

32/uu6(u25)2^eex.

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

Evaluatie na vijf jaar

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

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

Rapport 425

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997



0000 0783 4498

13 NOV. 1997

Wonguddizx

REFERAAT

Jansen, P.C., R.H. Kemmers, S.P.J. van Delft en W.C. Knol, 1997. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink. Evaluatie na vijf jaar*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 425. 64 blz.; 14 fig.; 3 tab.; 9 ref.; 4 aanh.

In het natuurreservaat Groot Zandbrink zijn greppels aangelegd in natte schraalgraslanden als maatregel tegen verzuring. Sinds 1991 worden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en grondwater gevolgd. Daartoe wordt ieder jaar de vegetatie gekarteerd en wordt de bodem om de twee jaar het bodemwater ieder kwartaal bemonsterd. Op verschillende plekken bleek de maatregel in natte perioden effectief: de calciumverzadiging en het aandeel lithotroof water in de wortelzone nam toe, terwijl ook de bedekking met kwelafhankelijke plantensoorten groter werd. Tijdens de droge periode juni '95-oktober '96 zijn de veranderingen echter teniet gegaan. Verder toonde het onderzoek aan dat in vergelijking met de periode 1978-1981 de hoogste grondwaterstanden minder langdurig bereikt worden en de gemiddeld laagste grondwaterstand is gedaald.

Trefwoorden: begreppelen, calciumbezetting, ecohydrologie, monitoren, schraalgrasland, vernatten

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

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.

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.

Project 7407

Rap425.IS/10-97

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
2 Opzet van het onderzoek	13
2.1 Het onderzoeksgebied Groot Zandbrink	13
2.2 Het meetprogramma	14
3 Vegetatiekundig onderzoek	17
3.1 Inleiding	17
3.2 Waarnemingen	17
3.3 Resultaten	17
3.3.1 Veranderingen per vegetatietype	17
3.3.2 Indicatiewaarden en trends	19
3.4 Effecten van de begreppeling	24
4 Bodemgeografisch onderzoek	27
4.1 Inleiding	27
4.2 Bemonstering	27
4.3 Resultaten	28
4.3.1 Ruimtelijke patronen van de calciumverzadiging en pH	28
4.3.2 Bodemchemische veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie	31
4.4 Effecten van begreppelen	37
5 Hydrologisch en hydrochemisch onderzoek	39
5.1 Inleiding	39
5.2 Bemonstering	39
5.3 Resultaten	39
5.3.1 Waterkwantiteit	39
5.3.2 Waterkwaliteit	44
5.4 Effecten van begreppeling	47
6 Discussie en conclusies	51
Literatuur	53
Aanhangsels	
1 Synoptische tabel van soorten per vegetatietype (A t/m I)	55
2 Analyseresultaten van de bodemmonsters	59
3 Grondwaterstanden (m-mv.) in 1994-1996	61
4 Analyseresultaten van bodemvocht en grondwater in 1994-1996	63

Woord vooraf

In het kader van het programma 'Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en vermessing' wordt in een aantal ecosysteemtypen onderzoek verricht naar de effectiviteit van verschillende maatregelen. Voor verschillende natte ecosystemen zijn referentiegebieden aangewezen met als doel om verschillende maatregelen in praktijksituaties te kunnen toetsen. Door DLO-Staring Centrum wordt binnen het ecosysteemtype 'natte schraalgraslanden' onderzoek uitgevoerd in het natuurterrein Groot Zandbrink. Een deskundigenteam, dat is samengesteld uit onderzoekers van verschillende participerende instanties, begeleidt de verschillende onderzoeksprojecten. Lid van het team zijn:

- | | |
|----------------------|--|
| 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 Terrestrische Oecologie en Natuurbeheer, Landbouwwuniversiteit Wageningen |
| Drs. A. Jansen | Afdeling Onderzoek & Advies, KIWA, Nieuwegein |
| Dr. G. van Wirdum | Afdeling Botanie, Instituut voor Bos- en Natuurbeheer, Wageningen |

In 1991 is de uitgangssituatie vastgelegd en zijn de effectgerichte maatregelen uitgevoerd. Sinds 1992 worden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en grondwater gevolgd. Na 2 jaar zijn de effecten van de maatregelen in rapport 319 geëvalueerd. Dit rapport markeert de afsluiting van de onderzoeksperiode tot 1997. Behalve rapport 319 zijn in de afgelopen periode vier tussentijdse verslagen verschenen.

Het monitoringsprogramma in Groot Zandbrink wordt voortgezet in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN).

Samenvatting

Binnen het programma effectgerichte maatregelen (EGM) tegen verzuring en vermessing zijn voor verschillende ecosysteemtypen referentiegebieden aangewezen om de effectiviteit van effectgerichte maatregelen te bepalen. Het natuurterrein Groot Zandbrink is als referentiegebied voor natte schraalgraslanden geselecteerd door het deskundigenteam dat het onderzoek begeleid.

In Groot Zandbrink liggen twee kleine schraalgraslanden die voor de basenvoorziening afhankelijk zijn van de toestroming van diep grondwater. Als gevolg van de verdroging in de afgelopen decennia is de toevoer van baserijk water afgenomen ten gunste van regenwater. Als gevolg daarvan is verzuring van de bodem opgetreden en worden waardevolle vegetatietypen bedreigd. In de herfst van 1991 zijn maatregelen genomen om de verzuring en de daarmee gepaard gaande vermessing te bestrijden.

Als effectgerichte maatregelen zijn in en langs de schraalgraslandjes in Groot Zandbrink ondiepe greppels opgeschoond en gegraven, met als doel de oppervlakkige afvoer van regenwater in natte perioden te stimuleren waardoor diep grondwater hoger in het profiel kan doordringen. Na het vaststellen van de uitgangssituatie in 1991 worden de ontwikkelingen in vegetatie, bodem en grondwater gevolgd conform een monitoringsprogramma. Recent worden ook metingen verricht in een derde schraalgraslandje dat na het verwijderen van een stukje bos tot ontwikkeling komt. Na een evaluatie in 1993 vormt dit rapport de afsluiting van een tweede meetreeks.

De vegetatie van de schraalgraslandjes wordt jaarlijks gekarteerd. Er komen verschillende subassociaties voor van het *Cirsio-Molinietum* en fragmentaire begroeiingen van deze gemeenschap en van het *Violion caninae* en *Ericion tetralicis*. Bodemkundig zijn de schraalgraslandjes te karakteriseren als hydrovaaggronden met Gt IIa en GT IIIa, die net niet aan het criterium van een vijftien centimeter dikke eerdlaag voldoen om als beekerdgrond te kunnen worden getypeerd.

Uit de monitoring blijkt dat aan de ontwikkeling naar vegetatietypen die op meer basische omstandigheden duiden een einde is gekomen. In 1996 laten de zuurindicatiewaarden volgens Ellenberg en de samenstelling van de vegetatie een omslag naar zuurdere omstandigheden zien. Deze verandering hangt samen met de droogte die van de zomer van 1995 tot de zomer van 1996 duurde. De grondwaterstandsmetingen tonen aan dat in de winter 1995/'96 de grondwaterstand onvoldoende gestegen is om de gevolgen van oxidatieprocessen en daarmee het zuurbufferend vermogen van de bodem te kunnen reduceren. Door de voortdurende zuurproductie is de calciumverzadiging aangetast. Tevens blijkt uit de waterkwaliteitsmetingen dat de sulfaatconcentraties in het bodemwater in de wortelzone sterk is gestegen. Het bodemwater heeft een meer atmotrofe samenstelling gekregen.

De maatregelen die eerder in de periode 1992-1995 op verschillende plaatsen tot een ontwikkeling naar een meer basisch standplaatsmilieu hebben geleid, bieden

onvoldoende compensatie voor de effecten van een droge periode. De achterliggende oorzaak is de daling van de grondwaterstand waardoor de processen die met droge omstandigheden samenhangen langduriger en ingrijpender zijn geworden. Naar verwachting blijven de gevolgen beperkt als de laagste grondwaterstand niet dieper dan 70 cm beneden het maaiveld daalt. Bij een stijging van de hoge grondwaterstanden zal de effectiviteit van de greppels toenemen.

1 Inleiding

In het kader van de verzuringsproblematiek wordt een bron- en effectgericht beleid gevoerd om de verzuring en de gevolgen van de verzuring terug te dringen. Als onderdeel van het effectgerichte beleid is het project Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring (EGM) gestart. Dit project is gericht op regeneratie van verzuurde, natuurlijke ecosystemen waarvan de oorspronkelijke soorten diversiteit en soortensamenstelling kan worden hersteld. Voor verschillende typen ecosystemen in Nederland zijn inmiddels in meerdere referentiegebieden maatregelen uitgevoerd met als doel om de uitvoerbaarheid en de effectiviteit van de maatregelen te kunnen toetsen. Door deskundigenteams zijn daartoe monitoringsprogramma's opgesteld.

Voor het ecosysteem Natte Schraalgraslanden is onder andere het natuurreservaat Groot Zandbrink als referentiegebied aangewezen. Het reservaat ligt ten zuiden van de plaats Achterveld in de Gelderse Vallei. In het gebied liggen twee kleine schraalgraslandpercelen die afhankelijk zijn van de toestroming van basenrijk grondwater. Door een daling van de grondwaterstand en verwaarlozing van greppels is de oppervlakkige afvoer van neerslag afgenomen. De afvoer van neerslag via infiltratie naar de ondergrond is toegenomen. Als gevolg hiervan verzuurt de bovengrond en verdwijnen karakteristieke vegetatietypen en plantensoorten (Kemmers en Van Wirdum, 1988).

Voorafgaand aan de maatregelen is de uitgangssituatie van de vegetatie, de bodem en de waterhuishouding beschreven (Kemmers et al., 1992). In het najaar van 1991 zijn in de beide schraalgraslandjes maatregelen uitgevoerd om de effecten van atmosferische depositie te verminderen. De maatregelen bestonden uit het aanleggen en opschonen van oppervlakkige greppels. Het doel ervan was om de oppervlakteafvoer van regenwater te stimuleren en de kwelcomponent te versterken waardoor het oorspronkelijke, basische standplaatsmilieu zich kan gaan herstellen. Om te kunnen evalueren in hoeverre de grondwaterstanden, de basenrijkdom van het grondwater, de basenbezetting van het adsorptiecomplex in de bodem en de nutriëntentoestand zich ten opzichte van de uitgangssituatie daadwerkelijk wijzigen, worden periodiek metingen verricht. Daarnaast wordt de doelvariabele, de vegetatie, jaarlijks opgenomen. Vanaf 1993 is een derde schraalgraslandje, dat tot ontwikkeling is gekomen na het kappen van een stuk elzenbroekbos, in het monitoringsprogramma opgenomen.

Jaarlijks zijn de resultaten van de monitoring in tussenverslagen vastgelegd (Kemmers et al., 1992, 1995, 1996; Van Delft et al., 1993). Twee jaar na het nemen van de maatregelen heeft een uitgebreidere evaluatie plaatsgevonden (Kemmers et al., 1994). Er is geconstateerd dat de greppels een gedeelte van het jaar effectief zijn. Op enkele meetlocaties heeft dat in bescheiden mate tot basischer omstandigheden geleid, maar op andere plekken kon geen tendens worden aangetoond. De ontwikkelingen in de samenstelling van de vegetatie vertonen een vergelijkbaar beeld. Sinds de maatregelen genomen zijn, zijn vijf jaren verstreken. Het doel van dit rapport is om verslag te leggen van de ontwikkelingen die in deze periode hebben plaatsgevonden en zo de

effectiviteit van de maatregelen te kunnen beoordelen. Dit rapport vormt de afsluiting van het EGM-project. De monitoring in Groot Zandbrink wordt voortgezet in het kader van het project 'Overlevingsplan Bos en Natuur' (OBN).

In hoofdstuk 2 wordt een korte toelichting gegeven over de opzet van het onderzoek. Voor een uitgebreidere uiteenzetting wordt verwezen naar de eerdergenoemde publicaties. In de hoofdstukken 3, 4 en 5 worden de meetresultaten en ontwikkelingen van respectievelijk de vegetatie, de bodem en de kwantitatieve en kwalitatieve waterhuishouding beschreven. Tot slot vindt in hoofdstuk 6 een integratie van de resultaten plaats en worden conclusies getrokken.

2 Opzet van het onderzoek

2.1 Het onderzoeksgebied Groot Zandbrink

De Gelderse Vallei is na de terugtrekking van het landijs aan het einde van het Saalien opgevuld met fluvioglaciale afzettingen. Tijdens het daarop volgende Eemien kwam de Gelderse Vallei door een stijging van de zeespiegel onder water te staan en is een kleilaag afgezet. In het Weichselien is het dal verder opgevuld met overwegend fijn dekzand en fluvioperiglaciale afzettingen. Ter plekke van het natuurgebied Groot Zandbrink, dat op 2 km ten zuiden van de plaats Achterveld ligt, heeft het dekzand een dikte van 12 m. Dit pakket is de eerste watervoerende laag. De Eemklei, met een dikte van 2 m, vormt de eerste scheidende laag.

Het hydrologisch systeem in Groot Zandbrink wordt in het zomerhalfjaar bepaald door een regionale, noordwestelijk gerichte grondwaterstroming. In de winterperiode domineert een ondiep systeem dat gevoed wordt door neerslagwater dat in een met heide en pijpestrootje begroeide centraal gelegen dekzandrug geïnfilteerd is en naar de lagere randen afstroomt. De beide schraalgraslandjes liggen in het zuidwesten en zuidoosten van het gebied (fig. 1) waar kalkhoudend kwelwater tot in of bij het maaiveld doordringt. Dit is ook het geval in het nieuw aangelegde schraalgraslandje in het noordwesten.

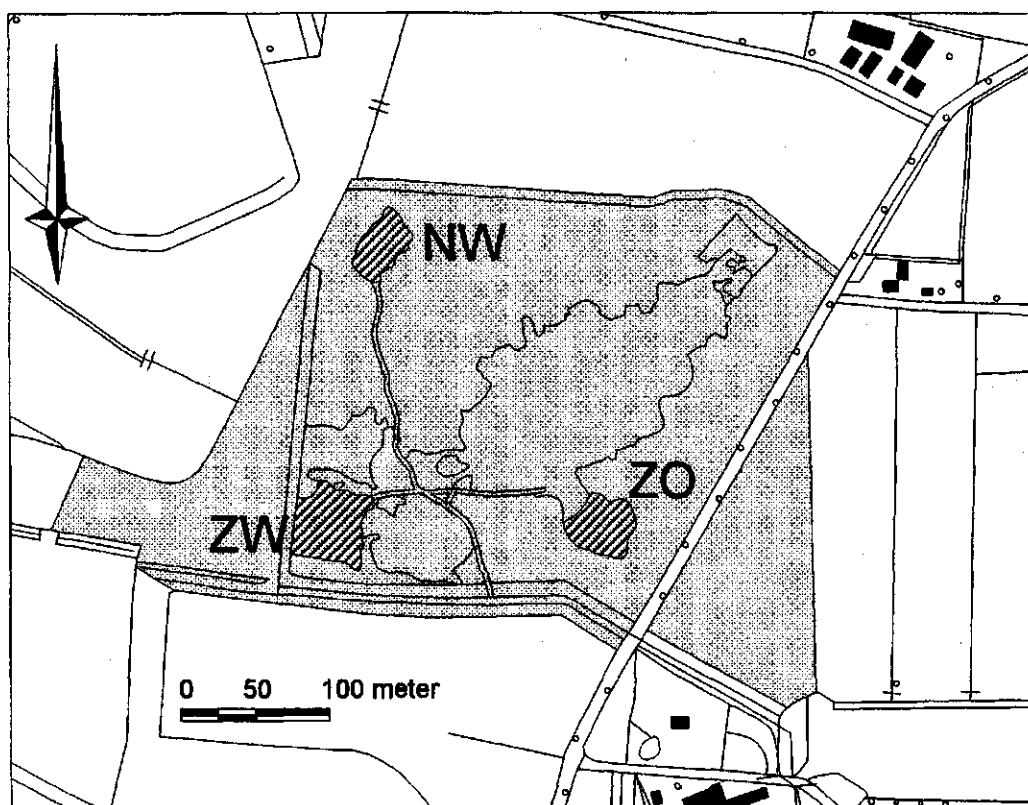


Fig. 1 Situering van de schraalgraslandjes (gearceerd) in het natuurgebied Groot Zandbrink (grijsstinten), 2 km ten zuiden van Achterveld in de Gelderse Vallei

In de afgelopen decennia is door verandering in de regionale waterhuishouding de grondwaterstand gedaald en is de kwelintensiteit in de schraalgraslandjes afgenomen. Regenwater, dat in natte tijden op het maaiveld stagneert, wordt via infiltratie naar de ondergrond afgevoerd, terwijl dit eerder oppervlakkig afstroomde. Met name in het zuidoostelijke graslandje is de invloed van regenwater sterk toegenomen.

Als effectgerichte maatregel zijn in 1991 enkele greppels gegraven en opgeschoond om stagnerend neerslagwater oppervlakkig af te kunnen voeren. Daarnaast is langs de randen van de graslandjes opslag verwijderd en zijn enkele stroken afgeplagd. Om het areaal schraalgrasland uit te breiden is in het noordwesten een stuk elzenbroekbos gekapt.

2.2 Het meetprogramma

Het meetprogramma om de effecten van de maatregelen te volgen dateert van 1991 en is gericht op de vegetatie, op het bodemcompartiment en op de kwantitatieve en kwalitatieve waterhuishouding van de schraalgraslandjes. Het meetnet is gebaseerd op de patrooninformatie uit eerder vegetatiekundig onderzoek (Kemmers en Jansen, 1980). Er is verondersteld dat een vegetatietype de weerspiegeling is van het abiotische milieu. Rekening houdend met de ruimtelijke variabiliteit binnen de vegetatietypen, de kwetsbaarheid van de vegetatie voor verstoring en de allocatie van de begreppeling zijn permanente kwadranten aangewezen waar periodiek de vegetatie wordt opgenomen (fig. 2). Bij de hoekpunten wordt de bodem bemonsterd.

Door de vlakke ligging en de geringe oppervlakte van de percelen is volstaan met zes meetbuizen waar de grondwaterstanden worden opgenomen. In de directe nabijheid van de buizen zijn op 20 en 100 cm diepte cupjes in de grond aangebracht waarmee, ongeacht de diepte van de grondwaterstand, het bodemwater bemonsterd kan worden.

