	0000000	0000	1111111	11111111	11111111	000000	1111	111	111111
	0000000	1111	0000000	00000000	11111111	111111	0000	111	111111
	0111111	0001	0000000	11111111	00000011	001111	0011	000	111111

Aanhangsel 2 Synoptische tabel van soorten per vegetatietype (A t/m I) in 1991, 1992 en 1993 op basis van opnamen in permanente kwadraten.

Prs: presentie (%); Bed: gemiddelde bedekking van soorten indien aanwezig (karakteristieke bedekking; %).

	A91		A92		A93		B91		B92		B93		C91		C92		C93	
	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed
CAREXPUL	100	9	100	8	100	4	75	2	100	3	100	2	100	4	75	3	75	2
CAREXHOS	100	11	100	12	100	6	100	1	100	3	100	3	75	7	75	8	75	2
CAREXPAN	100	5	100	8	100	16	100	11	100	15	100	22	100	11	100	18	100	15
DACTLMAC	100	1	100	1	100	1	75	4	75	4	75	2	75	4	75	4	75	1
CIRSIDIS	80	1	100	1	100	1	50	1	100	1	75	2	100	15	100	17	100	28
JUNCUCON	60	1	40	1	40	1	50	1	50	2	25	1	75	1	75	1	50	1
ERICATET	60	1	80	2	100	1	75	4	100	2	100	2	75	1	75	2	75	2
SPHAG-SP	40	41	40	41	20	80	50	14	100	17	100	13	75	63	100	58	75	71
PARNAPAL	20	1	20	1	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VALERDIO	40	2	60	2	60	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DACTLINC	-	-	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERIOPANG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VIOLAPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
CAREXLAS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXNIG	20	1	60	2	40	1	75	1	50	1	25	1	75	7	100	2	100	2
HYDRCVUL	20	1	40	3	40	10	25	10	25	40	25	32	25	1	25	3	25	5
RANUNFLA	20	1	20	1	20	1	50	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-
GALIUPAL	-	-	40	1	20	1	-	-	25	1	-	-	-	-	25	1	25	1
CAREXOED	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
GENTIPNE	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
FESTUOVI	100	23	100	12	100	18	100	24	100	23	75	24	75	10	100	9	100	5
DANTHDEC	100	27	100	23	100	14	100	13	100	11	100	10	75	11	100	9	100	15
POTENERE	100	4	100	5	100	6	100	8	100	6	100	11	100	6	100	5	100	10
LUZULMUL	80	1	60	1	80	1	75	1	75	1	75	1	100	2	100	2	100	2
SALIXREP	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
AGROSCAN	60	1	100	2	100	3	75	4	75	2	75	3	100	3	100	2	100	3
PEUCEPAL	100	4	100	5	100	7	75	3	75	2	75	2	100	2	100	3	100	3
JUNCUACU	20	1	20	1	20	1	75	3	100	4	100	3	75	3	75	4	75	2
LYSIMVUL	-	-	-	-	-	-	50	2	100	6	100	4	100	2	100	4	100	2
CALAMCAN	60	1	40	1	40	1	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-
EUPATCAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GALIUULI	80	1	60	1	80	1	50	1	50	1	50	1	50	1	100	1	50	1
CIRSIPAL	80	2	80	2	80	2	75	6	75	2	100	2	100	3	100	4	100	5
LYTHRSAL	60	1	80	1	80	1	50	1	25	1	25	1	-	-	25	1	-	-
SUCCIPRA	20	7	20	7	40	6	50	1	75	1	75	2	-	-	25	1	25	1
FILIPULM	80	3	80	4	80	2	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	25	1
LOTUSULI	20	1	-	-	-	-	75	1	50	1	50	1	-	-	-	-	-	-
ANGELSYL	20	1	20	1	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MOLINCAE	100	1	100	5	100	4	100	11	75	9	100	6	100	5	100	4	100	4
BLADM-SP	100	8	100	2	80	2	100	43	100	23	100	19	75	12	75	2	100	2
PHRAGAUS	80	1	100	2	100	1	50	1	100	1	100	1	-	-	75	2	50	1
PINUSSYL	-	-	20	1	-	-	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
BETULPUB	40	1	40	1	20	1	-	-	25	1	25	1	25	1	75	1	100	1
SALIXCIN	-	-	-	-	40	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FRANGALN	40	1	80	1	60	1	25	1	50	1	25	1	25	1	50	2	50	2
SALIXAUR	20	1	40	1	20	1	-	-	25	1	50	1	25	1	25	1	25	1
AGROSSTO	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HOLCULAN	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	50	1	-	-	-	-	25	1
MENTHAQU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXFLC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	12	25	12	25	10
HIERA-SP	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-
HIERAUMB	-	-	20	1	20	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1
QUERCROB	-	-	20	1	20	1	25	1	50	1	-	-	25	1	25	1	25	1
ANTHOODO	-	-	-	-	20	1	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
HYPOCGLA	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIRSI*SP	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-
FESTURUB	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-
EQUISARV	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	25	1
POLYM-SP	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	-	-	75	1	75	1
CALLUVUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1
EQUISPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-
RUBUSFRU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1
AMELALAM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	25	1	25	1
RANUNACR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARDMPRA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TARAXOFF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GENISANG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
GYMNACON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	D91		D92		D93		E91		E92		E93		F91		F92		F93	
	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed
CAREXPUL	100	2	75	4	100	1	75	3	100	2	100	1	-	-	-	-	-	-
CAREXHOS	100	17	100	13	100	8	75	12	75	15	75	15	20	1	20	1	20	3
CAREXPAN	100	16	100	15	100	10	75	31	100	21	75	25	40	10	40	11	40	13
DACTLMAC	75	2	100	2	75	1	100	2	100	1	75	1	-	-	-	-	-	-
CIRSIDIS	100	26	100	19	100	31	100	3	100	6	100	14	60	1	40	1	60	1
JUNCUCON	50	3	75	2	75	1	-	-	25	1	-	-	20	1	20	1	20	1
ERICATET	25	1	25	1	25	3	-	-	25	1	-	-	-	-	20	1	20	1
SPHAG-SP	100	4	75	15	75	24	75	40	75	15	75	12	60	38	100	59	100	88
PARNAPAL	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VALERDIO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DACTLINC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERIOPANG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80	1	80	1	80	1
VIOLAPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	40	1
CAREXLAS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	1	40	1	-	-
CAREXNIG	50	1	75	1	75	3	50	1	50	2	50	1	80	2	80	3	80	1
HYDRCVUL	-	-	25	1	25	1	75	4	75	5	75	5	40	1	40	2	40	4
RANUNFLA	25	1	50	1	50	1	75	1	75	1	75	1	-	-	-	-	-	-
GALIUPAL	-	-	25	1	-	-	25	1	50	1	25	1	40	1	40	1	40	1
CAREXOED	25	1	50	1	50	1	-	-	25	1	25	1	-	-	20	1	20	1
GENTIPNE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FESTUOVI	75	1	100	1	100	1	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
DANTHDEC	75	4	100	6	100	6	50	3	75	5	100	4	40	20	60	7	60	3
POTENERE	100	1	100	1	100	2	75	3	100	1	100	3	60	1	60	1	80	2
LUZULMUL	-	-	25	1	50	1	50	1	75	1	75	1	-	-	-	-	-	-
SALIXREP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	10	20	27	20	40
AGROSCAN	75	2	100	1	100	2	100	3	100	2	100	1	100	20	100	23	100	15
PEUCEPAL	100	3	100	4	100	3	100	4	100	4	100	5	100	1	100	2	80	2
JUNCUACU	100	5	100	4	100	6	75	11	75	12	75	7	80	1	80	1	80	2
LYSIMVUL	50	1	50	1	50	1	100	10	100	9	100	9	100	22	100	20	100	27
CALAMCAN	75	1	75	1	75	2	100	7	75	8	75	2	20	1	20	1	20	1
EUPATCAN	25	1	25	1	-	-	100	1	75	1	50	1	-	-	-	-	-	-
GALIUULI	50	1	25	1	50	1	100	1	75	1	75	1	-	-	-	-	-	-
CIRSIPAL	25	2	25	1	25	3	100	1	100	2	75	2	20	2	20	1	20	3
LYTHRSAL	50	1	50	1	75	1	25	1	-	-	-	-	40	1	20	1	20	1
SUCCIPRA	75	2	75	3	75	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FILIPULM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTUSULI	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
ANGELSYL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MOLINCAE	100	12	100	11	75	11	100	4	100	5	100	7	80	2	80	2	60	5
BLADM-SP	100	22	100	18	100	3	75	12	50	25	50	6	40	3	60	2	80	3
PHRAGAUS	50	1	75	1	75	1	100	1	100	2	100	1	100	2	100	12	100	15
PINUSSYL	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	25	1	60	1	-	-	20	1
BETULPUB	-	-	-	-	25	1	-	-	25	1	50	1	20	1	-	-	60	1
SALIXCIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
FRANGALN	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SALIXAUR	-	-	25	1	25	1	50	1	50	1	50	1	20	1	-	-	20	1
AGROSSTO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40	1	-	-	-	-
HOLCULAN	-	-	-	-	25	1	-	-	50	1	75	1	-	-	-	-	-	-
MENTHAQU	-	-	-	-	-	-	25	1	50	1	50	1	-	-	-	-	-	-
CAREXFLC	25	1	25	1	50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERA-SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERAUMB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
QUERCROB	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	20	1	-	-
ANTHOODO	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
HYPOCGLA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIRSI*SP	50	1	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	20	1	-	-	-	-
FESTURUB	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
EQUISARV	-	-	25	1	-	-	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
POLYM-SP	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	60	1	60	2
CALLUVUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EQUISPAL	-	-	25	1	-	-	-	-	50	1	-	-	-	-	-	-	-	-
RUBUSFRU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AMELALAM	-	-	-	-	-	-	-	-	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-
RANUNACR	25	1	25	1	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARDMPRA	-	-	-	-	-	-	25	1	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-
TARAXOFF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	20	1	-	-
GENISANG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GYMNACON	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	G91		G92		G93		H91		H92		H93		I91		I92		I93	
	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed	Prs	Bed
CAREXPUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXHOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXPAN	33	1	-	-	50	1	-	-	25	1	50	1	20	1	20	1	40	1
DACTLMAC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIRSIDIS	-	-	-	-	25	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
JUNCUCON	33	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	40	1	40	1	40	1
ERICATET	67	2	75	2	75	4	33	1	75	3	50	4	100	12	100	17	100	22
SPHAG-SP	100	67	100	92	100	92	100	47	100	92	100	92	100	68	100	92	100	91
PARNAPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VALERDIO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DACTLINC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ERIOPANG	67	2	75	1	100	1	100	1	100	2	100	1	100	1	80	1	80	1
VIOLAPAL	33	1	25	1	25	1	-	-	50	1	50	1	80	7	80	13	60	30
CAREXLAS	33	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXNIG	100	2	100	2	75	1	100	15	100	3	100	1	100	7	100	1	100	1
HYDRCVUL	33	5	50	15	50	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1
RANUNFLA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GALIUPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXOED	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GENTIPNE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FESTUOVI	33	1	-	-	25	1	33	1	-	-	-	-	40	1	40	1	40	1
DANTHDEC	100	4	100	3	100	5	100	9	100	4	100	8	100	8	100	6	100	6
POTENERE	100	2	100	2	100	6	100	2	100	3	100	3	100	8	100	11	100	17
LUZULMUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SALIXREP	-	-	-	-	25	1	100	30	100	30	100	46	-	-	-	-	-	-
AGROSCAN	100	21	100	30	100	23	100	2	100	4	100	2	80	2	80	4	100	3
PEUCEPAL	100	4	100	4	100	4	67	1	25	1	25	1	20	1	20	1	40	1
JUNCUACU	67	2	75	1	75	1	33	5	25	5	25	1	20	1	20	1	20	1
LYSIMVUL	100	3	100	2	75	2	67	2	50	1	50	1	40	1	40	1	40	1
CALAMCAN	-	-	-	-	-	-	33	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EUPATCAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GALIUULI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIRSIPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LYTHRSAL	-	-	25	1	50	1	33	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SUCCIPRA	33	1	25	1	25	1	-	-	-	-	-	-	20	1	20	1	20	1
FILIPULM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTUSULI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ANGELSYL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MOLINCAE	100	8	100	4	100	6	100	4	100	26	100	19	100	12	100	10	100	8
BLADM-SP	33	3	-	-	-	-	67	3	-	-	25	1	40	6	20	3	40	1
PHRAGAUS	100	1	100	2	100	2	100	1	100	1	100	1	80	1	100	1	100	1
PINUSSYL	-	-	-	-	-	-	100	1	25	1	75	1	60	1	40	1	60	1
BETULPUB	33	1	-	-	25	1	100	1	25	1	50	1	20	1	80	1	100	1
SALIXCIN	33	1	50	1	50	1	-	-	-	-	-	-	20	1	40	1	40	1
FRANGALN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	60	1	60	1
SALIXAUR	67	5	75	6	75	14	-	-	100	2	100	3	60	1	60	5	80	8
AGROSSTO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HOLCULAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MENTHAQU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CAREXFLC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERA-SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERAUMB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
QUERCROB	-	-	50	1	50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	20	1
ANTHOODO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HYPOCGLA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIRSI*SP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
FESTURUB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EQUISARV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
POLYM-SP	-	-	-	-	25	1	-	-	75	1	75	1	-	-	80	3	80	3
CALLUVUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EQUISPAL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RUBUSFRU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AMELALAM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RANUNACR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARDMPRA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TARAXOFF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GENISANG	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GYMNACON	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Aanhangsel 3 Analyseresultaten, maaiveldshoogte en dikte van de Ah-horizont van de bemonsterde permanente kwadraten in de drie bemonsteringsjaren