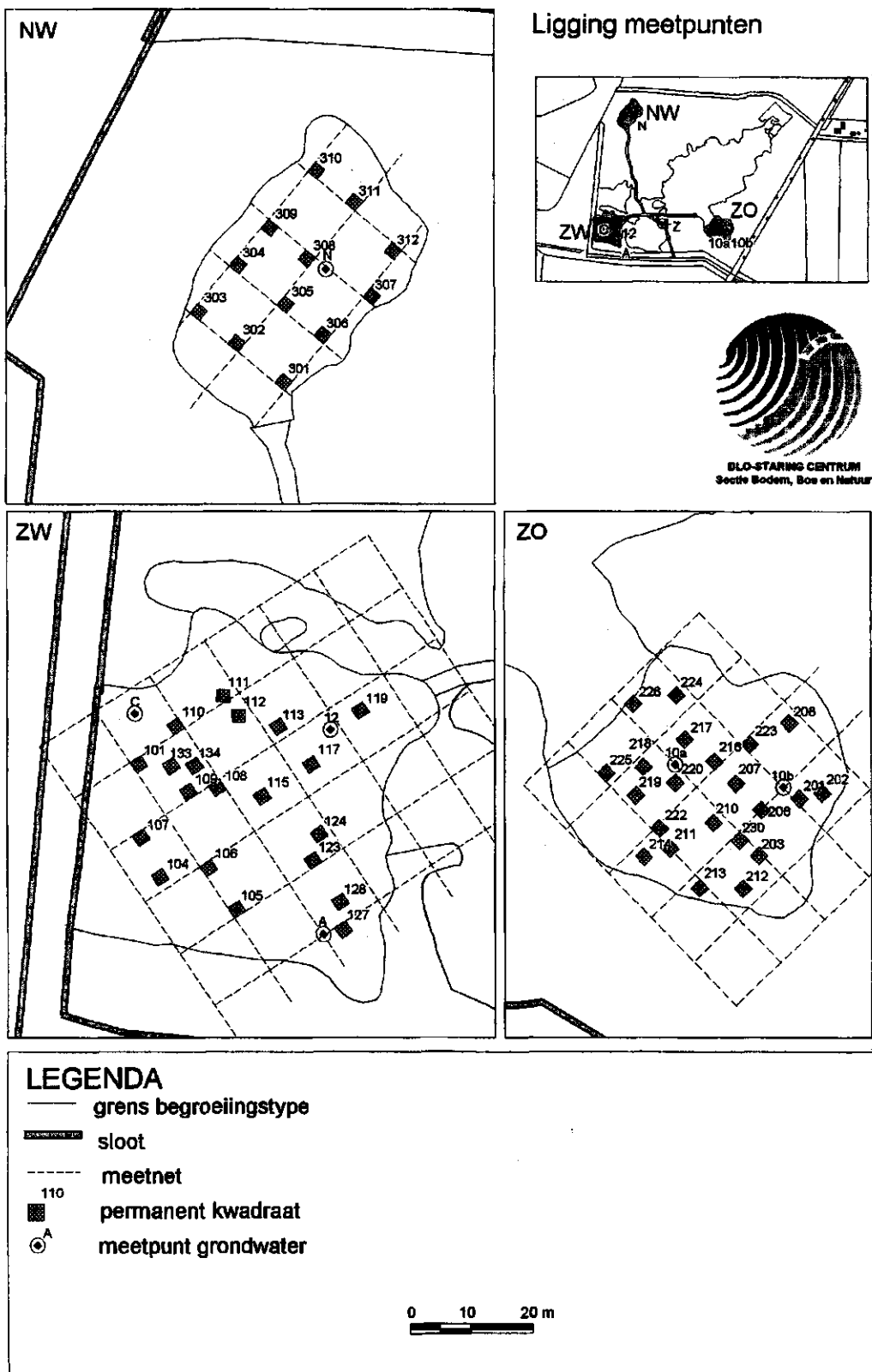


Fig. 2 Ligging van de permanente kwadraten en de grondwatermeetpunten

3 Vegetatiekundig onderzoek

3.1 Inleiding

Voor het vegetatiekundig onderzoek zijn vegetatieopnamen gemaakt in permanente kwadraten van het zuidwestelijke en zuidoostelijke graslandje (fig. 2). Deze proefvlakken zijn ook in de eerste fase van monitoring geanalyseerd (Kemmers et al., 1994).

3.2 Waarnemingen

Binnen de vegetatietypen van het zuidwestelijke en zuidoostelijke schraalgrasland zijn steeds minimaal vier permanente kwadraten gesitueerd, die in 1994, 1995 en 1996 opnieuw werden opgenomen. Voor elk vegetatietype is op basis van de permanente kwadraten de karakteristieke bedekking (mean if present) en de frequentie van de soorten berekend met het verwerkingspakket VEGROW (Fresco, 1991). Met hetzelfde pakket zijn voor de vegetatietypen indicatiewaarden berekend voor de vochttoestand, de stikstoftoestand en de basentoestand.

3.3 Resultaten

3.3.1 Veranderingen per vegetatietype

Aanhangsel 1 geeft een volledig overzicht van de presentie en de karakteristieke bedekking van de soorten per vegetatietype op basis van de opnamen vanaf 1991. Bij de bespreking wordt de gehele periode waarover werd gemonitord in beschouwing genomen, de uitgangssituatie (1991) en de periode na de maatregelen (1992-1996). Hieronder volgt een korte beschrijving van de opvallendste veranderingen per vegetatietype. Voor een toelichting op de onderscheiden vegetatietypen wordt verwezen naar Kemmers et al. (1994).

A. *Cirsio-Molinietum parnassietosum* v. met *Festuca ovina*

De afnemende trend in *Carex pulicaris* en *Carex hostiana*, die in de eerste jaren na de ingreep werd gesignaleerd, is sinds 1994 weer omgebogen naar een toename. Van beide soorten lijkt de bedekking zich te stabiliseren. De toenemende bedekking in *Carex panicea* zette zich ook in 1995 voort. Van de kensoorten van de subassociatie breidt *Valeriana dioica* zich uit. Ook *Carex nigra* en *Hydrocotyle vulgaris*, kenmerkend voor de kleine zeggengemeenschappen, lijken in betekenis toe te nemen. De afnemende tendens in de aspectbepalende soorten uit het Violion (*Festuca ovina* en *Danthonia decumbens*) lijkt zich in 1995 te hebben gestabiliseerd. Van de algemenere soorten neemt de bedekking van *Molinia coerulea* en *Agrostis canina* door de jaren heen geleidelijk aan toe en die van *Calamagrostis canescens* en *Galium uliginosum* af. Bij *Carex panicea*, *Festuca ovina* en *Danthonia decumbens* treedt in 1996 een trendbreuk op, die niet anders dan uit de voorafgaande extreem droge periode lijkt te kunnen worden verklaard.

B. *Cirsio-Molinietum nardetosum*

Bij de kensoorten van de associatie is sprake van een duidelijk toenemende trend bij *Carex panicea*. *Dactylorhiza maculata* vertoont een teruglopende bedekking. Van de soorten die kenmerkend zijn voor het Caricion curto-nigrae breidt *Viola palustris* zich lokaal uit en neemt de bedekking van *Hydrocotyle vulgaris* sterk af. Voor de differentiërende soorten van de subassociatie *Danthonia decumbens*, *Festuca ovina* tekent zich een duidelijk afnemende trend af sinds de maatregelen. Van de algemene soorten is de bedekking van *Cirsium palustre* en *Molinia coerulea* verder afgenomen. Bij *Juncus acutiflorus* lijkt zich een toenemende trend in presentie en bedekking af te tekenen. De sterke toename van *Sphagnum* sp. in de afgelopen jaren heeft plaats gemaakt voor een sterke terugval. Bij *Carex panicea*, *Festuca ovina*, *Danthonia decumbens* en *Juncus acutiflorus* treedt in 1996 een trendbreuk op, die niet anders dan uit de voorafgaande extreem droge periode lijkt te kunnen worden verklaard.

C. *Cirsio-Molinietum typicum* v. met *Luzula multiflora*

Van de kensoorten is *Carex hostiana*, evenals *Dactylorhiza maculata* en *Carex panicea* sinds 1991 in bedekking teruggelopen. Ook *Luzula multiflora* is in bedekking teruggelopen. De bedekking van *Cirsium dissectum* lijkt zich te stabiliseren rond de 25-30%. Vocht- en zuurminnende soorten zoals *Erica tetralix* en *Sphagnum* sp. zijn geleidelijk in bedekking toegenomen. Van de soorten van het Violion is *Festuca ovina* in bedekking afgenomen. Een zelfde beeld ontwikkelt zich bij *Juncus acutiflorus*. Opvallend is de zeer sterke terugval in bedekking van *Carex flacca*. In dit type is aanzienlijk minder sprake van een trendbreuk in 1996.

D. *Cirsio-Molinietum typicum*

Van de kensoorten van de associatie is bij *Carex hostiana* en *Juncus conglomeratus* een afnemende trend in bedekking zichtbaar. *Parnassia palustris* is verdwenen. De bedekking van *Sphagnum* sp. neemt verder toe. Bij *Carex panicea* is sprake van een toename in bedekking die na de droogte in 1996 is omgeslagen in een afname. Ook is enige toename bij *Cirsium dissectum* waar te nemen. Van de algemene soorten neemt de bedekking van *Juncus acutiflorus* sterk toe tot in 1995, waarna als gevolg van droogte een afname is opgetreden. De eerder gesignaleerde toenemende frequentie van *Carex flacca* in dit type is gestabiliseerd. *Molinia coerulea* is in bedekking sterk achteruit gegaan in 1995, maar reageert positief op de droogte.

E. *Cirsio-Molinietum peucedanetosum*

Van de kensoorten van de associatie vertonen *Cirsium dissectum* en *Carex hostiana* een duidelijk toenemende trend in bedekking. *Carex panicea* geeft een afnemende trend in bedekking te zien. De afnemende bedekking van *Sphagnum* sp. is verder doorgezet. Van de kleine zeggengemeenschappen breiden *Hydrocotyle vulgaris* en *Viola palustris* zich uit. Er treedt een duidelijke trend op met een afnemende bedekking van de differentiërende soorten van de subassociatie (*Agrostis canina*, *Peucedanum palustre*, *Juncus acutiflorus*, *Calamagrostis canescens* en *Lysimachia vulgaris*). Er treedt in 1996 in tegenstelling tot de overige typen geen trendbreuk op in het gedrag van soorten.

F. Fragmentair Cirsio-Molinietum peucedanetosum

Bij *Carex hostiana*, *Carex panicea* en *Sphagnum* sp. heeft zich een duidelijk toenemende trend in bedekking ingezet. Ook bij *Peucedanum palustre* en *Juncus acutiflorus* tekent zich een toenemende trend in bedekking af. Bij *Danthonia decumbens* en *Agrostis canina* heeft de afnemende trend in bedekking zich voortgezet. *Salix repens* en *Phragmites australis* lijken eveneens in bedekking toe te nemen. *Carex panicea*, *Danthonia decumbens* en *Agrostis canina* geven in 1996 als gevolg van de droogte een trendbreuk te zien.

G. Rompgemeenschap Junco-Molinion/Violion caninae

In dit type heeft de toenemende trend in bedekking van *Erica tetralix* zich niet voortgezet. Er is sprake van enige afname. *Cirsium dissectum* en *Carex panicea* breiden zich uit. *Sphagnum* sp. heeft zich daarentegen met een bedekking van vrijwel 100% maximaal uitgebreid. *Viola palustris* heeft zich alleen in 1995 plaatselijk sterk uitgebreid. Soorten van het Violion fluctueren sterk. *Agrostis canina* stabiliseert zich rond een bedekking van 10% na een periode van drie jaar met een hoge bedekking.

H. Fragmentair Nardo-Gentianetum pneumonanthes caricetosum

Er is sprake van een toenemende trend in bedekking van *Erica tetralix* en *Sphagnaceae*. *Carex panicea* is tijdelijk aanwezig geweest. *Carex nigra* is na een sterke afname in 1992 op een stabiel laag niveau gebleven. *Viola palustris* heeft zich uitgebreid. *Danthonia decumbens* is in bedekking en frequentie teruggelopen. Een aantal algemene blauwgrasland soorten zijn vrijwel verdwenen (*Peucedanum palustre*, *Juncus acutiflorus*, *Lysimachia vulgaris*). Het type lijkt zich te ontwikkelen tot het Ericetum tetralicis.

I. (Fragmentair) Ericetum tetralicis

De voortgaande lijn in toename van de bedekking heeft zich voortgezet bij *Erica tetralix*, *Salix aurita* en *Sphagnaceae* ten koste van *Molinia coerulea*, *Viola palustris* en *Carex nigra* zijn naar wat lagere bedekkingwaarden gezakt. Een verder herstel van het Ericetum tetralicis lijkt door te zetten.

3.3.2 Indicatiewaarden en trends

In figuur 3 zijn figuren opgenomen die het verloop tonen van de indicatiewaarden van de vegetatietypen A t/m I voor vocht, stikstof en zuurgraad.

A. Cirsio-Molinietum parnassietosum v. met Festuca ovina

De indicatiewaarden geven aan dat er een trend is ingezet naar stikstofrijkere en minder zure omstandigheden dan in de uitgangssituatie. Deze ontwikkeling lijkt zich te stabiliseren. Dit zou kunnen duiden op een toenemende invloed van basenrijk grondwater in dit type. De indicatiewaarde voor de vochttoestand geeft tot 1996 eveneens een toenemende tendens aan, maar valt in 1996 sterk terug. Dit is te verklaren uit de voorafgaande extreem droge periode sinds de zomer van 1995. Geconcludeerd kan worden dat de invloed van basenrijk water iets is toegenomen. Basenrijkdom en vochtige omstandigheden stimuleren de omzetting van organische stof, waardoor meer stikstof voor de vegetatie beschikbaar is gekomen, wat zich uit in een hogere stikstofindicatiegraad.

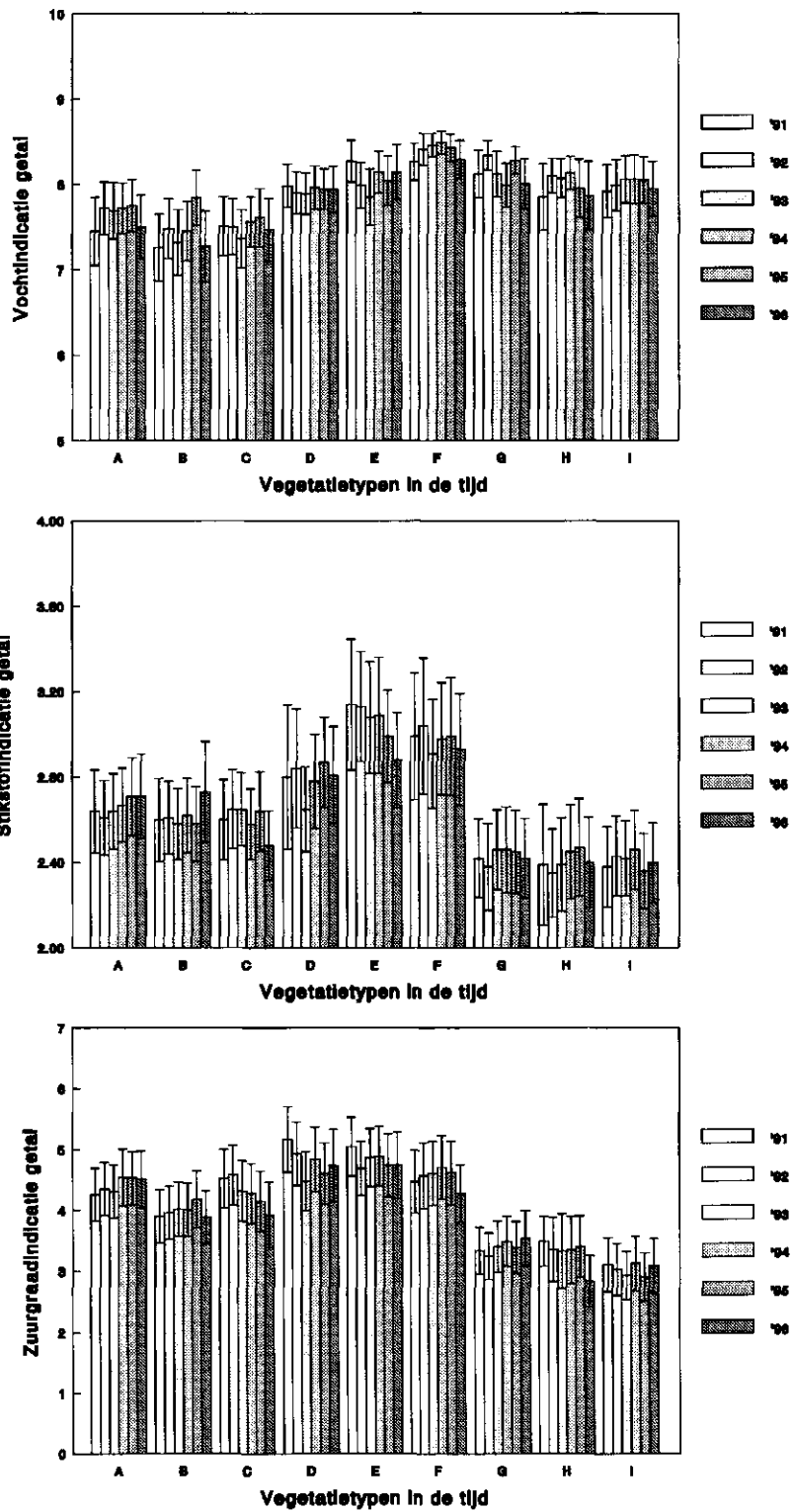


Fig. 3 Ontwikkelingen in vocht-, stikstof- en zuurgraadindicatie per vegetatietype (A t/m I) in de periode 1991-1996 in Groot Zandbrink

B. *Cirsio-Molinietum nardetosum*

De indicatiewaarden geven aan dat de omstandigheden aanzienlijk vochtiger en iets basenrijker zijn geworden dan in de uitgangssituatie. De stikstofindicatie lijkt nauwelijks te veranderen. In 1996 is in alle indicatiewaarden een trendbreuk opgetreden, die samenhangt met de extreme droogte. De standplaats reageert op verdroging met een sterke toename in de stikstofbeschikbaarheid en een afname van de basenrijkdom. In deze droge periode is de betekenis van het basenrijke grondwater kennelijk verminderd. De basenrijkdom moet op basis van de indicatiewaarden lager worden ingeschat dan die van vegetatietype A. Vegetatietype B komt in beide schraalgraslandjes voor en ligt slechts gedeeltelijk binnen de invloedssfeer van de begreppeling.

C. *Cirsio-Molinietum typicum* v. met *Luzula multiflora*

In dit type geven de indicatiewaarden een duidelijke trend van zuurder wordende omstandigheden aan. De vocht- en stikstofindicatie zijn niet opvallend veranderd sinds 1991. In 1996 is in het stikstofindicatiegetal een duidelijke daling opgetreden. Dit vegetatietype komt alleen in het zuidwestelijke schraallandje voor en ligt daar op grotere afstand van de greppels.

D. *Cirsio-Molinietum typicum*

De indicatiewaarde voor vocht is stabiel. Het stikstofindicatiegetal geeft voor dit type een fluctuerend beeld. Volgens het zuurgraadindicatiegetal komt dit vegetatietype voor op de basenrijkste groeiplaatsen. Voor de zuurgraad lijkt zich echter een afnemende trend te ontwikkelen. De omstandigheden lijken minder basenrijk te worden.

E. *Cirsio-Molinietum peucedanetosum*

De indicatiewaarde voor de zuurgraad blijft na het eerste jaar stabiel hoog. In absolute zin heeft dit type de hoogste indicatiewaarde voor de zuurgraad. De vochtindicatie fluctueert sterk. De stikstofindicatie vertoont een dalende trend, maar is desondanks het hoogst van alle vegetatietypen. De hoge waarden voor stikstof- en zuurgraadindicatie zijn consistent. Basenrijke omstandigheden geven een sterke mineralisatie. Het vegetatietype vertegenwoordigt de voedselrijkste variant van het blauwgrasland. De dalende indicatie voor stikstof onder overigens voedselrijke omstandigheden zou erop kunnen wijzen dat niet stikstof maar fosfor beperkend wordt. Dit zou kunnen wijzen op een belangrijke interactie tussen de fosfaathuishouding en de basenrijke omstandigheden.

F. *Fragmentair Cirsio-Molinietum peucedanetosum*

Zowel het vocht- als het zuurgraadindicatiegetal lijken zich op een hoger niveau dan in de uitgangssituatie te stabiliseren. Dit lijkt te wijzen op een sterkere invloed van basenrijk grondwater, waardoor dit fragmentaire type, dat binnen de invloedssfeer van de aangelegde greppels in het zuidoostelijke schraalland voorkomt, zich lijkt te herstellen. De trendbreuk in 1996 lijkt samen te hangen met de droogte.

G. Rompgemeenschap *Junco-Molinion/Violion caninae*

De indicatiewaarden geven een zwakke trend in de richting van minder zure omstandigheden aan. Voor vocht is de indicatie sterk fluctuerend. De lage indicatiewaarden voor stikstof en zuurgraad en de hoge waarde voor vocht wijzen op voedselarme en zure omstandigheden op natte standplaatsen. De maatregelen hebben geen duidelijk effect op dit vegetatietype. Daarbij moet opgemerkt worden dat de maatregelen vooral bedoeld zijn voor het herstel van de basenrijkere vegetatietypen.

H. Fragmentair *Nardo-Gentianetum pneumonanthes caricetosum*

De indicatiewaarden wijzen op zure, voedselarme en natte omstandigheden en geven alleen voor stikstof een geringe stijgende trend aan. De omstandigheden lijken wat voedselrijker te worden. Deze ontwikkeling is niet in verband te brengen met de maatregelen.

I. (Fragmentair) *Ericetum tetralicis*

De indicatiewaarden geven een trend aan naar iets vochtiger omstandigheden.

In tabel 1 is per vegetatietype een overzicht gegeven van de soorten waarbij sinds de maatregel een duidelijke trend is gesignaleerd. Tevens is vermeld bij welke soorten een duidelijke trendbreuk werd gesignaleerd in 1996 als gevolg van de extreme droogte. Tenslotte is aangegeven of het vegetatietype binnen de invloedssfeer van de aangelegde greppels is gelegen.

In tabel 2 is een overzicht gegeven van soorten die een duidelijk toenemende of afnemende trend te zien hebben gegeven. Bij deze soorten is onderscheid gemaakt naar hun voorkomen in vegetatietypen die binnen of buiten de invloedssfeer van de maatregel zijn gelegen. Vegetatietypen die buiten de invloedssfeer van de maatregel zijn gelegen kunnen als controlegroep worden beschouwd. In de tabel komen exclusieve soorten voor en gemeenschappelijke soorten. Soorten die exclusief reageren op begreppeling met een toename reageren positief op basenverrijking; soorten die exclusief reageren op begreppeling met een afname verdragen geen basenverrijking. Soorten die exclusief afnemen in controlegroep kunnen worden beschouwd als soorten die gevoelig zijn voor voortgaande verzuring. Soorten die exclusief toenemen in de controlegroep reageren positief op voortgaande verzuring.

Tabel 1 Reactie van soorten per vegetatietype sinds de uitvoering van de begreppeling

Vegetatie-type	Binnen invloedssfeer maatregel ?	Toename bedekking	Afname bedekking	Trendbreuk
A C-M. parnassietosum	ja	<i>Carex hostiana</i> <i>Carex pulicaris</i> <i>Carex panicea</i> <i>Carex nigra</i> <i>Hydroc. vulgaris</i> <i>Valeriana dioica</i>	<i>Festuca ovina</i> <i>Danth. decumb.</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Danth. decumb.</i>
B C-M. nardetosum	ja	<i>Carex panicea</i> <i>Junc. acutiflorus</i>	<i>Dactylor. mac.</i> <i>Shagnaceae</i> <i>Danth. decumb</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Hydroc. vulg.</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Danth. decumb.</i> <i>Junc. acutiflorus</i>
C C-M. typicum var. Luz. multifi.	nec	<i>Cirs. dissectum</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Erica tetralix</i>	<i>Carex hostiana</i> <i>Carex panicea</i> <i>Dact. macul.</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Carex flacca</i>	nec
D C-M. typicum	nec	<i>Carex panicea</i> <i>Cirs. dissectum</i> <i>Shagnaceae</i> <i>Junc. acutiflorus</i>	<i>Carex hostiana</i> <i>Juncus conglom.</i> <i>Dactylor. mac.</i> <i>Parnassia pal.</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Juncus acutifl.</i>
E C-M. peucedanetosum	ja	<i>Carex hostiana</i> <i>Cirs. dissectum</i> <i>Hydroc. vulgaris</i> <i>Viola palustris</i>	<i>Sphagnaceae</i> <i>Carex panicea</i> <i>Peuc. palustre</i> <i>Agrostis canina</i> <i>Junc. acutiflorus</i> <i>Lysim. vulgaris</i> <i>Calamagr. canes</i>	<i>Carex hostiana</i>
F C-M. peucedanetosum Fragmentair	ja	<i>Carex hostiana</i> <i>Peuc. palustre</i> <i>Junc. acutiflorus</i> <i>Carex panicea</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Hydroc. vulgaris</i>	<i>Danth. decumb.</i> <i>Agrostis canina</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Danth. decumb.</i> <i>Agrostis canina</i>
G Junco-Molinion Romp.	nec	<i>Cirs. dissectum</i> <i>Carex panicea</i> <i>Viola palustris</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Potent. erecta</i>	<i>Hydroc. vulgaris</i> <i>Agostis canina</i>	<i>Viola palustris</i>
H Nardo-Gentianetum Fragmentair	ja	<i>Erica tetralix</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Viola palustris</i>	<i>Carex nigra</i> <i>Danth. decumb.</i> <i>Peuc. palustre</i> <i>Junc. acutiflorus</i> <i>Lysim. vulgaris</i>	nec
I Ericetum tetralicis	nec	<i>Carex panicea</i> <i>Erica tetralix</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Salix aurita</i>	<i>Danth. decumb.</i> <i>Molinia coer.</i> <i>Viola paustris</i> <i>Carex nigra</i>	nec

Tabel 2 Overzicht van reacties van soorten op begreppeling en reacties van soorten in de controlegroep. De vet gedrukte soorten zijn soorten met een exclusief gedrag. De hoofdletters hebben betrekking op de vegetatietypen die tot de behandelde groep of de controlegroep behoren.

Reactie	Behandeling (A, B, E, F, H)	Controle (C, D, G, I)
Toenemende trend	<i>Carex hostiana</i> <i>Carex pulicaris</i> <i>Carex nigra</i> <i>Hydrocotyle vulgaris</i> <i>Valeriana dioica</i> <i>Peucedanum palustre</i> <i>Carex panicea</i> <i>Cirsium dissectum</i> <i>Viola palustris</i> <i>Juncus acutiflorus</i> <i>Erica tetralix</i> <i>Sphagnaceae</i>	<i>Carex panicea</i> <i>Cirsium dissectum</i> <i>Viola palustris</i> <i>Juncus acutiflorus</i> <i>Sphagnaceae</i> <i>Potentilla erecta</i> <i>Salix aurita</i>
Afnemende trend	<i>Sphagnaceae</i> <i>Calamagrostis canescens</i> <i>Peucedanum palustre</i> <i>Juncus acutiflorus</i> <i>Lysimachia vulgaris</i> <i>Dactylorhiza maculata</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Danthonia decumbens</i> <i>Agrostis canina</i> <i>Carex panicea</i> <i>Hydrocotyle vulgaris</i> <i>Carex nigra</i>	<i>Dactylorhiza maculata</i> <i>Festuca ovina</i> <i>Danthonia decumbens</i> <i>Agrostis canina</i> <i>Carex panicea</i> <i>Hydrocotyle vulgaris</i> <i>Carex nigra</i> <i>Carex hostiana</i> <i>Carex flacca</i> <i>Juncus conglomeratus</i> <i>Parnassia palustris</i> <i>Viola palustris</i>

3.4 Effecten van de begreppeling

In Groot Zandbrink werd als effectgerichte maatregel begreppeling toegepast. De greppels werden zodanig aangelegd dat van de laagste terreindelen het water van het maaiveld kon worden afgevoerd. Langdurige inundatie van deze lage terreindelen werd hierdoor opgeheven. In deze lage terreindelen komen oorspronkelijk de basenrijkste standplaatstypen voor, waarop zich subassociaties van het Cirsi-Molinietum hebben ontwikkeld: C-M. parnassietosum, C-M. peucedanetosum en C-M. nardetosum. Het effect van begreppeling is dat het zuurgraadindicatiegetal en het vochtindicatiegetal van deze subassociaties na vijf jaar licht zijn gestegen. De gesignaleerde veranderingen in zuurgraadindicatiegetallen worden bevestigd door bodemchemisch onderzoek. Dit gaat gepaard met een toename van *Carex hostiana*, *Carex pulicaris*, *Carex nigra*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Valeriana dioica* en *Peucedanum palustre*. Ook andere soorten nemen toe, maar omdat die toename ook in de controlegroep wordt waargenomen kan dit niet aan het effect van begreppeling worden toegeschreven. Daarnaast blijken *Calamagrostis canescens* en *Sphagnaceae* af te nemen. Andere soorten die afnemen blijken ook in de controlegroep af te nemen.

Spectaculair zijn de veranderingen niet en ook de vestiging van rode-lijst-soorten die vroeger aanwezig waren blijven uit. De slechts geringe stijging van het zuurgraadindicatiegetal wijst erop dat de maatregel niet sterk bijdraagt aan een verhoging van de basentoestand van de standplaats, maar wel effectief is.

De resultaten uit 1996 wijzen erop dat het effect van begreppeling sterk afhankelijk is van weersinvloeden. De droge winter van 1995/'96 en het daarop volgende voorjaar hebben in de reactie van een aantal soorten een sterke trendbreuk tot gevolg. De ontwikkeling naar basenrijkere omstandigheden wordt weer teruggezet door een droge winter. Dit uit zich zowel in het zuurgraadindicatiegetal als in het gedrag van een aantal individuele soorten.

In vegetatietypen die op grotere afstand (buiten de invloedssfeer) van de greppels zijn gelegen wordt juist een daling van het zuurgraadindicatiegetal en een constant vochtindicatiegetal van het *Cirsio-Molinietum* gesignaleerd. Dit gaat samen met een afname van *Carex hostiana*, *Carex flacca*, *Juncus conglomeratus*, *Parnassia palustris*, *Carex nigra* en *Viola palustris*, waarvan enkelen een sterke basenindicatie vertegenwoordigen. In deze controlegroep treden een toename op van *Erica tetralix*, *Potentilla erecta* en *Salix aurita*.

In zijn algemeenheid lijkt het erop dat begreppeling van basifiele blauwgraslanden leidt tot basenrijkere condities op de laagste terreindelen en basenarmere condities op de relatief hogere terreindelen. De oorspronkelijke zuurgradiënt wordt hierdoor versterkt.

4 Bodemgeografisch onderzoek

4.1 Inleiding

Het bodemgeografisch onderzoek omvat een voortzetting van de bodemchemische bemonstering zoals die in de eerste fase van de monitoring in het zuidwestelijk en zuidoostelijk graslandje is uitgevoerd (zie Kemmers et al., 1994). Omdat in het zuidoostelijk graslandje een uitbreiding heeft plaatsgevonden van het gemaaide areaal, zijn hier drie nieuwe permanente kwadraten (pq's) aangelegd waarvan in 1993 en 1996 bodemmonsters zijn genomen. Het betreft de pq's 224, 225 en 226 (zie fig. 2).

Ook het nieuwe graslandje in het noordwesten van het reservaat is in de monitoring opgenomen. Voor de beschrijving van de uitgangssituatie is gebruik gemaakt van bodemmonsters die in 1993 genomen zijn in het kader van een Case Study en van de profielbeschrijvingen die bij de pq's 302 en 307 zijn gemaakt (Van Delft, 1995). In het kader van deze monitoring zijn de bemonsteringen herhaald in 1994 en 1996.

De interpretatie van de meetgegevens betreft de calciumverzadiging en de pH-waarden. In minerale gronden met pH-H₂O tussen 4,5 en 6,5 is de kationomwisseling het belangrijkste zuurbuffermechanisme (Van Breemen et al., 1996; Roelofs et al., 1993). Voor kwelssystemen in beekdalen betreft dit voornamelijk calcium dat met het kwelwater aangevoerd wordt. Input van zuur via natte of droge depositie wordt geneutraliseerd door omwisseling van kationen aan het adsorptiecomplex door waterstofionen. Zolang de calciumverzadiging nog voldoende hoog is (> 0,3), blijft de zuurgraad gebufferd rond pH-H₂O = 5,5. Als bij verdergaande verzuring de meeste basen vervangen zijn door waterstofionen zal de pH dalen tot lagere waarden, waarbij aluminium in oplossing gaat. Bij pH-waarden lager dan 4,5 is het oplossen van aluminium het belangrijkste zuurbufferend mechanisme. Door aanvoer van calcium met kwelwater kan de calciumverzadiging en daarmee het zuurbufferend vermogen weer vergroot worden. De maatregelen die genomen zijn in het kader van EGM beogen dan ook een vergroting van de kwelflux tot in het maaiveld. Om de effectiviteit daarvan te kunnen beoordelen zijn de veranderingen in het buffermechanisme onderzocht. De calciumverzadiging wordt hierbij gezien als maat voor de toestand van het buffermechanisme. Een verandering van de calciumverzadiging heeft dan een verandering van de pH tot gevolg.

4.2 Bemonstering

De bemonstering en de verwerking van de analysegegevens is uitgevoerd zoals beschreven is in de rapportage over de eerste fase van de monitoring (Kemmers et al. 1994). Van de bodemmonsters zijn door het Bedrijfslaboratorium voor grond en gewasonderzoek in Oosterbeek de volgende variabelen bepaald:

- pH-H₂O, pH-KCl,
- organischestofgehalte (% gloeiverlies),

- H-bezetting en bezetting van uitwisselbare kationen (mmol/kg) aan het adsorptiecomplex bij pH = 8,2.

De resultaten van deze analyses zijn opgenomen in aanhangsel 2. Door sommatie van de H-bezetting en de bezetting van de uitwisselbare kationen is de kationsom bepaald. Deze komt overeen met de CEC (kationomwisselcapaciteit) bij pH = 8,2. Daarna is de calciumverzadiging bepaald als de fractie van de kationsom die bezet wordt door Ca^{2+} . De kationsom en de calciumverzadiging zijn eveneens opgenomen in aanhangsel 2.

Op basis van de analyses per pq zijn door interpolatie ruimtelijke patronen beschreven van de verbreiding van de calciumverzadiging en pH-KCl en de veranderingen tussen verschillende jaren. De interpolatie is uitgevoerd met behulp van lineaire kriging. Er zijn zogenaamde isolijnen samengesteld waarlangs in de figuren in paragraaf 4.3 de bijbehorende waarden zijn geplot en de zones tussen de lijnen ingekleurd volgens een kleurverloop waarbij blauwe kleuren staan voor een goede buffering en hoge pH en rode kleuren voor zuurdere omstandigheden of een verdergaande verzuring. In het rapport over de eerste fase van de monitoring (Kemmers et al., 1994) is voor vergelijkbare figuren een andere interpolatiemethode gebruikt waardoor de patronen kleine verschillen kunnen vertonen.

4.3 Resultaten

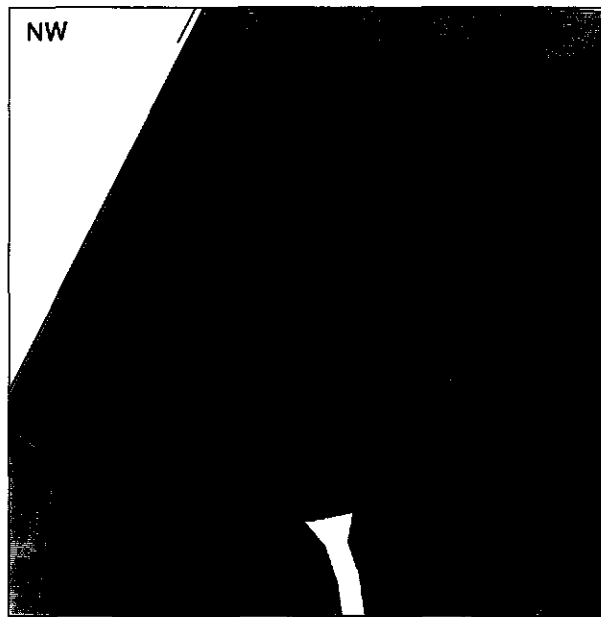
De analysesresultaten en de berekende calciumverzadiging zijn opgenomen in aanhangsel 2. In deze paragraaf worden de ruimtelijke patronen en de veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie besproken.