PQ[1)]	Vegetatietype	Maaiveldshoogte cm + NAP	Dikte Ah cm	Jaar	pH-H_2O	pH-KCl	Vochtgehalte gew-% H_2O luchtdroog	A-cijfer g H_2O/100 g vaste fase stoofdroog	Organische stof gew-%	C-elementair gew-%	N-totaal gew-% N	P_2O_5 met oxidatie mg P_2O_5/100 g	P_2O_5 zonder oxidatie mg P_2O_5/100 g	P_w-getal mg P_2O_5/l	$CaCO_3$ gew-%	Kationwaarde mc/100 g	H-bezetting mc H⁺00 g	Ca^{2+}-uitw. mc/100 g	Mg^{2+}-uitw. mc/100 g	K^+-uitw mc/100 g	Na^+-uitw. mc/100 g	NH^{4+}-uitw. mc/100 g	Lutum gew-%
101	C	361	11	1991	6,1	5,5	1,78	74,8	7,5	4,03	0,252	38	23	10	0,1	14,9	4,5	12,2	1,3	0,1	0,3	0,3	6,1
				1992	6,2	5,4	2,22	77,8	8,8	4,54	0,272	38	24	7	0,1	14,9	4,4	9,4	1,1	0,1	0,2	0,5	7,6
				1993	6,0	5,6	1,84	51,4	8,2	3,74	0,258	39	22	7			3,3	10,6	1,1	0,1	0,2	0,3	
104	B	368	14	1991	6,0	5,4	1,89	78,9	7,8	3,28	0,260	39	24	6	0,0	16,5	4,5	12,1	1,9	0,1	0,4	0,2	7,0
				1992	6,1	5,5	2,22	77,4	10,6	4,72	0,335	47	28	8	0,0	18,7	5,3	13,2	2,0	0,1	0,3	0,4	8,7
				1993	6,0	5,5	2,32	86,7	9,9	4,94	0,316	54	29	7			4,9	13,9	2,0	0,2	0,4	0,5	
105	D	373	13	1991	5,8	5,0	1,27	57,5	5,6	3,39	0,186	27	19	5	0,0	10,5	3,9	7,2	0,9	0,1	0,2	0,2	4,2
				1992	5,5	5,0	1,30	50,7	7,2	3,80	0,235	31	19	5	0,0	10,1	4,0	6,3	0,8	0,1	0,2	0,3	4,9
				1993	5,8	5,1	1,53	59,9	8,2	2,98	0,217	30	17	5			4,0	7,9	1,0	0,1	0,2	0,3	
106	D	372	12	1991	5,9	5,1	1,53	68,0	6,4	2,95	0,220	35	22	6	0,0	12,9	4,8	8,6	1,1	0,1	0,2	0,2	6,0
				1992	5,9	5,1	2,24	66,7	10,4	5,84	0,336	50	30	8	0,0	17,6	6,8	11,8	1,5	0,2	0,3	0,3	8,3
				1993	5,7	5,0	1,93	70,8	9,5	3,67	0,291	42	24	5			5,4	10,5	1,3	0,1	0,3	0,2	
107	E	364	11	1991	6,1	5,4	2,23	95,7	9,8	4,28	0,297	40	21	7	0,0	19,4	5,3	13,8	1,6	0,2	0,3	0,3	7,8
				1992	6,2	5,5	2,46	82,8	9,5	5,22	0,345	47	26	5	0,0	20,4	5,2	14,2	1,9	0,2	0,3	0,4	10,7
				1993	5,9	5,3	2,47	83,2	10,8	4,71	0,391	47	25	4			4,6	13,2	1,7	0,1	0,2	0,3	
108	A	366	10	1991	5,9	5,2	1,62	97,8	7,5	3,17	0,226	36	19	6	0,0	12,8	4,8	8,7	1,1	0,1	0,2	0,3	5,7
				1992	5,7	5,1	1,76	66,6	6,7	3,99	0,232	37	20	5	0,0	15,6	4,1	9,4	1,1	0,1	0,1	0,2	7,9
				1993	5,8	5,1	2,09	66,6	8,2	3,83	0,260	38	21	4			5,0	10,6	1,2	0,1	0,1	0,2	
109	A	365	9	1991	6,0	5,4	2,15	91,3	9,8	4,48	0,284	40	22	5	0,0	17,2	4,7	12,2	1,1	0,1	0,2	0,3	8,1
				1992	5,9	5,3	1,94	77,9	9,4	4,77	0,271	38	22	5	0,0	16,1	4,5	11,1	1,1	0,1	0,1	0,4	0,8
				1993	5,9	5,3	2,11	77,6	10,0	4,47	0,288	41	20	6			3,9	9,6	0,9	0,1	0,1	0,3	
110	A	365	12	1991	5,8	5,3	1,79	75,8	7,6	3,67	0,242	36	20	7	0,0	15,7	4,4	10,1	0,8	0,1	0,1	0,3	5,7
				1992	5,9	5,3	1,67	80,5	7,5	4,53	0,266	39	22	6	0,6	13,8	5,7	8,9	0,8	0,1	0,1	0,3	6,0
				1993	5,8	5,2	1,84	71,2	9,2	3,63	0,278	39	20	7			5,4	9,5	0,9	0,1	0,1	0,3	
111	B	373	11	1991	5,8	5,0	1,65	71,1	8,1	5,09	0,283	52	18	4	0,1		6,4	11,0	1,3	0,1	0,2	0,2	6,4
				1992	5,7	4,9	1,54	50,3	8,1	3,63	0,226	30	17	6	0,0	14,7	5,6	7,7	1,0	0,1	0,1	0,2	6,2
				1993	5,6	4,9	1,64	73,0	8,5	4,21	0,240	36	15	8			4,6	8,2	1,0	0,1	0,2	0,2	
112	B	372	9	1991	5,7	4,7	1,48	66,1	9,1	3,94	0,258	52	18	3	0,0		7,8	7,8	0,9	0,1	0,1	0,1	4,4
				1992	5,3	4,7	1,43	57,9	7,7	3,58	0,220	34	21	4	0,0	16,8	7,4	8,3	0,9	0,1	0,1	0,2	5,1
				1993	5,6	4,7	2,06	75,5	11,1	4,30	0,261	35	18	6			6,6	9,7	1,2	0,1	0,1	0,3	
113	C	376	11	1991	5,2	4,4	1,30	66,9	6,8	3,05	0,203	29	16	6	0,0	11,1	6,2	5,6	0,7	0,1	0,2	0,2	4,0
				1992	5,2	4,4	0,97	59,3	6,2	2,80	0,211	29	17	6	0,0	10,4	6,9	4,5	0,6	0,2	0,2	0,2	2,8
				1993	5,3	4,2	1,20	56,7	6,3	3,35	0,284	32	17	5			7,5	4,3	0,6	0,1	0,2	0,2	
115	D	372	11	1991	5,8	4,8	1,72	71,2	8,4	4,10	0,224	31	17	6	0,0	14,1	6,2	9,0	1,2	0,1	0,2	0,2	4,7
				1992	5,5	4,8	1,07	53,7	5,6	3,34	0,205	28	15	6	0,0	11,0	5,2	5,6	0,6	0,1	0,1	0,2	4,4
				1993	5,6	4,7	1,71	66,7	8,2	3,88	0,241	42	20	3			6,5	7,3	0,9	0,1	0,1	0,2	
117	C	374	14	1991	5,4	4,4	1,11	56,2	6,1	3,28	0,195	46	16	3	0,1		7,9	4,7	0,8	0,1	0,2	0,1	4,4
				1992	5,4	4,7	1,22	59,4	5,8	3,48	0,197	31	21	5	0,0	11,2	5,9	4,6	0,9	0,1	0,2	0,2	6,3
				1993	5,3	4,3	1,61	80,7	7,5	3,79	0,212	30	15	6			6,5	5,2	0,9	0,1	0,2	0,2	
119	B	377	11	1991	5,5	4,2	2,00	58,5	6,7	3,90	0,227	52	17	3	0,1		9,2	9,2	1,7	0,2	0,2	0,1	10,2

PQ[1]	Vegetatietype	Maaiveldshoogte cm + NAP	Dikte Ah cm	Jaar	pH-H_2O	pH-KCl	Vochtgehalte gew-% H_2O luchtdroog	A-cijfer g H_2O/100 g vaste fase stoofdroog	Organische stof gew-%	C-elementair gew-%	N-totaal gew-% N	P_2O_5 met oxidatie mg P_2O_5/100 g	P_2O_5 zonder oxidatie mg P_2O_5/100 g	P_w-getal mg P_2O_5/l	$CaCO_3$ gew-%	Kationwaarde mc/100 g	H-bezetting mc H+00 g	Ca^{2+}-uitw. mc/100 g	Mg^{2+}-uitw. mc/100 g	K^+-uitw mc/100 g	Na^+-uitw. mc/100 g	NH^{4+}-uitw. mc/100 g	Luturn gew-%
				1992	5,1	4,2	2,01	66,1	8,9	4,31	0,307	41	21	3	0,0	21,8	11,0	8,8	1,6	0,2	0,2	0,2	9,9
				1993	5,3	4,3	2,70	62,6	12,3	6,37	0,301	40	22	4			9,7	10,4	2,0	0,3	0,2	0,3	
123	C	380	15	1991	5,6	4,7	2,44	77,0	10,7	5,92	0,326	39	25	4	0,1		10,9	14,6	1,5	0,1	0,2	0,1	9,3
				1992	5,5	4,7	2,18	65,7	8,5	4,66	0,249	37	21	3	0,0	22,5	7,9	13,1	1,3	0,1	0,1	0,1	9,7
				1993	5,5	4,5	3,01	66,8	10,7	4,90	0,273	41	23	5			7,9	15,2	1,7	0,1	0,2	0,1	
124	D	374	8	1991	5,8	4,9	2,46	96,5	10,5	4,73	0,303	48	25	4	0,0	17,6	8,3	11,8	1,7	0,2	0,3	0,3	9,1
				1992	5,6	4,8	2,52	67,7	10,1	5,65	0,333	47	25	4	0,1	18,1	7,8	10,4	1,6	0,1	0,2	0,2	11,4
				1993	5,7	4,7	1,92	65,8	7,7	4,04	0,260	43	22	4			5,8	9,1	1,3	0,1	0,1	0,1	
127	E	376	11	1991	5,6	5,2	1,49	69,0	7,2	3,34	0,245	37	21	6	0,0	14,6	5,9	11,2	1,2	0,1	0,2	0,3	4,9
				1992	5,7	5,0	1,66	75,2	7,9	3,81	0,259	40	20	5	0,0	14,2	4,5	8,9	1,2	0,1	0,3	0,2	6,9
				1993	5,9	5,1	1,91	73,7	8,8	4,57	0,267	41	21	6			4,7	11,6	1,6	0,1	0,2	0,3	
128	E	374	14	1991	5,8	5,2	1,82	85,6	8,0	4,22	0,234	38	19	8	0,0	17,2	5,8	10,5	1,2	0,1	0,2	0,2	5,4
				1992	5,5	5,0	1,40	70,0	8,5	4,43	0,331	43	23	8	0,0	15,4	6,2	10,1	1,0	0,2	0,2	0,2	5,5
				1993	5,8	5,2	1,67	67,6	7,4	3,40	0,231	35	19	6			4,1	9,5	1,0	0,1	0,2	0,2	
133	A	361	10	1991	6,0	5,5	2,38	92,0	9,2	5,42	0,284	40	24	6	0,0	19,2	5,2	14,6	1,7	0,1	0,2	0,3	8,3
				1992	5,9	5,2	2,22	90,3	9,5	4,97	0,353	45	27	5	0,0	17,5	5,5	11,6	1,4	0,1	0,1	0,5	9,4
				1993	5,9	5,3	2,58	102,9	13,6	5,48	0,485	54	28	5			5,8	14,2	1,7	0,2	0,1	0,7	
134	A	363	11	1991	6,1	5,4	1,64	69,3	7,4	4,00	0,219	37	20	6	0,0	12,8	4,0	8,1	0,8	0,1	0,2	0,3	5,2
				1992	5,9	5,4	1,51	67,7	7,6	3,40	0,236	34	19	5	0,0	13,5	3,8	8,1	0,9	0,1	0,1	0,3	5,2
				1993	6,0	5,1	1,81	66,5	9,0	3,90	0,260	38	20	6			4,0	9,0	0,9	0,1	0,1	0,4	
201	I	388	8	1991	4,9	3,9	1,20	82,0	6,6	3,24	0,197	28	16	11	0,0	9,5	8,2	2,7	0,3	0,1	0,2	0,2	4,1
				1992	4,7	3,9	1,15	74,6	6,8	4,33	0,249	31	18	10	0,0	10,6	10,3	2,1	0,3	0,1	0,1	0,3	3,6
				1993	5,0	3,7	1,63	73,4	8,5	3,97	0,249	38	20	7			9,6	3,1	0,3	0,2	0,1	0,3	
202	G	384	11	1991	5,3	4,0	1,22	53,8	4,5	2,81	0,176	44	17	3	0,1		7,5	3,7	0,4	0,1	0,1	0,1	5,4
				1992	4,9	3,8	1,87	84,8	8,0	3,92	0,270	48	28	4	0,0	15,4	11,0	5,7	0,6	0,1	0,1	0,3	9,2
				1993	5,2	3,9	1,53	64,5	6,3	3,18	0,181	29	17	6			7,4	4,9	0,5	0,1	0,1	0,2	
205	H	385	9	1991	5,0	3,8	1,50	64,0	7,3	3,30	0,200	30	16	8	0,0	11,8	8,4	3,1	0,4	0,2	0,1	0,3	4,1
				1992	4,7	4,0	1,02	70,2	6,8	3,09	0,199	28	15	6	0,6	8,2	7,0	1,7	0,2	0,1	0,1	0,2	3,4
				1993	5,0	3,8	1,10	60,5	6,4	3,10	0,180	28	13	8			7,2	1,5	0,2	0,1	0,0	0,2	
206	I	386	6	1991	4,6	3,6	1,34	73,7	8,6	4,18	0,241	30	19	12	0,0	16,0	10,6	2,1	0,3	0,2	0,2	0,2	4,0
				1992	4,5	3,7	1,78	68,8	8,1	4,59	0,239	31	16	6	0,0	14,1	10,8	3,1	0,4	0,1	0,1	0,2	6,4
				1993	4,9	3,7	1,34	65,7	8,8	3,99	0,237	33	16	9			9,0	1,6	0,2	0,1	0,1	0,3	
207	I	381	5	1991	4,6	3,7	1,34	90,0	7,8	3,42	0,227	31	19	9	0,0	13,8	10,9	1,9	0,3	0,2	0,2	0,2	6,5
				1992	4,4	3,7	1,33	62,4	9,3	5,01	0,243	35	20	7	0,6	12,9	10,0	1,7	0,2	0,2	0,1	0,2	4,0
				1993	4,8	3,6	1,35	64,4	8,1	3,27	0,187	34	17	7			8,6	1,5	0,2	0,1	0,1	0,2	
208	H	383	9	1991	4,6	3,7	1,70	98,4	10,4	4,20	0,276	38	23	10	0,0	14,0	11,4	2,8	0,4	0,3	0,3	0,3	5,8
				1992	4,7	3,8	1,70	60,5	7,1	4,55	0,245	40	21	4	0,0	13,5	10,0	4,2	0,7	0,1	0,1	0,3	7,4
				1993	4,9	3,8	1,37	58,8	6,9	3,55	0,193	32	17	8			7,9	2,5	0,4	0,1	0,1	0,2	
210	I	382	8	1991	4,8	3,8	0,92	76,7	5,4	2,39	0,152	21	16	7	0,0	7,1	6,6	1,5	0,2	0,1	0,1	0,2	3,7
				1992	4,6	3,9	0,88	78,8	6,0	3,13	0,192	29	16	7	0,0	7,5	6,4	2,0	0,2	0,1	0,1	0,3	3,3
				1993	4,8	3,7	1,38	66,1	8,7	3,27	0,230	34	14	7			8,6	1,7	0,2	0,1	0,1	0,3	