4.3.1 Ruimtelijke patronen van de calciumverzadiging en pH

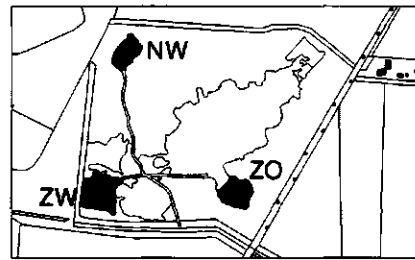
Uitgangssituatie in 1991 en 1993

Voor de calciumverzadiging in de uitgangssituatie (fig. 4) is in alle drie de graslandjes een gradiënt te onderscheiden. In het noordwestelijke graslandje neemt de calciumverzadiging sterk af van de, relatief hooggelegen, zuidooststrand (ca. 0,5) naar de zuidweststrand (< 0,35), met bij pq 303 de laagste waarde (< 0,20). Deze gradiënt houdt waarschijnlijk verband met een grondwaterstroom vanaf de centraal gelegen dekzandrug, die in de zuidweststrand van het graslandje relatief dicht bij het maaiveld komt. In noordwestelijke richting neemt de invloed van dit grondwater af door de drainerende werking van de sloot die hier het reservaat begrenst. In de zuidwesthoek trad in de eerste jaren na aanleg van het graslandje plasvorming op door stagnatie van regenwater, hetgeen een verklaring kan zijn voor de relatief sterke verzuring in deze hoek. Hier is later een afwateringsgreppel gegraven.

Het zuidwestelijke graslandje is het sterkste gebufferd. De calciumverzadiging bedraagt hier in ca. 75% van het oppervlak meer dan 0,5. In de wat hoger gelegen noordoosthoek komen, op de overgang naar de heide, lagere waarden voor. De gradiënt ligt hier dus anders dan in het noordwestelijke graslandje. Hier is in de lagere delen de invloed van het kwelwater in het maaiveld groter.



Calciumverzadiging
in 1991 en 1993 (NW)



DLO-STARING CENTRUM
Sectie Bodem, Bos en Natuur

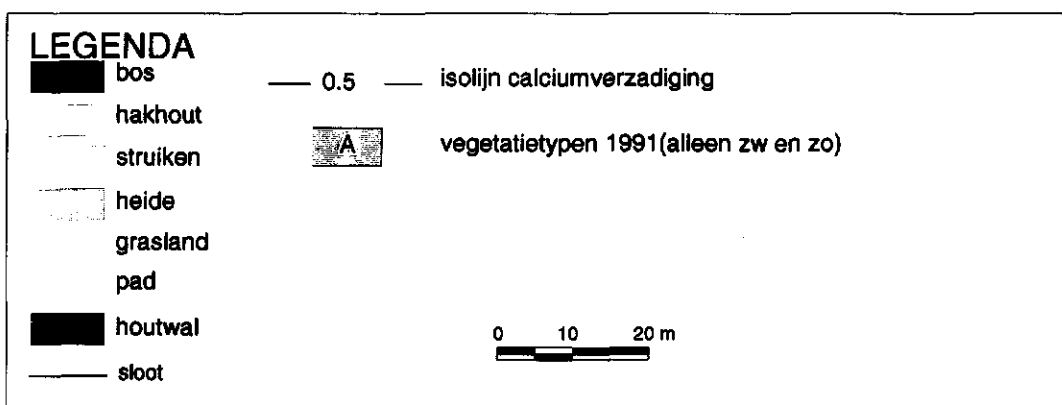
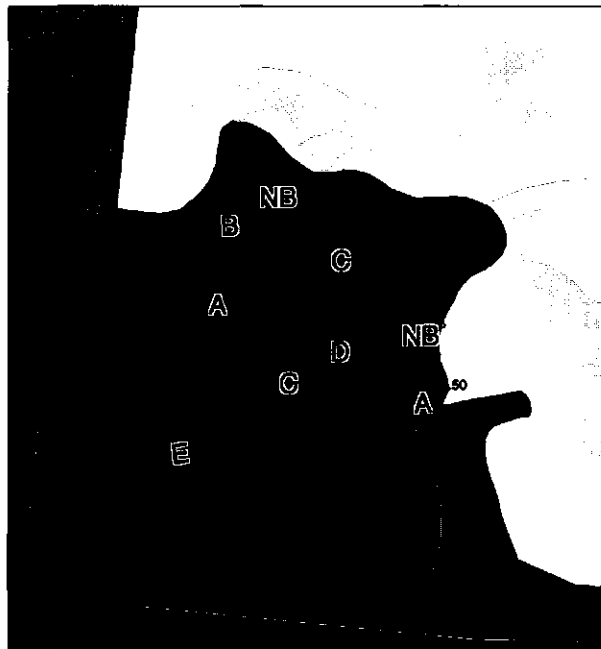
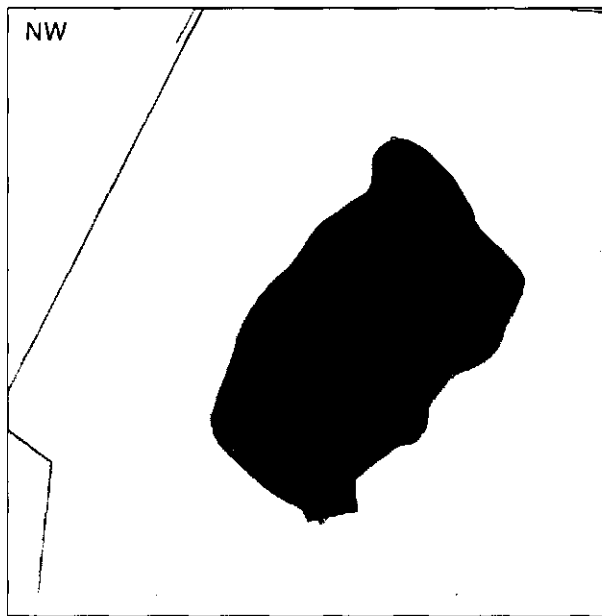
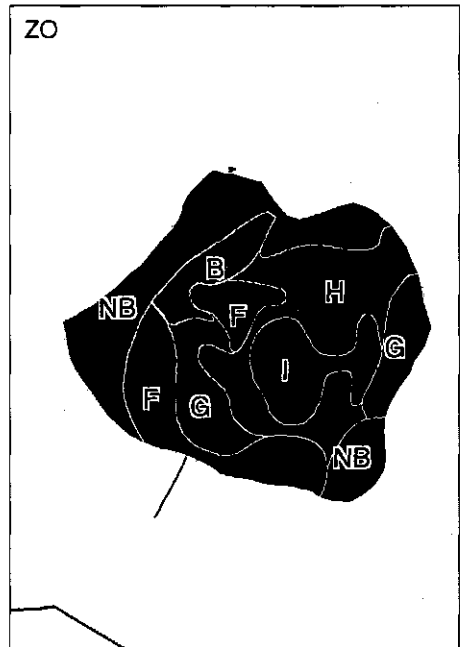
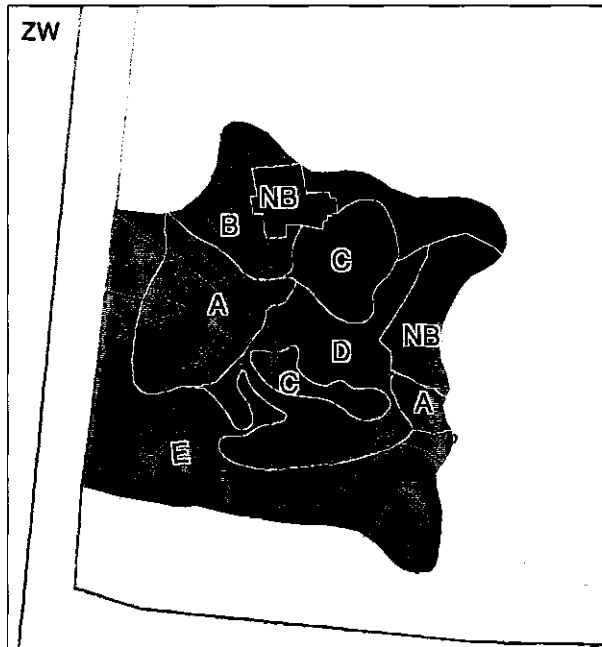
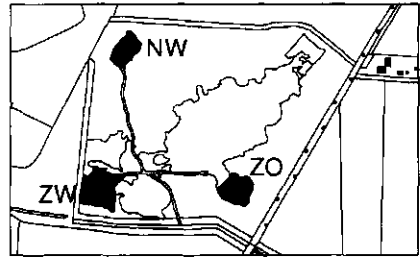


Fig. 4 Verbreiding van de calciumverzadiging in de uitgangssituatie in 1991 (zw en zo) en in 1993 (nw)



pH-KCl in 1991
en 1993 (NW)



LEGENDA

- bos
- hakhout
- struiken
- heide
- grasland
- pad
- houtwal
- sloot
- 4.50 — isolijn pH-KCl
- A vegetatietypen 1991 (alleen zw en zo)

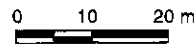


Fig. 5 Verbreiding van de pH-KCl in de uitgangssituatie in 1991 (zw en zo) en in 1993 (nw)

In het zuidoostelijke graslandje is een zeer sterke gradiënt aanwezig. Langs de relatief hoog gelegen noordwestrand op de overgang naar de heide komen hoge waarden voor voor de calciumverzadiging ($> 0,60$). Deze nemen vrij snel af in zuidoostelijke richting tot $< 0,15$ in het centrale deel. Dit gedeelte ligt relatief hoog ten opzichte van het grondwater. Kwelwater speelt hier waarschijnlijk geen rol (meer) van betekenis. De hoge waarden in de noordwestrand zouden het gevolg kunnen zijn van opstuwning van een regionale kwelstroom die uit zuidoostelijke richting onder het gebied door stroomt en opgestuwd wordt door een lokale stroming die vanaf de dekzandrug in zuidoostelijke richting stroomt. Het tussenliggende deel stond tot 1991 sterk onder invloed van stagnerend en infiltrerend regenwater, waardoor de calciumverzadiging gereduceerd werd. Op basis van het voorkomen van plassen in deze zone zijn in het kader van EGM enkele greppels aangelegd (Kemmers et al., 1994).

De verbreiding van de pH-KCl in de uitgangssituatie laat vergelijkbare patronen zien als de calciumverzadiging (fig. 5).

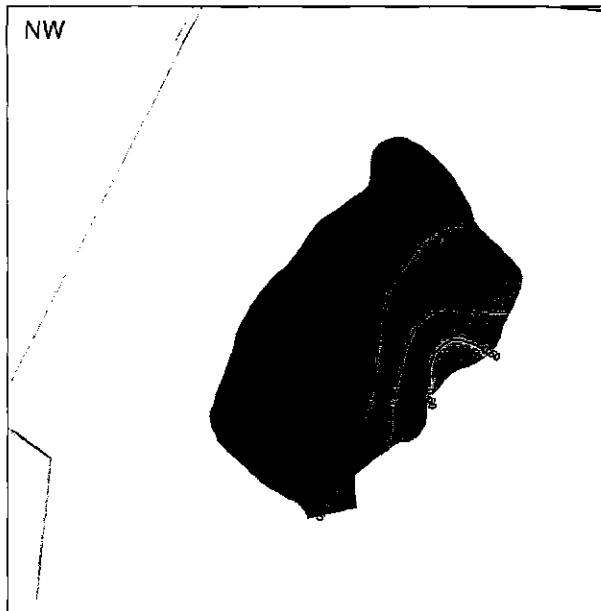
Situatie in 1996

Omdat de pH gestuurd wordt door de calciumverzadiging en daarom vergelijkbare patronen laat zien wordt alleen de verbreiding van de calciumverzadiging voor 1996 weergegeven (fig. 6).

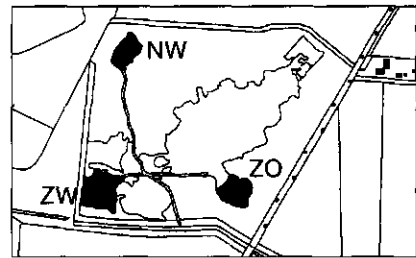
De patronen zijn op hoofdlijnen vergelijkbaar met die van de uitgangssituatie en die van 1993 (zie Kemmers et al., 1994). In het algemeen is de calciumverzadiging echter wel lager dan in de uitgangssituatie. Vooral in het zuidoostelijk deel van het zuidoostelijke graslandje is de buffer sterk uitgeput. Langs de noordwestrand van dit graslandje is de calciumverzadiging juist wat toegenomen, mogelijk als gevolg van het verwijderen van opslag en het in maaibeheer nemen van deze strook, waardoor de verdamping is gereduceerd.

4.3.2 Bodemchemische veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie

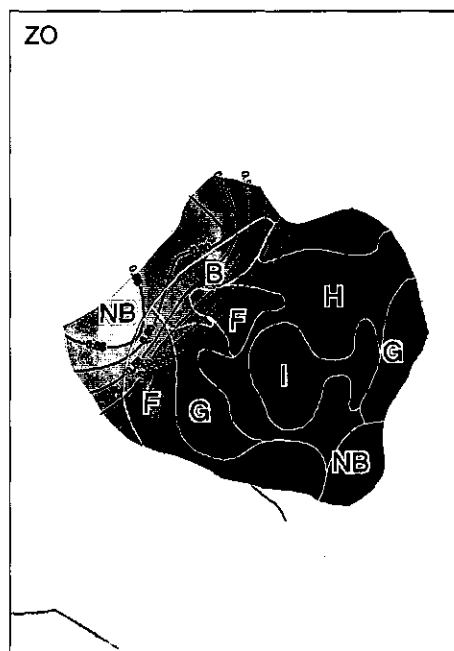
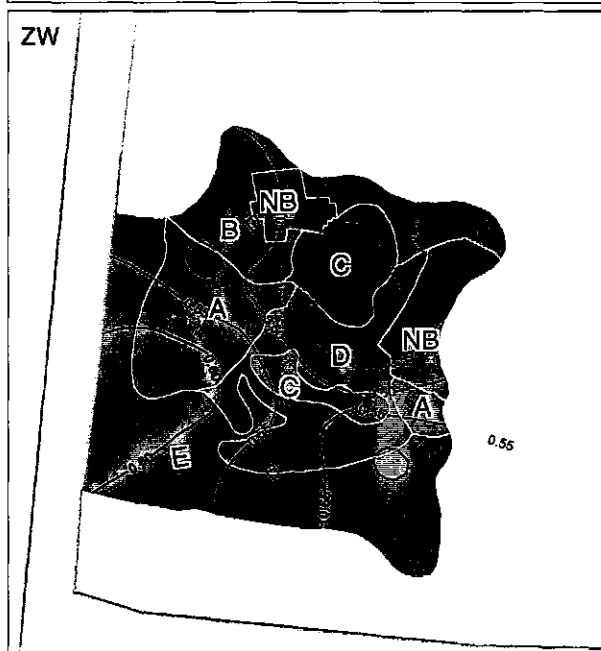
De in het kader van EGM aangelegde begreppeling zou een vermindering van de infiltratie van regenwater tot gevolg moeten hebben, waardoor de invloed van kwelwater in het maaiveld vergroot wordt. Dit zou verhoging van de calciumverzadiging en daarmee een verbetering van de zuurbuffering en een verhoging van de pH tot gevolg moeten hebben. In 1993 leek er inderdaad een verbetering van de zuurbuffering opgetreden te zijn die tot uiting kwam in een lichte stijging van de calciumverzadiging, die vooral in de noordelijke helft van het zuidoostelijk graslandje gerelateerd kon worden aan een verbeterde afwatering in de omgeving van een greppel. In de zuidelijke helft van dit graslandje was het tegendeel het geval, hier was de bodem juist verder verzuurd, ook in de omgeving van een greppel. Vergelijking van de gegevens van 1996 met die van de uitgangssituatie en van 1993 moet duidelijk maken of de in 1993 ingezette veranderingen doorgezet hebben.



Ca-verzadiging in 1996



DLO-STARING CENTRUM
Sectie Bodem, Bos en Natuur



LEGENDA

- bos
 - hakhout
 - struiken
 - heide
 - grasland
 - pad
 - houtwal
 - slot
- 0.5 — isolijn calciumverzadiging
 - A vegetatietypen 1991 (alleen zw en zo)

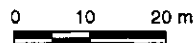


Fig. 6 Verbreiding van de calciumverzadiging in 1996.

Verandering zuurbuffering

De verandering van de zuurbuffering in 1996 ten opzichte van de uitgangssituatie in de drie graslandjes is in figuur 7 weergegeven. In de grafieken is van de individuele pq's de pH-H₂O uitgezet tegen de calciumverzadiging. De waarden van de uitgangssituatie en 1996 zijn met elkaar verbonden door een lijn om aan te geven wat de verandering is van de zuurbuffering in elk punt. De grijze lijn in de grafieken is gebaseerd op een model dat we door lineaire regressie gefit hebben op basis van een groot aantal bodemmonsters uit verschillende natuurterreinen en geeft de relatie weer tussen de calciumverzadiging en de pH-H₂O. Deze relatie kan voor gronden met een calciumverzadiging tussen 0,1 en 0,9 weergegeven worden volgens de volgende vergelijking ($r^2 = 86\%$):

$$\text{pH} = 5,5657 + 1,283 * (\text{CV} - 0,5) + 12,14 * (\text{CV} - 0,5)^3$$

waarin:

pH = pH-H₂O

CV = calciumverzadiging

Uit de vorm van de curve blijkt de buffering rond pH 5,5 bij een calciumverzadiging tussen 0,3 en 0,7. Bij hogere waarden neemt de pH sterk toe. Bij volledige verzadiging zal de curve weer afbuigen naar een pH-waarde van ca. 7 als de calciërbufferrange bereikt wordt. Aan de andere kant van de curve zal deze ook weer afbuigen bij zeer lage waarden van de calciumverzadiging, omdat de zuurgraad dan rond pH = 3 gebufferd wordt door oplossing van aluminium (Van Breemen et al., 1996). Het model beschrijft alleen het tussenliggende bereik van de calciumverzadiging, waarbij kationomwisseling het belangrijkste zuurbufferend mechanisme is.

Figuur 7 laat duidelijk zien hoe de toestand van de graslandjes is ten aanzien van de zuurbuffering.

De monsters uit het noordwestelijk graslandje worden door het model niet goed beschreven. Ze hebben pH-waarden die lager zijn dan door het model voorspeld worden bij de gegeven calciumverzadiging. Wat hiervan de oorzaak is is niet duidelijk. Op enkele uitzonderingen na is een verschuiving te zien naar een afnemende buffercapaciteit en een lagere pH. Zowel in de uitgangssituatie als in 1996 bevinden de monsters zich rond of beneden het evenwichtspunt. Op enkele uitzonderingen na is een verschuiving te zien naar een afnemende buffercapaciteit en een lagere pH.

Voor het zuidwestelijk en zuidoostelijk graslandje past het model beter bij de gemeten waarden. De monsters in het zuidwestelijk graslandje hebben een vrij goede buffering. Ze bevinden zich rond of boven het evenwicht. Ook hier is in het algemeen een verschuiving naar een verminderde buffering en een lagere pH te zien. De monsters in het zuidoostelijk graslandje komen langs de hele range voor, maar voornamelijk aan de zure kant. Ook hier is in het algemeen sprake van verzuring. Bij de laagste waarden voor de calciumverzadiging, waar de buffering dus het geringste is, is ook de sterkste daling van de pH te zien.

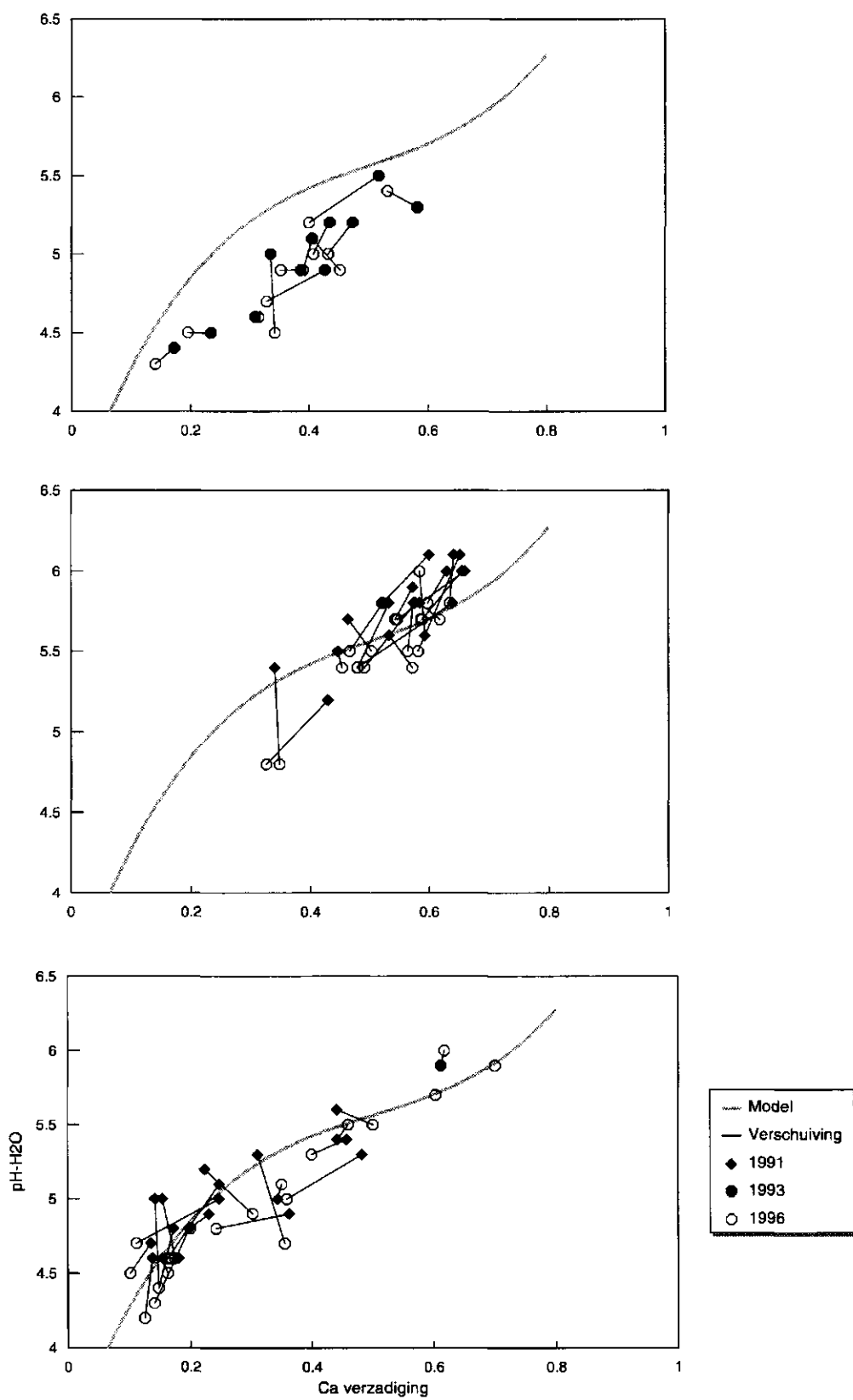
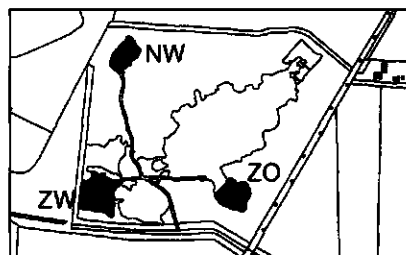


Fig. 7 Verschuiving van de zuurbuffering in 1996 ten opzichte van de uitgangssituatie



Vershil Calciumverzadiging
1991 - 1996



DLO-STARING CENTRUM
Sector Bodem, Boe en Natuur

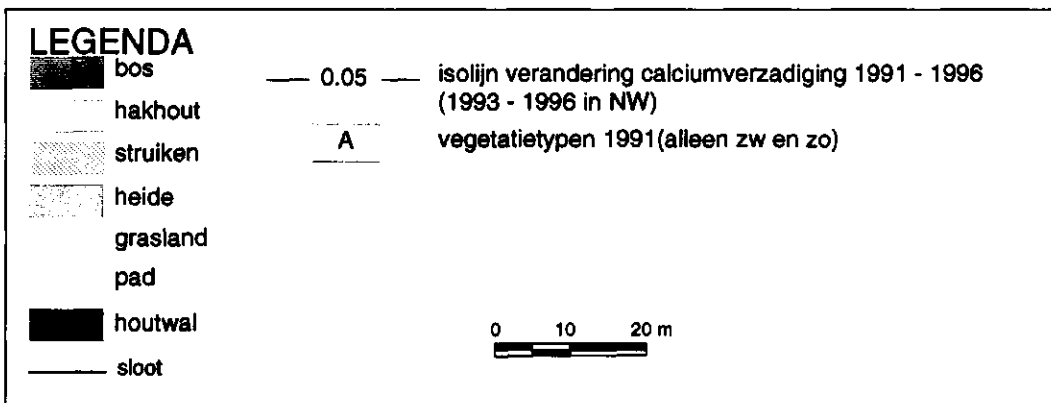
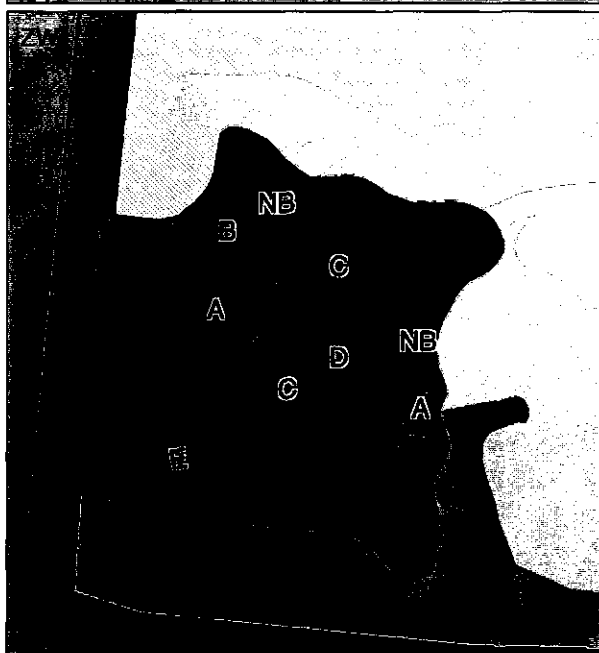


Fig. 8 Verbreiding van de mate van verandering van de calciumverzadiging in 1996 ten opzichte van de uitgangssituatie

Ruimtelijke patronen van de veranderingen in de zuurbuffering

In figuur 8 is weergegeven welke ruimtelijke patronen te herkennen zijn in de hierboven beschreven veranderingen in de zuurbuffering. Dit is gedaan aan de hand van de verandering van de calciumverzadiging tussen de uitgangssituatie en 1996. In het noordwestelijke graslandje is de verzuring vrij homogeen verdeeld, met uitzondering van het zuidelijke deel dat sterker verzuurd is dan de rest. In deze zone stagneert in natte perioden vaak regenwater aan het maaiveld. De afwateringsgreppel die hier gegraven is lijkt onvoldoende te werken. De aanvankelijke verbetering van de calciumverzadiging in het zuidwestelijke graslandje in 1993 (Kemmers et al., 1994) blijkt in 1996 weer grotendeels teniet gedaan te zijn. Vooral in de noordwesthoek is de verzuring vrij sterk. Het beeld voor het zuidoostelijk graslandje is wat divers. Het lijkt erop dat de zure delen verder verzuurd zijn en dat de minder zure delen gestabiliseerd zijn of iets verbeterd. De zuidoostelijke helft van het graslandje is vrij sterk verzuurd. Een deel van het noordoosten waar een greppel gegraven is om de afwatering te verbeteren, is niet verder verzuurd dan in 1991, maar het herstel dat in 1993 zichtbaar was is weer teniet gedaan. In natte perioden komt dit gedeelte ook nog regelmatig onder water te staan (zie par. 5.3.1). Een geringe verbetering lijkt zichtbaar langs de noordwestrand van het graslandje. Hier is een deel in maaibeheer genomen dat in 1991 nog begroeid was met struiken en riet.

Vergelijking met oude gegevens

In figuur 9 is het verloop van de calciumverzadiging weergegeven voor een negental pq's waarvan ook al in 1981 bodemmonsters zijn genomen.

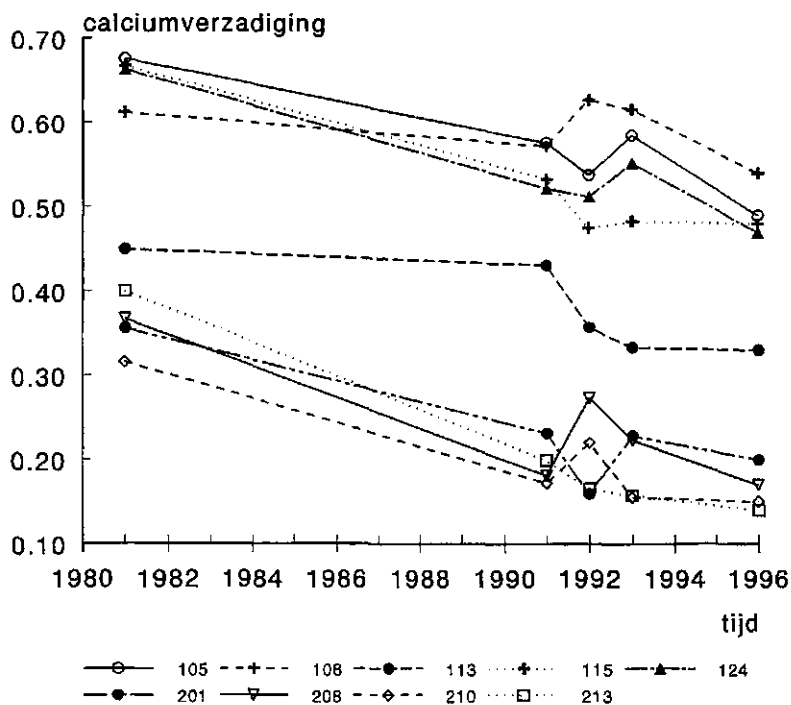


Fig. 9 Verloop van de calciumverzadiging in 9 permanente kwadraten tussen 1981 en 1996.

In de meeste van deze pq's is een duidelijke afname te zien van de calciumverzadiging tussen 1981 en 1991. Alleen bij 108 en 113 was deze afname beperkt.

De afname was sterker in het zuidoostelijk graslandje dan in het zuidwestelijk graslandje. Het zuidoostelijk graslandje was in 1981 ook al zuurder dan het zuidwestelijk. Het verloop van de calciumverzadiging tussen 1991 en 1993 gaf een wat wisselend beeld te zien. In het algemeen was wel sprake van een licht herstel. In 1996 lijkt de verzurende trend van de periode voor de EGM-maatregelen hervat te zijn.¹

4.4 Effecten van begreppelen

De belangrijkste conclusie die getrokken kan worden uit het bodemgeografisch onderzoek is, dat de maatregelen in eerste instantie een lokaal effect leken te hebben (Kemmers et al., 1994), maar dat de aanvankelijke verbetering van de zuurbuffering in 1996 niet meer waarneembaar was. De eerste jaren na de maatregelen kwamen geregeld natte perioden voor, waarin de greppels effectief waren (zie hoofdstuk 5). Door verhoogde kweldruk kon in natte perioden aanvulling van calcium aan het adsorptiecomplex plaatsvinden. Door de droge periode die begon in de zomer van 1995 en duurde tot in het in najaar van 1996 daalde het grondwater zo ver, dat deze aanvulling achterwege bleef. De sterke verdamping in deze warme zomer zou, gezien de goede capillaire eigenschappen van het lemige zand in de ondergrond, tot een grote flux van calciumhoudend grondwater tot bovenin het profiel moeten leiden. Hiermee zou de calciumverzadiging vergroot kunnen worden. Dat dit niet gebeurd is, is waarschijnlijk toe te schrijven aan de met de diepe grondwaterstanden samenhangende aëratie, waardoor oxidatie van organische stof en gereduceerde zwavelverbindingen kan plaatsvinden.

In het kader van een ander onderzoek zijn in slijpplaten van drie profielen uit de drie graslandjes kleine pyriet-bolletjes (zgn. framboïden) waargenomen (Van Delft, 1997). Volgens Marnette et al. (1993) worden dergelijke framboïden gevormd onder wisselende redox-omstandigheden (afwisseling van droge en natte perioden). De tijdens natte perioden, onder gereduceerde omstandigheden, gevormde pyriet wordt in droge perioden onder invloed van zuurstof geoxideerd, waarbij zuur gevormd

¹ Een factor die ook een rol zou kunnen spelen bij de verdergaande verzuring is het dominante voorkomen van veenmos in een groot deel van de pq's (zie aanhangsel 1). Uit humusprofielbeschrijvingen van de pq's (Van Delft, 1995) blijkt dat, met name in het zuidoostelijk graslandje, veenmospakketten voorkomen die enkele centimeters dik kunnen zijn. De gemiddelde bedekking van veenmos is hier ook het hoogst. *Sphagnum*-soorten hebben verschillende mechanismen waarmee zij in staat zijn de standplaats actief te verzuren en daardoor de concurrentiepositie ten opzichte van andere soorten te verbeteren (Van Breemen, 1995). Dit kan er mede toe bijdragen dat het effect van toegenomen basenaanvoer met kwelwater beperkt wordt zolang een veenmospakket aanwezig is. Tijdens veldwaarnemingen in juni 1994 zijn langs een raai van pq 219 naar pq 213 gedetailleerde waarnemingen verricht van de pH (met indicatorstrookjes). Onder een ca. 3 cm dikke veenmoslaag kwam een sterke gradiënt voor van de pH die binnen 20 cm diepte met één eenheid toenam met de diepte. Dit zou toegeschreven kunnen worden aan de verzurende werking van het veenmos. Het verdient wellicht aanbeveling om maatregelen om de aanvoer van basen te verbeteren te combineren met het verwijderen van een eventueel aanwezig veenmospakket, bijvoorbeeld door dit weg te harken. Dit zou de effectiviteit van de maatregelen aanzienlijk kunnen verbeteren.

wordt. Dit proces, samen met de eveneens zuurvormende oxidatie van organische stof, zou de oorzaak kunnen zijn van het achterwege blijven van de verbetering van de calciumverzadiging in droge zomers. Een aanwijzing dat oxidatie van pyriet een rol speelt bij de verzuring van de graslandjes in Groot Zandbrink is de sterke toename van sulfaatconcentraties in het bodemvocht op 20 cm diepte die we bij diepe grondwaterstanden hebben waargenomen (zie par. 5.3.2).

5 Hydrologisch en hydrochemisch onderzoek

5.1 Inleiding

Voor het hydrologisch onderzoek zijn grondwaterstandsmetingen verricht op de meetlocaties in de schraalgraslandjes (fig. 2). De stijghoogte van het grondwater onder de Eemklei is op een centraal gelegen plek gemeten. Het onderzoek richt zich vooral op het verloop van de grondwaterstand, de duur van inundaties en de stroming van het ondiepe grondwater. De uitgangssituatie van voor 1991 is gebaseerd op waarnemingen die eerder op of bij dezelfde locaties zijn verricht (Kemmers et al., 1994).

Voor het hydrochemisch onderzoek wordt het bodemwater in de directe nabijheid van de meetbuizen bemonsterd. Dat gebeurt op dieptes van 1,0 m en 0,2 m beneden maaiveld. Vanaf 1993 wordt ook het noordwestelijke schraallandje bemonsterd.

5.2 Bemonstering

De waterstanden zijn tweemaandelijks gemeten. De gegevens zijn omgerekend ten opzichte van maaiveld en NAP om vervolgens tijdstijghoogtelijnen, overschrijdingsduurlijnen en stijghoogteverschillenkaarten te kunnen construeren. Tijdstijghoogtelijnen geven een beeld van de variabiliteit van het grondwaterniveau en overschrijdingsduurlijnen van de periode waarin de greppels effectief zijn geweest. Stijghoogteverschillen tussen het diepe en het freatische grondwater geven aan waar sprake is van kwel of wegzijging.

Het bodemwater wordt jaarlijks bemonsterd in de maanden maart, juni, september en december. Daarvoor wordt gebruik gemaakt van cupjes waarin via slangetjes onderdruk kan worden aangebracht. Via de wand van het cupje en het slangetje kan vocht in een fles worden opgevangen. Geanalyseerd worden de volgende parameters: zuurgraad, elektrische geleidbaarheid, natrium, kalium, magnesium, calcium, chloride, sulfaat en bicarbonaat.

Een belangrijk onderdeel van het hydrochemisch onderzoek vormt de typering van het water. Daarvoor worden de resultaten vergeleken met referentiewatertypen volgens een methode die is beschreven in Kemmers et al. (1994).

5.3 Resultaten

5.3.1 Waterkwantiteit

De grondwaterstandsgegevens over de periode 1994-1996 staan in aanhangsel 3. De onderlinge verschillen tussen grondwaterstanden op de meetlocaties manifesteren zich in een min of meer constant verschil in diepte en in tijdsduur van inundaties. De fluctuaties van het freatisch grondwater zijn op de verschillende plekken vrijwel

identiek en hangen nauw samen met de grootte en de verdeling van het neerslagoverschot (fig. 10). In het voorjaar van 1993 daalde het grondwater, maar het niveau kwam door een relatief natte zomer niet beneden 1 m diepte. De winters van 1993/'94 en van 1994/'95 waren nat. Het grondwater stond vrijwel permanent in het maaiveld. In de loop van de droge zomer van 1995 zijn de laagste standen bereikt, tot meer dan 1,25 m beneden maaiveld, waarna een zodanig droge winterperiode volgde, dat de grondwaterstand het maaiveld niet bereikte. Na de 'gemiddelde' zomer van 1996 steeg het grondwater in november wel weer tot in het maaiveld. Het maaiveld bij plek Z, waar de stijghoogte van het grondwater onder de scheidende laag Eemklei wordt gemeten, ligt ca. 40 cm hoger dan van de graslandjes. De fluctuaties zijn gedempter dan van het freatische grondwater. In de winter bedraagt het stijghoogteverschil met het freatisch grondwater in de graslandjes ongeveer 40 cm, maar in de zomer kan dat oplopen tot meer dan 1 meter.