PQ[1]	Vegetatietype	Maaiveldshoogte cm + NAP	Dikte Ah cm	Jaar	pH-H_2O	pH-KCl	Vochtgehalte gew-% H_2O luchtdroog	A-cijfer g H_2O/100 g vaste fase stoofdroog	Organische stof gew-%	C-elementair gew-%	N-totaal gew-% N	P_2O_5 met oxidatie mg P_2O_5/-100 g	P_2O_5 zonder oxidatie mg P_2O_5/100 g	P_w-getal mg P_2O_5/l	$CaCO_3$ gew-%	Kationwaarde me/100 g	H-bezetting me H+/100 g	Ca^{2+}-uitw. me/100 g	Mg^{2+}-uitw. me/100 g	K^+-uitw me/100 g	Na^+-uitw. me/100 g	NH^{4+}-uitw. me/100 g	Lutum gew-%
211	G	382	7	1991	5,1	4,0	1,23	73,4	6,3	3,04	0,196	28	21	8	0,0	9,5	7,8	2,9	0,4	0,2	0,2	0,2	4,2
				1992	4,8	4,1	0,83	73,6	5,6	2,67	0,170	25	18	7	0,0	6,5	5,1	1,9	0,2	0,1	0,1	0,3	2,8
				1993	5,0	3,8	1,25	62,7	7,6	3,06	0,177	26	14	8			7,5	2,1	0,2	0,1	0,1	0,3	
212	F	384	10	1991	5,0	3,7	1,14	80,8	6,2	3,73	0,199	28	21	10	0,0	9,8	8,7	1,6	0,2	0,2	0,1	0,4	3,9
				1992	4,6	3,8	1,39	84,2	8,3	3,91	0,230	33	22	8	0,0	9,5	8,8	2,0	0,3	0,1	0,1	0,4	4,1
				1993	4,9	3,6	1,26	82,9	7,6	3,73	0,232	34	17	8			10,0	1,3	0,2	0,1	0,1	0,3	
213	F	378	9	1991	4,8	3,8	1,37	81,6	7,2	3,14	0,242	34	21	9	0,1	11,8	10,9	2,9	0,3	0,2	0,1	0,2	5,1
				1992	4,5	3,8	1,11	88,1	7,5	3,88	0,236	34	21	7	0,0	10,6	8,4	1,8	0,2	0,1	0,1	0,3	2,9
				1993	4,7	3,7	1,41	73,6	7,0	3,62	0,265	34	16	7			10,6	2,1	0,3	0,1	0,1	0,2	
214	F	382	9	1991	5,3	4,5	1,85	79,2	9,3	4,29	0,275	37	22	10	0,1	14,6	8,6	9,6	1,0	0,2	0,2	0,3	5,1
				1992	5,2	4,4	1,66	87,3	8,9	4,81	0,295	39	26	7	0,0	15,4	8,5	6,1	0,6	0,1	0,1	0,3	3,8
				1993	5,2	4,3	1,63	73,2	8,8	4,02	0,249	42	20	8			6,7	6,3	0,6	0,1	0,1	0,3	
216	H	380	5	1991	4,9	3,9	1,45	78,5	4,9	2,32	0,164	30	20	6	0,0	12,9	7,7	4,9	0,6	0,1	0,1	0,1	8,0
				1992	4,9	4,0	1,62	63,3	6,4	3,67	0,218	45	22	4	0,0	13,1	8,7	5,6	0,6	0,1	0,1	0,2	7,8
				1993	5,0	4,0	1,69	56,1	5,9	2,82	0,190	35	20	6			7,1	5,9	0,6	0,1	0,1	0,1	
217	F	388	7	1991	5,4	4,6	1,46	79,4	7,0	3,89	0,223	28	18	7	0,0	12,6	7,2	6,8	0,8	0,1	0,2	0,3	5,9
				1992	5,3	4,5	1,46	65,8	9,2	4,65	0,268	28	21	5	0,0	11,1	5,9	5,6	0,6	0,1	0,1	0,2	5,6
				1993	5,4	4,4	1,57	62,1	7,7	3,48	0,229	29	15	6			6,0	6,3	0,7	0,1	0,1	0,2	
218	B	384	9	1991	5,6	4,6	1,18	65,6	6,5	3,58	0,220	37	16	5	0,1		6,3	5,7	0,6	0,1	0,1	0,1	3,0
				1992	5,4	4,7	1,15	67,4	6,4	3,43	0,236	31	17	5	0,0	12,5	5,9	6,3	0,7	0,1	0,1	0,3	5,4
				1993	5,4	4,6	1,66	63,2	10,9	3,48	0,232	32	18	6			6,1	6,9	0,6	0,1	0,1	0,3	
219	F	382	7	1991	5,4	4,5	1,27	60,4	5,4	2,35	0,179	28	20	7	0,0	11,9	6,0	5,9	0,6	0,1	0,1	0,2	2,4
				1992	5,5	4,7	1,25	75,8	7,2	4,05	0,240	35	24	6	0,0	10,7	5,5	5,6	0,6	0,1	0,1	0,2	4,6
				1993	5,5	4,5	1,30	57,1	6,7	3,35	0,226	33	19	6			5,4	6,0	0,6	0,1	0,1	0,2	
220	G	378	5	1991	5,0	4,1	1,58	86,9	7,7	3,49	0,256	34	18	7	0,0	14,8	9,0	5,3	0,6	0,2	0,1	0,2	5,0
				1992	5,0	4,2	1,63	90,0	8,6	3,88	0,269	37	23	5	0,0	14,5	8,4	5,7	0,7	0,1	0,1	0,2	5,5
				1993	5,2	4,2	1,78	71,1	8,8	3,70	0,281	38	19	8			7,8	6,3	0,8	0,2	0,2	0,3	
222	G	382	9	1991	5,2	4,0	1,06	71,8	6,5	3,51	0,217	33	18	6	0,1		10,4	3,2	0,3	0,1	0,1	0,2	3,4
				1992	4,9	4,1	1,43	91,0	8,8	4,07	0,282	36	23	4	0,0	12,0	7,5	3,8	0,5	0,1	0,1	0,3	5,5
				1993	5,2	4,0	1,56	64,1	8,2	4,10	0,235	34	18	6			7,2	4,3	0,5	0,1	0,1	0,3	
223	H	382	10	1991	5,0	3,8	1,03	64,1	5,3	3,11	0,199	43	16	5	2,1		9,1	1,8	0,3	0,2	0,1	0,1	4,0
				1992	4,8	3,9	1,48	59,5	6,0	3,77	0,243	40	22	5	0,1	13,6	9,6	3,7	0,5	0,1	0,1	0,2	8,4
				1993	4,8	3,7	1,34	66,2	6,6	3,73	0,213	32	17	10			8,7	2,3	0,3	0,1	0,1	0,2	
230	I	383	7	1991	4,7	3,7	1,15	74,4	6,4	2,79	0,165	26	18	10	0,0	9,6	8,7	1,5	0,3	0,2	0,1	0,2	3,2
				1992	4,6	3,8	1,37	89,9	7,5	5,39	0,302	40	22	6	0,0	11,6	9,9	2,0	0,3	0,2	0,1	0,4	4,0
				1993	5,0	3,7	1,70	66,3	9,4	4,76	0,232	42	22	13			10,9	2,2	0,3	0,2	0,1	0,3	