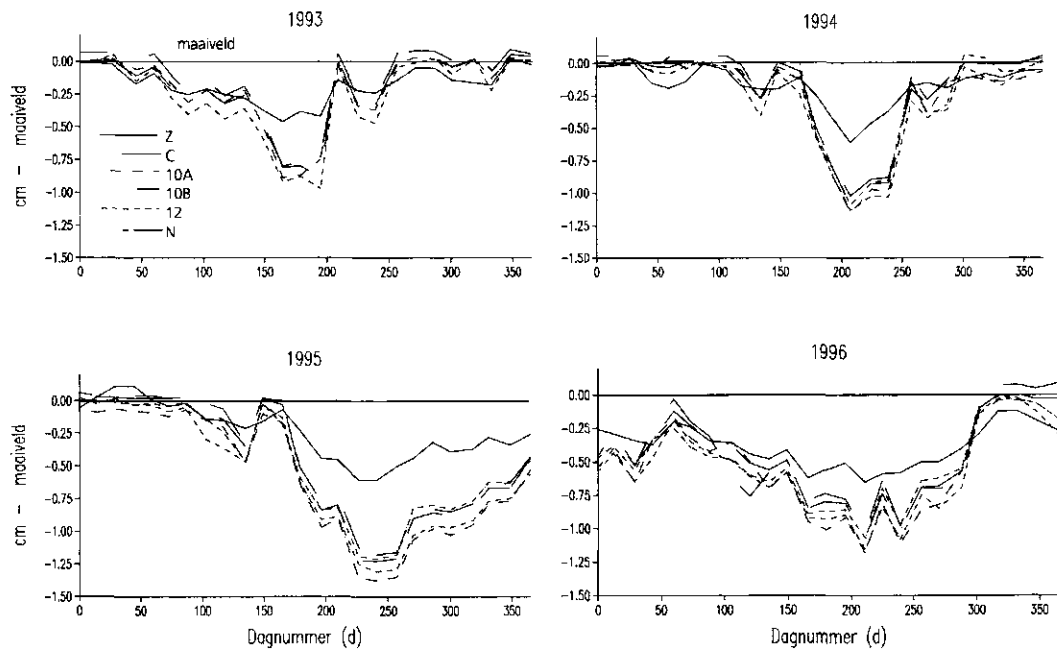
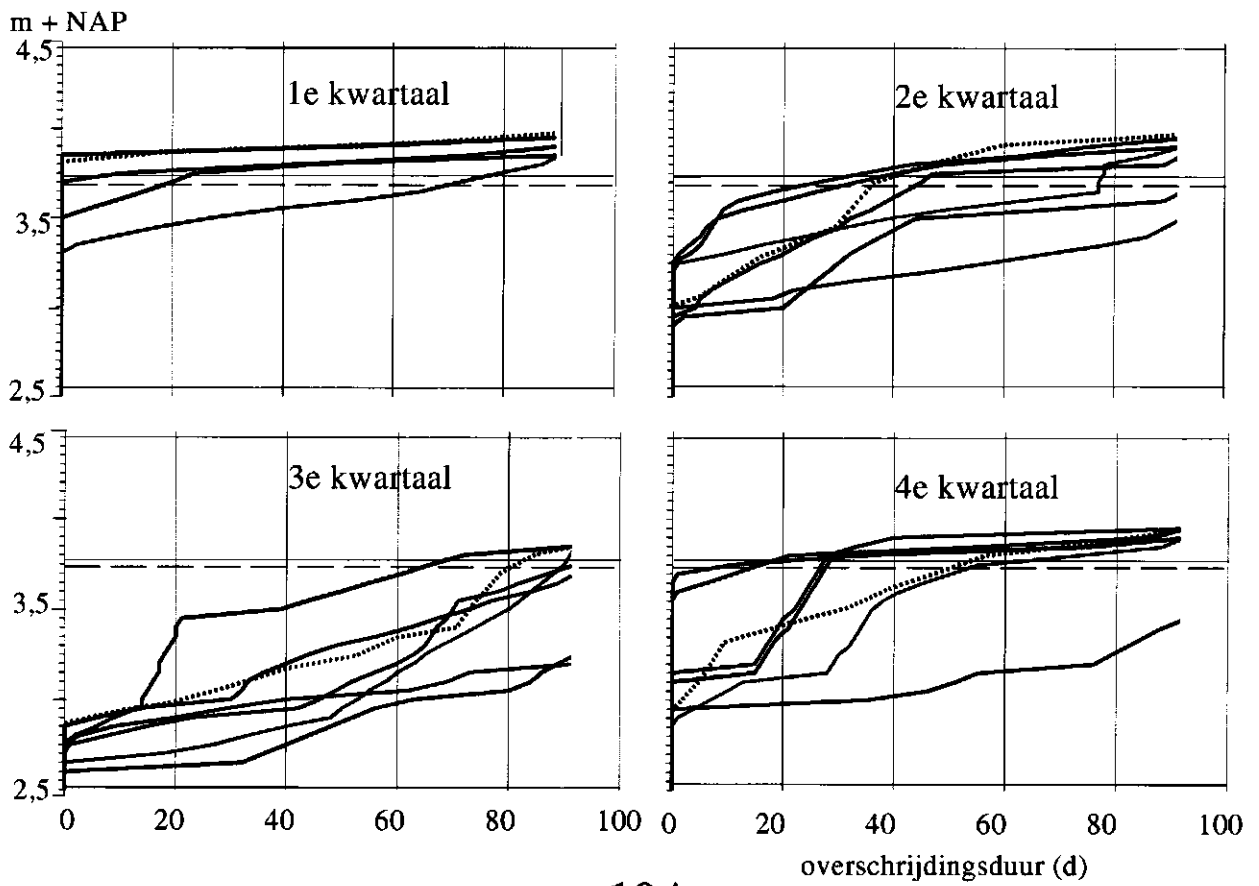


Fig. 10 Tijdstijghoogtelijnen van het diepe en het freatische grondwater ten opzichte van het maaiveld



10A

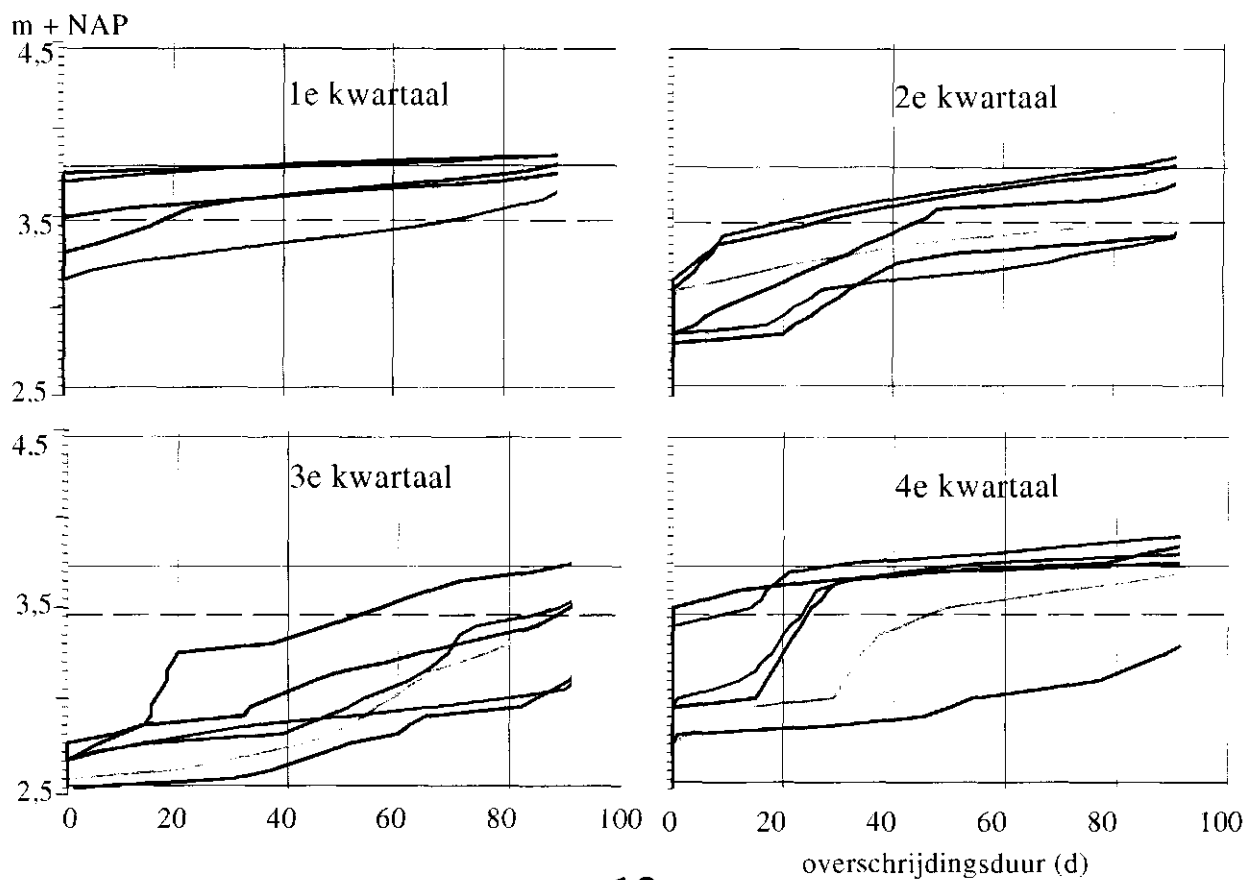
LEGENDA

— maaiveld
 - - - drempel greppel

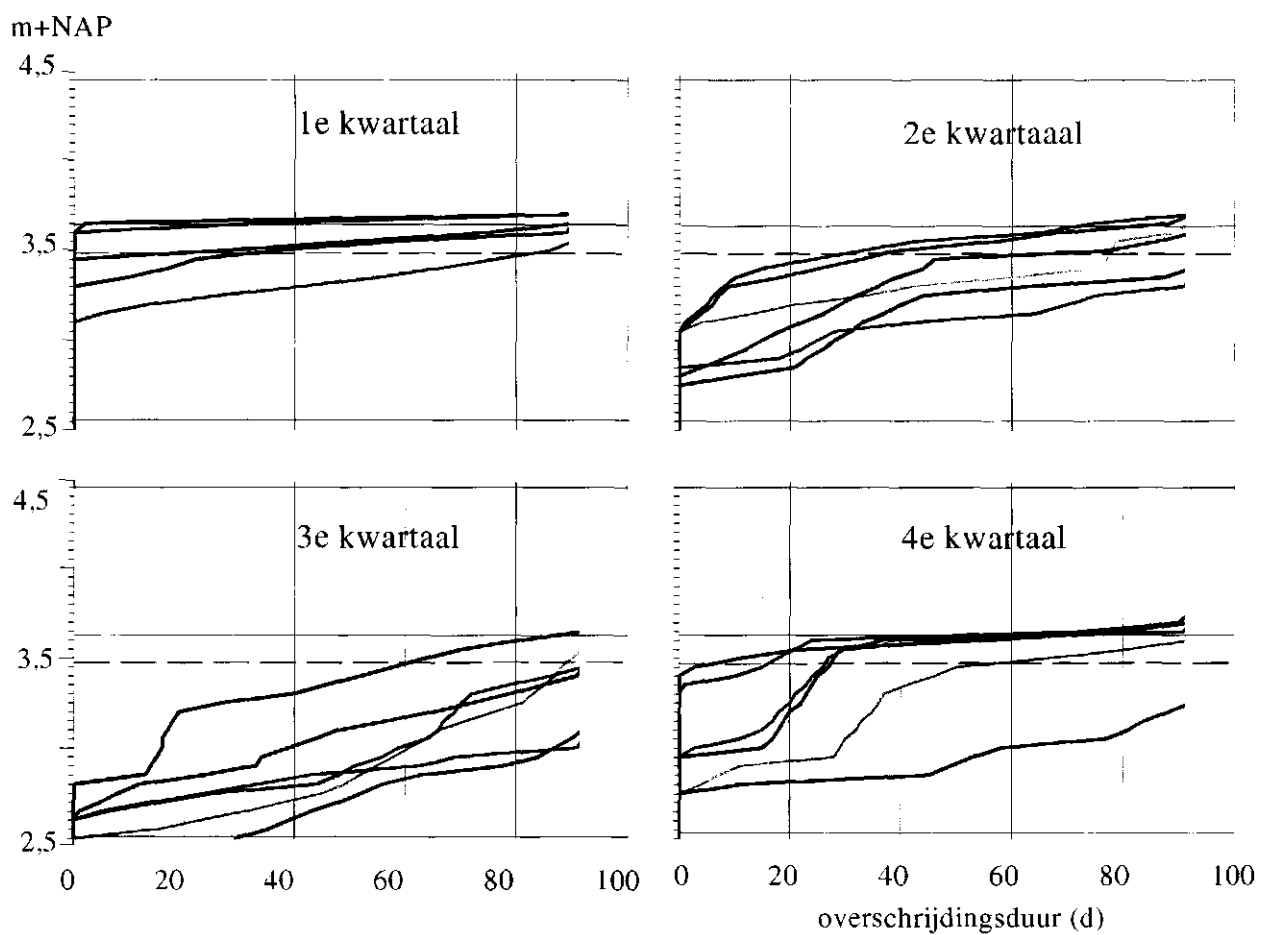
..... gemiddeld
 1978-1981

1991
 1992
 1993
 1994
 1995
 1996

Fig. 11 Overschrijdingsduurlijnen van het grondwater per kwartaal voor de plekken 12, C en 10A. Tevens zijn de duurlijnen van het 3-jarig gemiddelde uit een vroegere periode (1978-1981) opgenomen.



12



c

Uit de overschrijdingsduur van het freatische grondwater (fig. 11) blijkt dat in het eerste kwartaal in de periode 1978-1981 het maaiveld bij de plekken C en 10A permanent onder water stond. Bij plek 12 was dat ca. 50 dagen het geval. In 1994 en 1995 was het vergelijkbaar nat, maar in de andere jaren was het droger. In 1996 kwam het grondwater alleen bij plek 10A enkele dagen tot aan het maaiveld. Voor de constructie van de duurlijn van 1991 waren onvoldoende gegevens beschikbaar. De bandbreedte van de afgebeelde duurlijnen varieert van enkele decimeters voor de hoogste standen tot meer dan een halve meter voor de diepste standen. Verder is het opvallend dat de duurlijnen een vlak verloop hebben, wat duidt op een evenredige verdeling van grondwaterstanden.

In het tweede kwartaal van de periode 1978-1981 stond het maaiveld bij plek 10A 45 dagen onder water, bij de plekken 12 en C ongeveer 30 dagen. Ook in 1994 en 1995 trad een vergelijkbare inundatieduur op en bleven de grondwaterstanden in de resterende periode langer hoog. Verder is alleen bij plek 10A de grondwaterstand in 1991 en 1992 nog tot boven het maaiveld gekomen. In 1993 en 1996 is geen natte periode voorgekomen. De bandbreedte waarbinnen de fluctuaties optreden ligt gedurende het hele kwartaal op ca. 0,5 m.

In het derde kwartaal kan de bandbreedte tot meer dan 0,7 m oplopen. De diepste standen convergeren echter weer sterk, maar wel tot een niveau dat lager is dan in de periode 1978-1981. In 1995 is de grondwaterstand na een natte winterperiode scherp gedaald, waarna de droogste periode uit de meetreeks is opgetreden.

De droge periode duurde voort tot en met het vierde kwartaal. In de periode 1978-1981 steeg het grondwater in het laatste kwartaal gestaag tot boven het maaiveld. In 4 van de 6 meetjaren is de grondwaterstand hoger geweest.

Resumerend kan worden gesteld dat in vergelijking met de periode 1978-1981 de gemiddeld laagste grondwaterstand is gedaald. Aangezien de aangelegde bepreppeling daar niet de oorzaak van kan zijn en de gemiddelde meteorologische omstandigheden in de beschouwde perioden geen grote verschillen vertoonden ligt de oorzaak buiten het reservaat.

Het effect van de begreppeling moet tot uiting komen in een afname van de inundatieduur en de overschrijding van de hoogste grondwaterstanden. Na twee meetjaren bleek dat de inundatieduur bij de plekken 12 en C tot enkele dagen was teruggelopen waardoor er nauwelijks oppervlakkige afvoer van neerslagwater kon plaatsvinden (Kemmers et al., 1994). De neerslag infiltreert en stroomt via de ondergrond naar lagere delen af. Bij plek 10A was de inundatieduur niet verminderd, maar stagneerde nog wel een tamelijk dikke waterlaag op het maaiveld.

Geconcludeerd werd dat de greppel van het zuidwestelijke landje een (te) lage drempel heeft, waardoor er een drainerend effect vanuit gaat en dat de greppel in het zuidoostelijke landje onvoldoende afvoercapaciteit heeft. In de daaropvolgende jaren 1994 en 1995 waren de winterperioden echter erg nat en was sprake van een situatie die gelijkenis vertoonde met de meetperiode 1978-1981. Verder was door verstopping met bladeren en takken de drempel van de greppel langs het

zuidwestelijke schaalgraslandje inmiddels wat verhoogd en de afvoer vertraagd waardoor de eerdere conclusie over de drempelhoogte enige nuancering behoeft.

5.3.2 Waterkwaliteit

De waterkwaliteitsgegevens over de periode 1994-1996 staan in aanhangsel 4. Van de concentraties calcium, chloride en sulfaat zijn per monsterplek gemiddelden berekend over de periode 1993-1996. Eerder was dat gedaan voor de periode 1991-1993 (Kemmers et al., 1994). De eerste drie metingen waren minder betrouwbaar en zijn niet in beschouwing genomen (tabel 3). Calcium geeft een indicatie van de mate van rijping, chloride van verontreiniging en sulfaat van aërobie. De gemiddelde sulfaatconcentraties hebben de grootste spreiding.

Uit de resultaten blijkt dat de calciumconcentratie op 20 cm en 100 cm diepte met enkele milligrammen per liter is toegenomen. Alleen bij plek 10B in het zuidoostelijke landje zijn de al lage concentraties iets afgenomen. De hoogste concentraties zijn aangetroffen bij plek 10A in hetzelfde schraallandje. De concentraties op 20 cm zijn nog steeds een factor 2 tot 4 lager dan de concentraties op 100 cm. Dat duidt erop dat het diepere grondwater niet ongehinderd tot in de wortelzone kan doordringen.

De chlorideconcentraties zijn tussen 1991-1993 en 1994-1996 iets gedaald. De lage concentraties bij 12, C, N en 10B duiden op schoon grondwater. Bij de plekken A en in mindere mate bij 10A zijn de hoogste concentraties aangetroffen. Bij plek A vindt waarschijnlijk een geringe toevoer van water vanuit het aangrenzende akkerland plaats.

De grootste veranderingen zijn opgetreden in de sulfaatconcentraties op 20 cm diepte. In het zuidwestelijke schraallandje zijn de concentraties soms bijna verdubbeld. In het zuidoostelijke landje is bij 10B sprake van een geringe toename, maar bij plek 10A van een verdrievoudiging van de concentratie. Plek 10A is ook de enige plek waar op 100 cm diepte de concentratie is toegenomen. Op de andere plekken is de concentratie op 100 cm diepte weinig veranderd. Alleen bij plek 12 is sprake van een grotere afname. De oorzaak daarvan is een voorbijtrekkende 'sulfaatgolf' die het gevolg was van het kappen van een bovenstreams gelegen bosperceel. In 1996 is echter weer een concentratie van 40 mg/l gemeten (fig. 12).

Niet duidelijk is of door bosopslag de depositie van onder andere SO_x weer toeneemt of dat er een samenhang is met de door de lage grondwaterstand toegenomen aëratie cq. oxidatie van zwavelverbindingen.

Voor de plekken 10A, 12 en C zijn de sulfaatconcentraties op 20 cm en 100 cm diepte uitgezet tegen de mediaan van de grondwaterstand uit het voorafgaande kwartaal (fig. 13). De concentratie op 20 cm diepte neemt, met een zekere bandbreedte, toe met de diepte van de grondwaterstand. Bij standen dieper dan ongeveer 70 cm is het verband verbroken en kunnen de concentraties sterk toenemen.

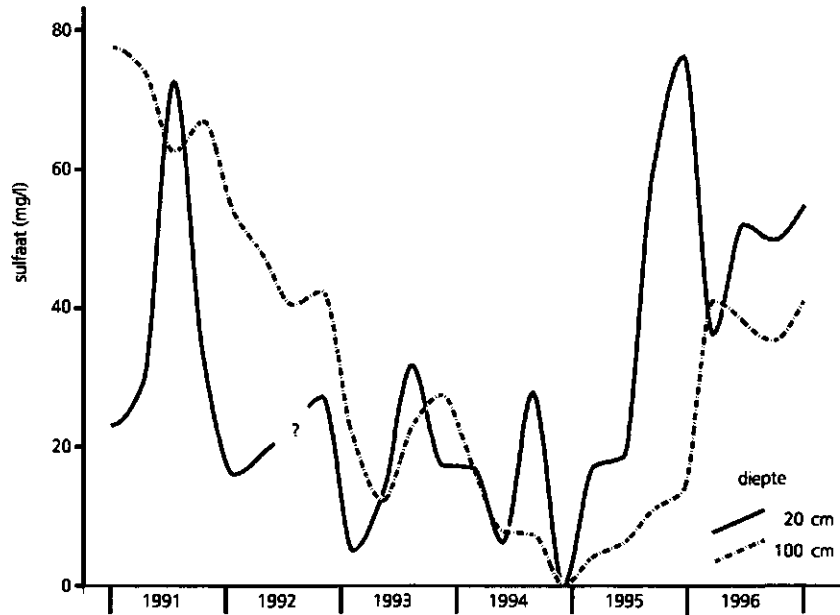


Fig. 12 Het verloop van de sulfaatconcentratie op 20 en 100 cm diepte bij plek 12

De concentraties op 100 cm diepte zijn, ongeacht de grondwaterstand, meestal lager dan 20 mg/l. Alleen de sulfaatgolf die in 1991 en 1992 plek 12 passeerde had hogere concentraties tot gevolg (grijs gearceerd in fig. 13). De resterende 'te hoge' diepe concentraties vallen binnen de zone waarbinnen de concentraties op 20 cm liggen. Ze zijn voor het merendeel gemeten in een langdurig droge periode (september 1995 tot september 1996) waarin zuurstof blijkbaar tot op grotere diepte kon doordringen.

Tabel 3 Gemiddelde concentraties (mg/l) calcium, chloride en sulfaat over de periode december 1991-1993 (A) en over de periode 1994-1996 (B)

Monster-punt	Diepte cm-mv.	Ca ²⁺		Cl ⁻		SO ₄ ²⁻	
		A	B	A	B	A	B
12.2	20	18,2	21,8	6,3	5,7	20,4	34,7
12.1	100	50,6	63,3	9,7	6,3	37,3	16,8
C.2	20	27,6	29,1	8,1	4,3	17,6	32,2
C.1	100	54,6	60,6	11,8	9,1	11,7	11,8
A.2	20	33,2	39,0	25,9	21,8	44,8	54,8
A.1	100	64,6	56,3	27,4	28,5	63,8	64,6
N.2	20	-	26,1	-	8,4	-	37,1
N.1	100	-	59,6	-	14,5	-	52,5
10A.2	20	25,8	27,3	21,0	17,2	13,7	38,4
10A.1	100	96,0	115,7	19,2	16,2	5,6	24,1
10B.2	20	13,0	12,8	8,8	7,0	11,7	14,6
10B.1	100	30,4	29,0	10,4	5,3	17,6	14,9

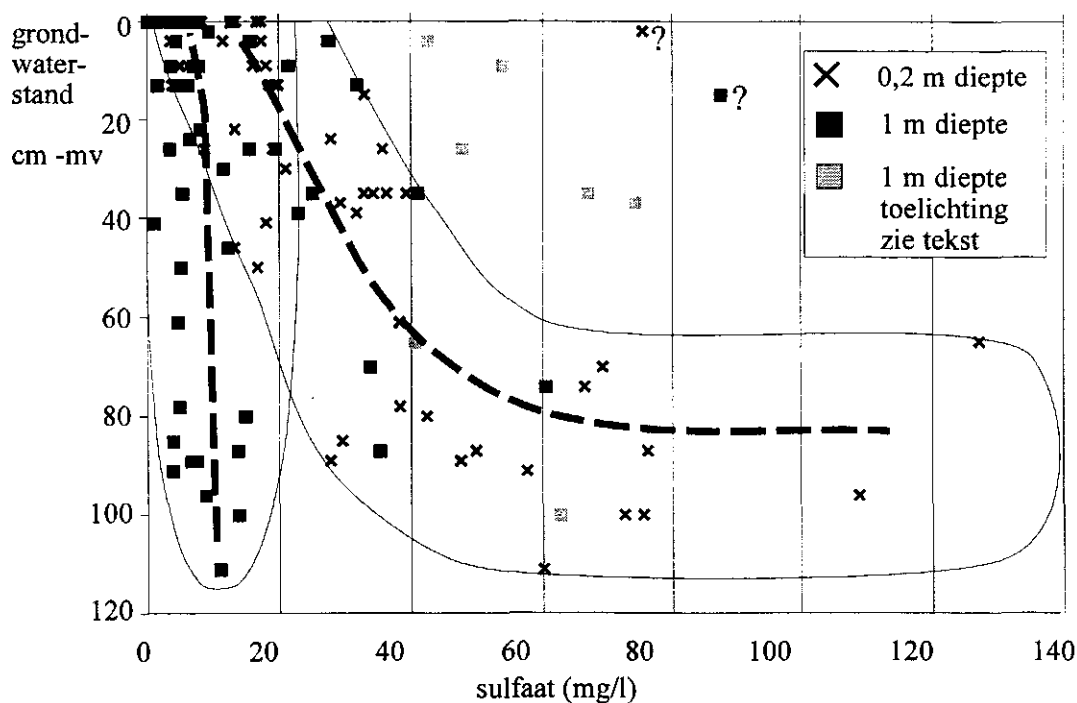


Fig. 13 Verband tussen de sulfaatconcentratie in het bodemwater op 20 en 100 cm diepte en de grondwaterstand in het voorafgaande kwartaal

De analysesresultaten zijn vergeleken met mengverhoudingen tussen referentiemonsters van schoon en verontreinigd atmotroof en schoon en verontreinigd lithotroof water uit een kalkarm sediment (fig. 14). De begreppeling resulteerde niet in een scherpe overgang naar een meer lithotroof watertype. Wel nam op een aantal plekken het aandeel lithotroof langzaam toe. Sedert de droge zomer van 1995 is deze ontwikkeling weer teniet gegaan.

In het zuidwestelijke graslandje was dat vooral bij plek 12 het geval. Op 100 cm diepte is na de eerder genoemde sulfaatgolf van 1993 het water 100 % lithotroof geworden. Op 20 cm diepte fluctueerde het aandeel lithotroof water, maar vanaf de zomer van 1995 is het gedaald tot 10 % of lager. Na de droge winter van 1995/'96 is het atmotrofe watertype ook op 100 cm diepte gaan overheersen. Bij plek C is op 20 cm diepte ook een dip in het lithotrofe aandeel water te zien, maar dit lijkt zich bij de laatste meting van 1996, die na een natte periode plaatsvond, sneller te herstellen. Bij plek A zijn eventuele veranderingen minder duidelijk, mede omdat een aantal metingen ontbreekt. Wel is 5 % van het water op 20 en 100 cm diepte permanent verontreinigd door water dat waarschijnlijk afkomstig is van het naastgelegen bouwland.

In het zuidoostelijke graslandje is bij plek 10A ook geregeld een lichte verontreiniging geconstateerd. Het water is er op 100 cm diepte lithotroof. De effectiviteit van de begreppeling is af te lezen aan het aandeel lithotroof water op 20 cm diepte. In natte perioden, zoals de winters van 1992/'93 en 1993/'94 wordt het aandeel atmotroof water sterk teruggedrongen. Bij een daling van de grondwaterstand

domineert het atmotrofe watertype weer. Bij plek 10B is ook de beoogde ontwikkeling weer teniet gedaan.

Plek N in het graslandje dat in het zuidoosten van het reservaat is aangelegd wordt sinds 1994 bemonsterd. Qua watertypen vertoont het overeenkomst met dat bij plek 10B.

5.4 Effecten van begreppeling

De begreppeling van de graslandjes is in zoverre effectief, dat in (natte) winterperioden een gedeelte van het neerslagoverschot conform het doel van de maatregel oppervlakkig wordt afgevoerd. Bij opeenvolgende natte jaren wordt daardoor de gewenste verbetering van de waterkwaliteit in gang gezet. Deze ontwikkeling wordt echter teruggedraaid in droge perioden waarin oxidatieprocessen sterk toenemen en de bergingscapaciteit voor neerslag groot is en wat in de wortelzone tot uiting komt in hoge sulfaatconcentraties en een dominant aandeel atmotroof water. De achterliggende oorzaak is de daling van de (regionale) grondwaterstand waardoor de effecten van droge perioden diepgaander kunnen worden. Sinds de meetperiode 1978-1981 is de gemiddeld laagste grondwaterstand gedaald en is de duur van inundaties korter.

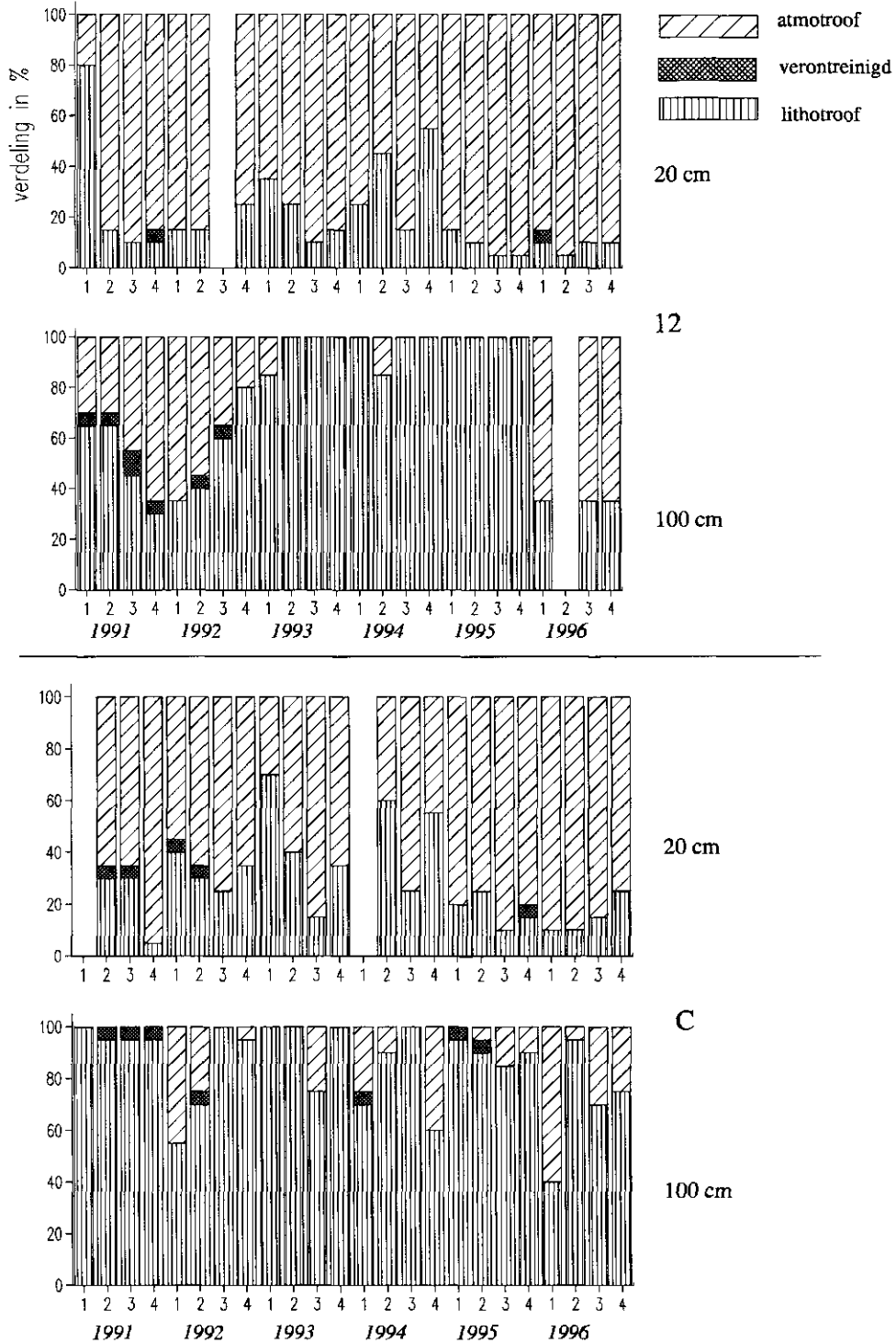


Fig. 14 Volume-aandelen van referentiewatertypen in de lokale waterbalans

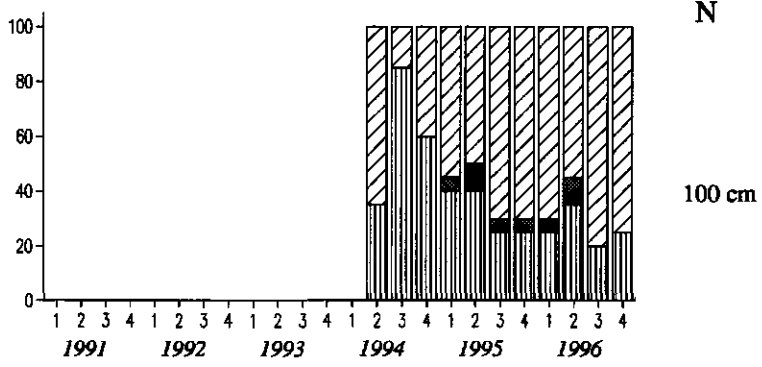
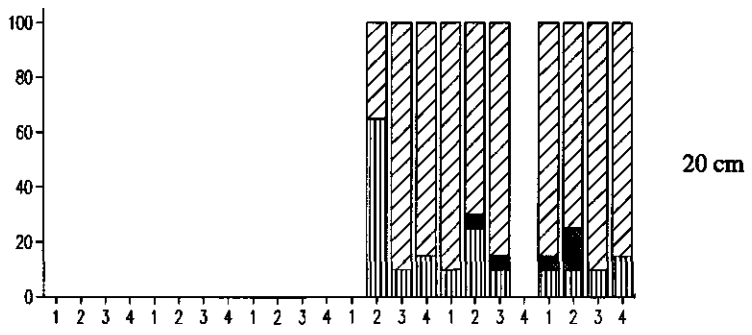
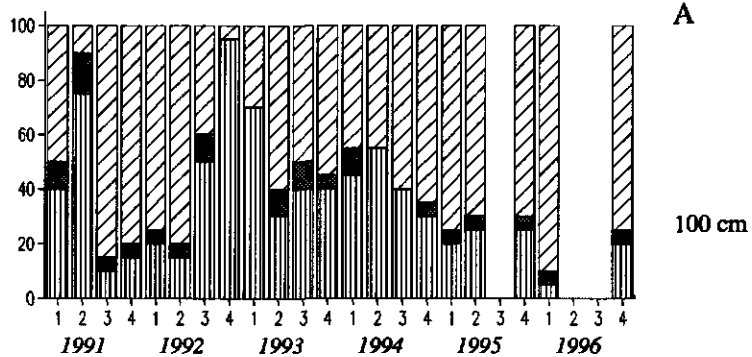
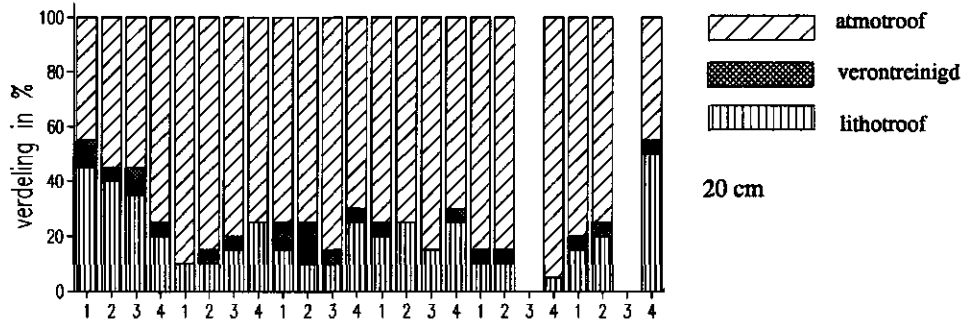


Fig. 14 (vervolg)