[1] Permanent kwadraat

Aanhangsel 4 Resultaten van de regressieberekeningen voor de uitgangssituatie in 1991

Variabele	eenheid	A (N=5)	B (N=4)	C (N=4)	D (N=4)	E (n=4)	F (n=5)	G (N=4)	H (N=4)	I (N=5)	gem.	F-w.	P-w.	sign [1]
pH-H2O		6,0	5.7	5,6	5,8	5,9	5,2	5,2	4,9	4,7	5,4	22,99	<,001	***
pH-KCl		5,4	4,6	4,8	5,0	5,3	4,2	4,0	3,8	3,7	4,5	24,03	<,001	***
fosfaat														
P met oxidatie	gew-% P	0,0165	0,0211	0,0188	0,0154	0,0168	0,0135	0,0152	0,0154	0,0119	0,0159	3,85	0,003	**
P_{org}	gew-% P	0,00734	0,01354	0,01004	0,00633	0,00753	0,00463	0,00710	0,00720	0,00419	0,00738	5,14	<,001	***
P_{ads}	Mol P/m³ grond	4,511	5,937	5,225	4,292	4,618	3,922	4,642	4,538	3,447	4,529	4,03	0,002	**
P_w-getal	mg P_2O_5/l	6,0	3,8	5,8	5,3	6,8	8,6	6,0	7,3	9,8	6,7	4,85	<,001	***
H_2PO_4	Mol P/m³ grond	0,00507	0,00317	0,00486	0,00444	0,00570	0,00727	0,00507	0,00613	0,00828	0,00566	4,85	<,001	***
kationen														
H-bezetting	meq H⁺/100 g	4,62	7,43	7,38	5,80	5,38	8,28	8,68	9,15	9,00	7,30	4,69	<,001	***
Ca^{2+} uitwisselbaar	meq Ca^{2+}/100 g	11,74	8,43	9,28	9,15	11,90	5,36	3,78	3,15	1,94	7,00	9,38	<,001	***
Mg^{2+} uitwisselbaar	meq Mg^{2+}/100 g	1,10	1,13	1,08	1,23	1,48	0,58	0,43	0,43	0,28	0,84	8,18	<,001	***
adsorptiecomplex														
calciumverzadiging	fractie	0,626	0,481	0,489	0,531	0,612	0,345	0,282	0,237	0,167	0,418	17,40	<,001	***
Ah-horizont														
dikte Ah	cm	10,4	10,0	12,8	11,0	13,0	8,4	8,0	8,3	6,8	9,7	5,95	<,001	***
massa	kg/m²	88,6	87,8	110,9	98,0	106,7	75,7	76,5	74,7	62,1	85,9	3,28	0,005	**
voorraden														
organische stof	kg/m²	7,3	6,6	8,6	7,1	8,7	5,3	4,3	5,2	4,2	6,3	7,29	<,001	***
N-totaal	kg/m²	0,220	0,217	0,270	0,219	0,274	0,169	0,155	0,158	0,118	0,198	7,72	<,001	***
C-elementair	kg/m²	3,6	3,6	4,5	3,6	4,0	2,7	2,4	2,5	1,9	3,2	4,65	<,001	***
P met oxidatie	kg/m²	0,01454	0,01857	0,02121	0,01435	0,01792	0,01025	0,01209	0,01180	0,00720	0,01394	4,78	<,001	***
P zonder oxidatie	kg/m²	0,00807	0,00661	0,00962	0,00870	0,00992	0,00678	0,00610	0,00598	0,00469	0,00732	5,04	<,001	***
P_{org}	kg/m²	0,00647	0,01196	0,01160	0,00565	0,00800	0,00347	0,00598	0,00582	0,00250	0,00662	4,41	<,001	***
Ca^{2+} uitwisselbaar	meq/m²	9344	7515	10100	8574	12583	3834	2770	2171	1202	6327	14,06	<,001	***
Mg^{2+} uitwisselbaar	meq/m²	951	1023	1185	1131	1580	415	307	300	171	764	11.69	<,001	***
Na^+ uitwisselbaar	meq/m²	156	136	246	212	296	103	93	110	95	158	6,61	<,001	***
NH_4^+ uitwisselbaar	meq/m²	266	111	184	211	260	216	124	150	124	184	4,40	0,001	***
maaiveldshoogte	cm + NAP	364	377	373	373	371	383	382	383	384	376	13,08	<,001	***

[1] Significantie van de verschillen:

	P-waarde	omschrijving
**	0,001 - 0,01	sterk significant
***	< 0,001	zeer sterk significant

Aanhangsel 5 Grafische weergave van de paarsgewijze vergelijking van de T-waarden voor 1991

A t/m I = aanduiding vegetatietypen (zie tabel 1)
· = niet significant
□ = significant (T ≥ 2 of ≤ -2)
■ = sterk significant (T ≥ 4 of ≤ -4)

pH-KCl
F-waarde 24,03
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	■								
C	□	·							
D	□	·	·						
E	·	□	□	·					
F	■	□	□	■	■				
G	■	□	□	■	■	·			
H	■	■	■	■	■	□	·		
I	■	■	■	■	■	□	·	·	

pH-H_2O
F-waarde 22,99
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	□								
C	□	·							
D	·	·	·						
E	·	·	□	·					
F	■	□	□	■	■				
G	■	□	□	■	■	·			
H	■	■	■	■	■	□	·		
I	■	■	■	■	■	□	□	·	

Calciumverzadiging
F-waarde 17,40
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	□								
C	□	·							
D	·	·	·						
E	·	□	□	·					
F	■	□	□	□	■				
G	■	□	□	■	■	·			
H	■	■	■	■	■	·	·		
I	■	■	■	■	■	□	□	·	

Maaiveldshoogte
F-waarde 13,08
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	j
A									
B	■								
C	□	·							
D	□	·	·						
E	□	□	·	·					
F	■	□	□	□	■				
G	■	·	□	□	■	·			
H	■	□	□	□	■	·	·		
I	■	□	■	■	■	·	·	·	

Voorraad Ca^{2+}-uitwisselbaar
F-waarde 14,06
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	·								
C	·	·							
D	·	·	·						
E	□	□	·	□					
F	□	□	■	□	■				
G	■	□	■	□	■	·			
H	■	□	■	□	■	·	·		
I	■	■	■	■	■	·	·	·	

Voorraad Mg^{2+}uitwisselbaar
F-waarde 11,69
P-waarde <,001

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	·								
C	·	·							
D	·	·	·						
E	□	□	·	□					
F	□	□	□	□	■				
G	□	□	■	□	■	·			
H	□	□	■	□	■	·	·		
I	■	■	■	■	■	·	·	·	

Ca^{2+}-uitwisselbaar

F-waarde 9,38
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E · · · ·
F □ · □ □ □
G □ □ □ □ ■ ·
H □ □ □ □ ■ · ·
I ■ □ ■ ■ ■ □ · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad N-totaal

F-waarde 7,72
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E □ □ · · ·
F □ · □ · □
G □ □ ■ □ ■ ·
H □ □ □ □ ■ · ·
I ■ □ ■ □ ■ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Mg^{2+}-uitwisselbaar

F-waarde 8,18
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E · · · ·
F □ □ □ □ ■
G □ □ □ □ ■ ·
H □ □ □ □ ■ · ·
I ■ □ □ ■ ■ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad organische stof

F-waarde 7,29
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · □
D · · ·
E · □ · ·
F □ · □ □ □
G □ □ ■ □ ■ ·
H □ · □ □ □ · ·
I □ □ ■ □ ■ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Dikte Ah

F-waarde 5,95
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · □
D · · ·
E · □ · ·
F · · □ □ □
G □ · □ □ □ ·
H □ · □ □ □ · ·
I □ □ ■ □ ■ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad P zonder oxydatie

F-waarde 5,40
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · □
D · · ·
E · □ · ·
F · · □ · □
G · · □ □ □ ·
H · · □ □ □ · ·
I □ · ■ □ ■ □ · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad Na^{+}-uitwisselbaar

F-waarde 6,61
P-waarde <,001

```
A
B ·
C □ □
D · · ·
E □ □ · □
F · · □ □ ■
G · · □ □ ■ ·
H · · □ □ ■ · ·
I · · □ □ ■ · · ·
  A B C D E F G H I
```

P_{org}

F-waarde 5,14
P-waarde <,001

```
A
B □
C · ·
D · □ □
E · □ · ·
F · ■ □ · ·
G · □ · · · ·
H · □ · · · · ·
I · ■ □ · · · · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad P met oxydatie
F-waarde 4,78
P-waarde <,001

```
A
B ·
C □ ·
D · · □
E · · · ·
F · □ □ · □
G · □ □ · · ·
H · □ □ · □ · ·
I □ ■ ■ □ □ · · ·
  A B C D E F G H I
```

P_w-getal
F-waarde 4,85
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E · □ · ·
F □ ■ □ □ ·
G · · · · · ·
H · □ · · · · ·
I □ ■ □ □ □ · □ □
  A B C D E F G H I
```

H_2PO_4
F-waarde 4,85
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E · □ · ·
F □ ■ □ □ ·
G · · · · · □
H · □ · · · · ·
I □ ■ □ □ □ · □ □
  A B C D E F G H I
```

Voorraad C-elementair
F-waarde 4,65
P-waarde <,001

```
A
B ·
C · ·
D · · ·
E · · · ·
F · · □ · □
G □ □ □ · □ ·
H □ □ □ · □ · ·
I □ □ ■ □ □ · · ·
  A B C D E F G H I
```

H-bezetting
F-waarde 4,69
P-waarde <,001

```
A
B □
C □ ·
D · · ·
E · · · ·
F □ · · □ □
G □ · · □ □ ·
H ■ · · □ □ · ·
I ■ · · □ □ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad P_{org}
F-waarde 4,41
P-waarde 0,001

```
A
B □
C □ ·
D · □ □
E · · · ·
F · □ □ · □
G · □ □ · · ·
H · □ □ · · · ·
I · ■ ■ · □ · · ·
  A B C D E F G H I
```

Voorraad NH_4^+-uitwisselbaar
F-waarde 4,40
P-waarde 0,001

```
A
B □
C □ ·
D · □ ·
E · □ · ·
F · □ · · ·
G □ · · □ □ □
H □ · · · □ · ·
I □ · · □ □ □ · ·
  A B C D E F G H I
```

P_{ads}
F-waarde 4,03
P-waarde 0,002

```
A
B □
C · ·
D · □ ·
E · □ · ·
F · ■ □ · ·
G · □ · · · ·
H · □ · · · · ·
I □ ■ □ · □ · □ □
  A B C D E F G H I
```

P met oxydatie

F-waarde	3,85
P-waarde	0,003

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	□								
C	·	·							
D	·	□	·						
E	·	□	·	·					
F	·	□	□	·	·				
G	·	□	·	·	·	·			
H	·	□	·	·	·	·	·		
I	□	■	□	·	□	·	·	·	

Massa

F-waarde	3,28
P-waarde	0,005

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
A									
B	·								
C	·	·							
D	·	·	·						
E	·	·	·	·					
F	·	·	□	·	□				
G	·	·	□	·	□	·			
H	·	·	□	·	□	·	·		
I	□	□	■	□	□	·	·	·	

Aanhangsel 6 Analyseresultaten van het bodemvocht en het grondwater

Datum	Punt nr.DP	EC20 mS/m	pH mg/l	K+ mg/l	Na+ mg/l	Ca++ mg/l	Mg++ mg/l	Cl- mg/l	SO4= mg/l	HCO3-
910408	A.1	44.8	6.7	0.2	13.5	85.9	7.3	20.0	101.2	138.5
910408	A.2	33.7	6.4	0.3	14.3	59.6	6.7	29.8	44.3	90.7
910408	C.1	41.5	6.8	0.0	8.9	88.5	4.4	18.3	6.5	248.3
910408	C.2	40.6	6.4	0.1	9.3	83.8	5.0	18.4	7.6	160.1
910408	12.1	43.1	7.1	0.3	8.6	76.3	10.0	9.7	77.5	184.8
910408	12.2	21.3	6.9	0.0	6.4	37.0	3.9	8.8	23.2	86.9
910408	10A.1	67.5	7.0	0.0	8.2	126.2	17.2	14.5	22.2	443.4
910408	10A.2	65.8	5.9	1.8	23.9	111.2	11.6	39.4	32.5	35.8
910408	10B.1	25.6	6.7	0.0	3.9	49.9	5.2	9.4	25.0	105.8
910408	10B.2	26.1	6.5	0.0	7.4	50.2	4.2	16.5	11.2	101.0
910618	A.1	43.9	7.4	0.9	11.3	56.0	4.7	15.2	62.3	135.9
910618	A.2	23.8	6.3	0.9	11.9	49.5	5.3	21.6	26.8	84.2
910618	C.1	35.2	6.6	0.9	9.0	79.6	4.2	19.8	5.3	192.3
910618	C.2	23.7	6.8	1.4	9.2	36.5	1.8	15.4	34.3	65.2
910618	12.1	42.3	6.5	1.3	9.7	83.5	11.3	11.0	74.3	181.6
910618	12.2	17.0	6.2	0.9	7.0	34.7	3.6	6.4	29.3	51.4
910618	10A.1	56.3	6.9	0.9	9.0	124.5	15.6	18.3	6.5	431.1
910618	10A.2	81.6	4.8	7.4	49.9	136.9	14.9	59.2	27.9	5.7
910618	10B.1	22.3	6.5	0.9	4.7	46.6	4.7	11.3	22.3	92.8
910618	10B.2	18.8	6.1	1.0	8.3	45.4	3.8	17.5	10.6	60.0
910905	A.1	34.3	6.4	1.6	13.1	56.7	6.9	19.2	125.0	46.9
910905	A.2	43.6	7.3	2.9	16.8	79.7	7.4	22.3	90.0	118.5
910905	C.1	39.4	6.8	2.1	9.2	81.9	4.4	17.7	3.8	153.7
910905	C.2	28.6	6.5	2.2	7.4	55.3	3.0	11.2	57.6	82.1
910905	12.1	41.2	6.5	5.0	9.7	76.4	9.8	11.6	62.6	84.0
910905	12.2	21.3	6.4	2.2	8.0	32.5	3.9	8.8	72.6	74.7
910905	10A.1	65.9	6.8	2.3	9.1	125.5	16.3	15.6	6.7	343.0
910905	10A.2	34.3	5.9	62.5	38.1	31.1	3.3	53.6	47.5	78.5
910905	10B.1	23.7	6.3	1.8	4.4	47.4	4.4	10.5	11.4	43.3
910905	10B.2	17.4	6.7	2.9	8.1	27.4	2.7	10.8	65.4	28.0
911209	A.1	34.4	6.6	0.2	15.2	55.6	6.6	20.5	79.8	70.3
911209	A.2	16.4	6.4	0.2	8.8	23.5	3.3	9.5	30.7	41.2
911209	C.1	29.1	6.7	0.8	11.1	58.2	4.2	13.1	15.5	139.5
911209	C.2	10.3	6.5	1.4	11.8	14.6	1.9	12.0	35.7	28.6
911209	12.1	32.9	6.6	0.4	10.5	50.9	7.9	10.3	67.0	95.8
911209	12.2	13.8	6.3	0.3	11.5	18.5	2.9	13.6	32.9	20.8
911209	10A.1	61.7	7.0	0.2	11.3	66.0	15.9	18.6	5.8	435.3
911209	10A.2	25.5	5.9	2.4	27.4	26.9	4.0	21.7	19.9	37.6
911209	10B.1	20.8	6.3	0.2	8.0	35.1	4.3	12.7	34.2	51.3
911209	10B.2	10.6	6.2	0.1	8.4	13.7	1.8	20.5	17.8	19.5
920303	A.1	33.2	6.3	0.0	11.6	56.9	6.3	19.2	76.8	64.6
920303	A.2	21.5	6.1	0.0	10.4	34.0	4.9	16.6	46.1	33.9
920303	C.1	28.6	6.7	0.0	6.5	55.9	3.3	12.1	31.8	87.9
920303	C.2	24.7	6.1	0.0	8.0	49.7	3.1	12.7	19.4	42.7
920303	12.1	29.5	6.6	0.0	7.3	48.8	7.2	8.3	53.8	86.1
920303	12.2	10.9	6.4	0.0	6.0	17.2	2.3	7.5	16.1	27.6
920303	10A.1	60.5	6.8	0.0	7.8	119.0	15.7	16.8	5.1	339.6
920303	10A.2	34.8	5.3	2.6	26.5	46.5	5.8	30.0	13.3	7.8
920303	10B.1	19.6	6.5	0.0	4.2	33.9	3.9	12.3	26.5	47.2
920303	10B.2	9.1	6.1	0.0	5.1	13.1	1.4	8.4	9.5	14.1
920601	A.1	35.5	6.4	0.1	12.6	59.7	6.5	28.1	78.3	63.8
920601	A.2	24.5	6.0	0.0	11.6	34.7	5.2	32.8	53.6	22.9
920601	C.1	29.2	6.7	0.1	7.4	58.0	3.6	12.6	19.5	99.1

Vervolg aanhangsel 6

Datum	Punt nr.DP	EC20 mS/m	pH	K+ mg/l	Na+ mg/l	Ca++ mg/l	Mg++ mg/l	Cl- mg/l	SO4= mg/l	HCO3- mg/l
920601	C.2	19.1	6.1	0.5	8.7	35.9	2.2	9.9	8.8	36.1
920601	12.1	31.9	6.4	0.4	8.4	54.0	8.1	7.9	47.7	86.4
920601	12.2	11.5	6.4	0.0	5.6	17.3	2.4	2.3	19.2	31.9
920601	10A.1	60.1	6.8	0.1	8.6	114.0	16.9	21.9	7.0	285.2
920601	10A.2	24.8	5.8	2.4	21.4	28.8	3.7	38.9	18.1	23.1
920601	10B.1	19.2	6.4	0.1	4.1	34.1	4.0	12.0	21.4	50.2
920601	10B.2	8.5	6.8	3.6	9.8	12.0	1.2	13.0	16.6	14.9
920908	A.1	36.8	6.6	0.1	13.3	63.3	6.9	24.4	63.8	130.7
920908	A.2	20.2	6.1	0.0	11.5	29.0	4.3	13.0	52.5	29.7
920908	C.1	30.1	6.7	0.1	7.2	62.8	3.6	10.7	4.6	189.1
920908	C.2	19.2	6.6	0.0	4.5	37.4	2.5	3.1	38.2	87.8
920908	12.1	29.6	6.6	0.3	7.5	49.1	7.6	12.0	40.5	140.7
920908	12.2	106.1	7.5	28.8	11.8	86.2	13.3	21.6	127.1	570.4
920908	10A.1	53.9	7.3	0.1	9.0	92.8	13.5	18.6	5.1	418.2
920908	10A.2	13.5	5.7	1.1	10.2	16.8	2.2	9.4	16.8	33.5
920908	10B.1	18.0	6.3	0.0	4.8	30.9	3.8	9.6	22.9	67.0
920908	10B.2	7.9	7.0	0.1	4.3	11.9	1.3	3.3	14.3	23.6
921201	A.1	36.9	6.5	0.0	12.3	63.3	7.1	22.5	66.9	231.2
921201	A.2	25.2	6.1	0.0	13.3	36.1	5.8	24.2	61.9	116.2
921201	C.1	27.2	6.7	0.0	6.9	56.7	3.5	9.8	15.6	288.5
921201	C.2	11.5	6.4	0.0	3.8	21.4	1.5	6.8	11.6	147.0
921201	12.1	31.5	6.8	0.0	7.6	55.3	8.6	12.1	42.5	288.7
921201	12.2	16.9	6.3	2.9	5.2	22.5	3.4	9.9	27.3	141.6
921201	10A.1	37.3	6.6	0.4	10.4	77.8	7.7	19.4	7.2	303.9
921201	10A.2	18.4	6.0	0.7	13.7	20.9	2.8	18.5	13.5	118.7
921201	10B.1	17.2	6.5	0.0	4.7	31.3	4.0	10.0	14.9	190.7
921201	10B.2	9.0	5.9	0.0	3.8	13.9	1.5	6.3	17.3	71.3
930305	12.1	27.3	6.4	0.3	7.9	55.7	8.5	9.2	21.4	175.7
930305	12.2	7.4	6.0	0.5	4.0	13.9	1.9	6.4	5.1	42.0
930305	A.1	26.7	6.4	0.0	13.4	59.3	6.5	30.4	37.8	136.6
930305	A.2	27.3	6.0	0.0	18.1	42.1	7.0	44.3	35.4	34.0
930305	C.1	22.2	6.8	0.0	7.3	56.7	3.5	11.5	1.5	162.2
930305	C.2	9.1	6.3	0.0	4.8	19.2	1.4	10.3	1.8	59.4
930305	10A.1	50.1	6.8	0.2	10.6	111.7	11.2	18.2	2.5	447.8
930305	10A.2	19.6	5.9	0.8	18.6	27.1	3.7	24.8	4.4	119.0
930305	10B.1	15.0	6.5	0.1	4.6	34.2	4.4	10.3	4.0	92.3
930305	10B.2	6.7	5.9	0.0	4.1	13.7	1.5	7.9	3.9	33.6
930630	12.1	32.4	6.8	0.7	8.5	52.1	8.6	6.6	12.3	166.8
930630	12.2	10.7	6.4	0.1	2.7	15.8	2.4	1.2	13.3	45.9
930630	A.1	36.9	6.6	0.1	12.0	58.3	6.8	26.6	30.7	38.3
930630	A.2	32.8	6.8	0.1	18.5	40.1	6.9	45.4	40.4	22.8
930630	C.1	26.2	6.6	0.1	7.2	49.0	3.2	10.9	1.0	137.8
930630	C.2	18.4	6.7	0.1	4.9	32.0	2.3	3.4	18.1	66.9
930630	10A.1	54.7	7.5	0.1	13.3	94.9	10.2	19.6	3.4	319.5
930630	10A.2	17.7	5.9	1.1	14.1	16.8	2.2	9.0	15.6	22.0
930630	10B.1	9.5	5.9	0.0	3.9	11.7	1.4	8.1	11.1	10.1
930630	10B.2	11.4	6.7	0.1	4.4	16.1	1.8	7.8	10.5	22.4
930921	A.1	41.0	6.5	0.1	14.7	71.3	8.3	39.9	68.6	112.3
930921	A.2	24.4	6.1	0.1	13.0	35.3	5.8	26.8	57.0	41.6
930921	C.1	21.5	6.4	0.1	5.8	44.8	2.8	9.3	11.6	102.9
930921	C.2	12.4	6.1	0.1	3.9	24.1	1.7	6.8	21.1	35.3
930921	12.1	28.8	6.6	0.6	7.3	52.6	8.4	5.6	22.9	145.2
930921	12.2	13.2	5.9	0.1	2.8	23.7	3.5	3.5	31.8	33.0
930921	10A.1	45.6	6.5	0.2	10.7	89.9	9.8	20.0	8.1	274.4
930921	10A.2	15.4	6.0	0.3	12.5	20.5	2.8	15.5	13.4	48.3
930921	10B.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Vervolg aanhangsel 6

Datum	Punt nr.DP	EC20 mS/m	pH	K+ mg/l	Na+ mg/l	Ca++ mg/l	Mg++ mg/l	Cl- mg/l	SO4= mg/l	HCO3- mg/l
930921	10B.2	7.5	5.6	0.1	3.6	11.7	1.3	6.0	9.7	20.8
931223	A.1	39.7	6.3	0.1	16.8	93.7	7.9	34.9	71.8	163.0
931223	A.2	17.9	6.3	0.1	10.5	24.1	4.1	20.1	25.8	54.4
931223	C.1	24.6	6.5	0.1	7.6	49.6	3.2	12.1	4.4	185.1
931223	C.2	8.1	6.0	0.1	3.0	13.8	1.0	7.8	3.6	38.0
931223	12.1	33.9	6.6	0.4	8.5	37.3	9.5	15.0	27.5	241.0
931223	12.2	9.7	6.0	0.1	2.5	16.3	2.3	6.3	17.4	39.2
931223	10A.1	46.8	6.5	0.1	12.2	97.7	10.2	19.9	6.4	421.2
931223	10A.2	22.9	6.0	0.2	15.5	28.3	4.9	20.9	8.4	156.0
931223	10B.1	18.9	6.3	0.1	4.8	30.7	4.5	8.8	6.3	192.4
931223	10B.2	8.2	5.7	0.1	2.8	15.5	1.4	5.8	5.5	40.9