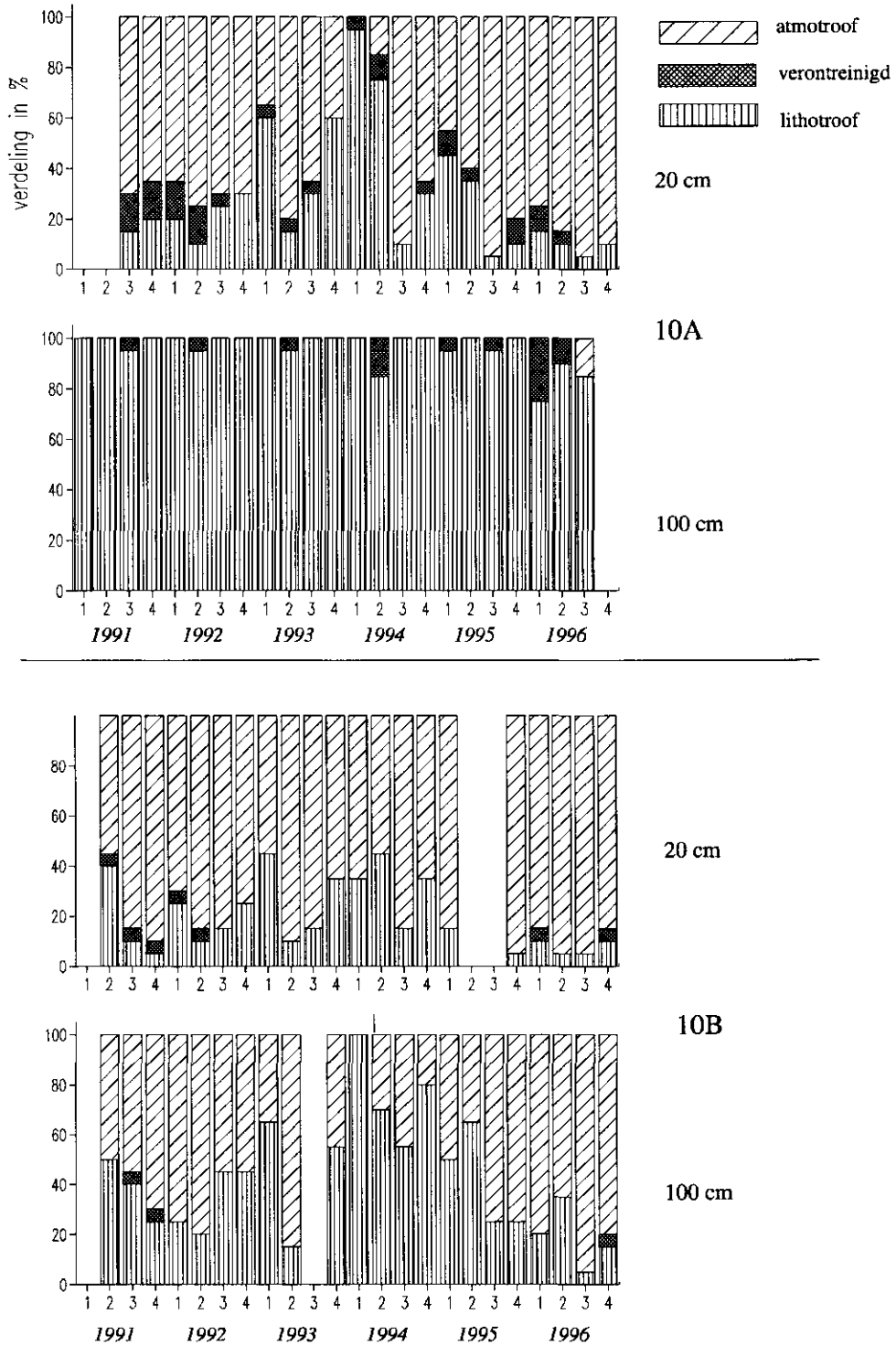


Fig. 14 (vervolg)

6 Discussie en conclusies

De resultaten van de monitoring wijzen erop dat begreppeling een delicaat effect oplevert dat sterk afhankelijk is van weersinvloeden. Sinds de greppels in de beide schraallandjes zijn gegraven en opgeschoond kunnen grofweg drie reeksen met verschillende weerjaren worden onderscheiden: een normale, een natte en een droge reeks.

- Tijdens de normale reeks (1991 en 1992) konden zowel in waterkwaliteit als in vegetatie weinig ontwikkelingen worden aangetoond.
- In de natte perioden van de 1993 en 1994 functioneerden de greppels volgens planning. Op verschillende plaatsen kreeg het ondiepe grondwater een meer lithotroof karakter doordat aanrijking met basen plaatsvond en als gevolg van reducerende omstandigheden de zuurproductie stagneerde en de sulfaatconcentratie afnam. Ook in de vegetatie werd een ontwikkeling zichtbaar naar basenrijkere omstandigheden.
- Daarna volgde een droge periode, die duurde van de zomer van 1995 tot de zomer van 1996. In deze periode konden oxidatieprocessen de overhand houden waardoor een sterke wissel werd getrokken op de zuurneutralisatiecapaciteit van de bovengrond. De basenaanrijking uit de natte periode werd teniet gedaan. De droge periode heeft in 1996 in de reactie van een aantal plantensoorten een sterke trendbreuk tot gevolg. De ontwikkeling naar basenrijkere omstandigheden is weer teruggezet, wat zich uitte zowel in het zuurgraadindicatiegetal als in het gedrag van een aantal individuele soorten.

Abiotisch onderzoek wijst erop dat de gevoeligheid voor droge perioden is toegenomen door een daling van de zomergrondwaterstand. Hoge grondwaterstanden worden nog wel bereikt, maar minder langdurig dan voorheen. Daardoor is de actuele effectiviteit van de greppels sterk afhankelijk van de weersomstandigheden. Met het huidige hydrologische regime hebben de uitgevoerde maatregelen hooguit een tijdelijke verbetering van de basenhuishouding tot gevolg. Voor een structurele verbetering is een verhoging van de grondwaterstand noodzakelijk, al dan niet in combinatie met een verhoging van de kwelflux. In Groot Zandbrink maken de fysische eigenschappen van de sterk leemhoudende, fijne zandgrond dat een grondwaterstand van 70 cm een kritische grens is waarbij oxidatieprocessen voor ontwrichting van het kwelmilieu gaan leiden. Bij een stijging van de hogere grondwaterstanden zal de effectiviteit van de greppels toenemen en zal een grotere aanrijking met basische kationen plaatsvinden.

De monitoring, die wordt voortgezet in het kader van het project Overlevingsplan Bos en Natuur, behoeft geen aanpassing. De aangelegde begreppeling dient wel te worden onderhouden, maar zolang geen aanvullende maatregelen te verwachten zijn, is het onderzoek gebaat bij continuïteit voor wat betreft meetlocaties, parameters en meetfrequentie. Bij mogelijke aanvullende maatregelen moet worden gedacht aan het verhogen van de grondwaterstand. Daarbij verdient aanpassing van de regionale hydrologie de voorkeur. Als overbruggende, effectgericht maatregel komt de aanvoer van diep grondwater via zogenaamde kwelbuizen of nortonputten in aanmerking.

Literatuur

Breemen, N. van, 1995. *How Sphagnum bogs down other plants*. Tree, 10.7 july 1995.

Breemen, N. van, J.J.M. van Grinsven en W. de Vries, 1996. *Effects acid atmospheric deposition on soil and groundwater*. In: *Soil Pollution and Soil Protection*. Editors F.A.M. de Haan and M.I. Visser-Reyneveld. Wageningen, International Training Centre (PHLO), Wageningen Agricultural University.

Delft, S.P.J. van, 1995. *Humus- en bodemprofielen in natte schraalgraslanden; Resultaten van een bodemkundig onderzoek in 13 referentiegebieden voor het onderzoek naar Effectgerichte Maatregelen tegen verzuring (EGM)*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 309.

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

Fresco, L.F.M., 1991. *VEGROW processing of vegetation data; shorthand manual ver. 4.0* Haren, Software Bureau for Ecological and Evolutionary Studies.

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: 12-16.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen en W.C. Knol, 1994. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermessing op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink; evaluatie na twee jaar*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 319.

Marnette, Emile C.L., Nico van Breemen, Kees A. Hordijk en Thomas E. Cappenberg, 1993. *Pyrite formation in two freshwater systems in The Netherlands*. In: *Sulfur cycling in two Dutch moorland pools*. Wageningen, Wageningen Agricultural University, PhD Thesis.

Roelofs, J.G.M., M.C.C. de Graaf, P.J.M. Verbeek en M.J.R. Cals, 1993. *Methodieken voor herstel van verzuurde en geëutrofiëerde heiden en schraallanden*. In: *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Redactie M. Cals, M. de Graaf en J. Roelofs. Nijmegen, Katholieke Universiteit Nijmegen, Faculteit der natuurwetenschappen.

Niet-gepubliceerde bronnen

Delft, S.P.J. van, 1997. *Influence of earthworms and organic matter quality on carbon cycling in wet grassland ecosystems (voorlopige titel)* Wageningen, Department of Soil Science and Geology, Agricultural University Wageningen (Master Thesis, in prep.)

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

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., 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.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen en W.C. Knol, 1995. *Tweede fase monitoring effectgerichte maatregelen Groot Zandbrink; Resultaten 1994.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 350.

Kemmers, R.H., S.P.J. van Delft, P.C. Jansen en W.C. Knol, 1996. *Tweede fase monitoring effectgerichte maatregelen Groot Zandbrink; Resultaten 1995.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Interne Mededeling 409.

Aanhangsel 2 Analyseresultaten van de bodemmonsters

PQ	Jaar	pH	pH-KCl	Org. Stof (over %)	H-bez (mmol/100g)	Ca-urtw.	Mg-urtw.	K-urtw.	Na-urtw.	NH ₄ -urtw.	Kationsom (mmol/100g)	Ca-bez (mmol)
101	1996	5.5	5.0	10.6	6.7	12.2	1.5	0.2	0.3	0.1	21.0	0.58
104	1996	5.8	5.2	9.4	6.4	13.5	2.0	0.2	0.4	0.1	22.6	0.60
105	1996	5.4	4.6	8.6	7.3	8.6	1.3	0.1	0.1	0.1	17.5	0.49
106	1996	5.7	5.0	9.8	6.7	12.3	1.7	0.1	0.2	0.0	21.0	0.59
107	1996	5.8	5.3	9.9	5.5	13.2	1.7	0.1	0.2	0.1	20.8	0.63
108	1996	5.7	4.7	10.1	6.8	10.1	1.3	0.2	0.1	0.1	18.6	0.54
109	1996	5.7	5.1	8.7	5.7	10.1	1.0	0.1	0.2	0.1	17.2	0.59
110	1996	5.4	4.7	8.5	6.3	6.7	0.7	0.1	0.1	0.1	14.0	0.48
111	1996	5.5	4.8	5.4	4.0	7.1	1.1	0.2	0.2	0.0	12.6	0.56
112	1996	5.5	4.5	7.3	6.0	7.4	0.9	0.2	0.2	0.0	14.7	0.50
113	1996	4.8	4.0	7.1	8.6	4.7	0.7	0.2	0.1	0.1	14.4	0.33
115	1996	5.4	4.4	8.2	7.7	8.4	1.0	0.2	0.1	0.1	17.5	0.48
117	1996	4.8	4.0	7.7	7.5	4.7	0.9	0.2	0.2	0.0	13.5	0.35
119	1996	5.4	4.3	9.5	7.8	7.9	1.4	0.2	0.1	0.0	17.4	0.45
123	1996	5.4	4.4	10.2	9.6	15.2	1.5	0.1	0.2	0.0	26.6	0.57
124	1996	5.5	4.5	11.1	9.1	9.7	1.5	0.2	0.2	0.1	20.8	0.47
127	1996	6.0	5.1	10.0	6.8	12.2	1.5	0.1	0.2	0.1	20.9	0.58
128	1996	5.7	4.9	8.7	5.7	12.3	1.4	0.2	0.2	0.1	19.9	0.62
133	1996	5.7	4.8	12.8	7.6	11.2	1.3	0.2	0.1	0.1	20.5	0.55
134	1996	5.8	4.9	7.8	5.5	7.3	0.9	0.1	0.1	0.1	14.0	0.52
201	1996	4.8	3.6	7.8	10.0	2.7	0.4	0.2	0.1	0.1	13.5	0.20
202	1996	4.7	3.7	6.5	10.7	6.4	0.7	0.1	0.1	0.0	18.0	0.36
203	1996	4.7	3.6	7.5	11.3	1.5	0.2	0.2	<0.1	0.1	13.3	0.11
206	1996	4.5	3.5	7.1	11.2	2.3	0.3	0.2	0.1	0.0	14.1	0.16
207	1996	4.2	3.4	8.6	13.2	2.0	0.3	0.2	0.1	0.1	15.9	0.13
208	1996	4.6	3.6	7.4	11.1	2.4	0.4	0.2	0.1	0.1	14.3	0.17
210	1996	4.4	3.6	6.7	9.9	1.8	0.2	0.2	<0.1	0.0	12.1	0.15
211	1996	4.6	3.6	7.1	11.3	2.3	0.3	0.1	0.1	0.0	14.1	0.16
212	1996	4.4	3.7	8.5	12.9	2.4	0.4	0.2	0.2	0.0	16.1	0.15
213	1996	4.3	3.5	7.1	14.4	2.5	0.4	0.2	0.1	0.0	17.6	0.14
214	1996	5.0	4.0	6.6	8.3	5.1	0.5	0.2	0.1	0.0	14.2	0.36
216	1996	4.8	3.7	8.3	12.8	4.4	0.6	0.2	0.1	0.0	18.1	0.24
217	1996	5.5	4.5	7.1	6.4	6.3	0.8	0.1	0.1	0.0	13.7	0.46
218	1996	5.5	4.7	7.2	4.9	5.8	0.7	0.1	0.1	0.0	11.6	0.50
219	1996	5.3	4.4	6.2	6.1	4.6	0.6	0.1	0.1	0.0	11.5	0.40
220	1996	5.1	4.1	6.7	7.8	4.6	0.5	0.1	0.1	0.0	13.1	0.35
222	1996	4.9	3.8	5.7	7.2	3.3	0.3	0.1	<0.1	0.0	10.9	0.30
223	1996	4.6	4.5	8.6	12.4	2.8	0.5	0.2	0.1	0.0	16.0	0.18
224	1996	6.0	5.3	9.6	6.0	11.8	1.0	0.1	0.1	0.1	19.1	0.62
225	1996	5.9	5.3	9.4	5.9	17.3	1.2	0.1	0.1	0.1	24.7	0.70
226	1996	5.7	4.9	10.7	8.7	15.2	0.9	0.2	0.1	0.1	25.2	0.60
230	1996	4.5	3.6	7.5	16.0	1.9	0.3	0.2	0.1	0.0	18.5	0.10
301	1993	5.5	4.2	5.9	6.7	9.0	1.4	0.1	0.1	0.1	17.4	0.52
301	1994	5.5	4.5	5.9	5.6	9.4	1.4	0.1	0.1	0.1	16.7	0.56
301	1996	5.2	4.1	5.3	6.9	5.2	0.7	0.1	0.1	0.0	13.0	0.40
302	1993	4.5	3.4	7.2	11.4	3.8	0.8	0.1	0.1	0.0	16.2	0.23
302	1994	4.5	3.4	7.8	12.2	5.1	0.6	0.1	0.1	0.1	18.2	0.28
302	1996	4.5	3.4	8.6	14.3	3.7	0.6	0.2	0.1	0.0	18.9	0.20
303	1993	4.4	3.3	8.0	14.9	3.3	0.5	0.1	0.2	0.1	19.1	0.17
303	1994	4.3	3.3	7.9	14.8	3.4	0.5	0.1	0.1	0.1	19.0	0.18
303	1996	4.3	3.3	6.3	13.4	2.3	0.4	0.1	0.1	0.0	16.3	0.14
304	1993	4.6	3.6	7.0	10.5	5.2	0.8	0.1	0.1	0.1	16.8	0.31
304	1994	4.8	3.7	5.2	7.9	4.3	0.7	0.1	0.1	0.1	13.2	0.33
304	1996	4.6	3.7	8.0	10.9	5.5	0.8	0.2	0.1	0.0	17.5	0.31
305	1993	4.9	3.8	8.0	10.0	8.5	1.1	0.1	0.1	0.1	19.9	0.43
305	1994	4.7	3.7	7.7	10.8	7.3	0.7	0.1	0.1	0.1	19.1	0.38
305	1996	4.7	3.7	8.1	12.4	6.6	0.9	0.1	0.1	0.0	20.1	0.33
306	1993	5.1	3.9	9.3	11.3	6.8	1.2	0.1	0.2	0.1	21.7	0.41
306	1994	5.2	4.1	6.5	7.5	9.1	1.4	0.1	0.2	0.1	18.4	0.49
306	1996	4.9	4.0	7.1	8.4	8.1	1.2	0.1	0.1	0.0	17.9	0.45
307	1993	5.3	4.6	8.4	7.1	12.7	1.5	0.1	0.2	0.2	21.8	0.58
307	1994	5.5	4.6	6.0	6.0	9.0	1.2	0.1	0.2	0.1	16.6	0.54
307	1996	5.4	4.4	7.3	6.8	9.2	1.1	0.1	0.1	0.0	17.3	0.53
308	1993	5.1	3.8	10.0	13.3	10.3	1.4	0.1	0.2	0.1	25.4	0.41
308	1994	5.1	3.9	6.8	8.3	7.0	1.0	0.1	0.1	0.1	16.6	0.42
308	1996	4.9	3.8	9.4	12.5	9.2	1.2	0.2	0.5	0.0	23.6	0.39
309	1993	4.9	3.7	6.7	9.8	7.2	1.2	0.1	0.2	0.1	18.6	0.39
309	1994	5.0	3.8	5.5	7.5	6.3	0.9	0.1	0.2	0.1	15.1	0.42

PQ	Jaar	pH		Org. Stof	H-bez	Ca-utw.	Mg-utw.	K-utw.	Na-utw.	NH4-utw.	Kationsom	Ca-bez
		pH-KCl	(gew. %)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)	(mmole/100g)
309	1996	4.9	3.9	7.2	9.8	6.0	0.9	0.2	0.1	0.0	17.0	0.35
310	1993	5.0	3.6	7.7	11.2	6.4	1.0	0.1	0.2	0.2	19.1	0.34
310	1994	4.9	3.7	5.9	6.9	6.6	0.9	0.1	0.1	0.1	14.7	0.45
310	1996	4.5	3.7	6.9	10.8	6.3	1.0	0.2	0.1	0.0	18.4	0.34
311	1993	5.2	3.9	6.7	8.6	7.6	1.0	0.1	0.1	0.1	17.5	0.43
311	1994	5.0	3.8	4.7	6.6	5.7	0.6	0.1	0.1	0.1	13.2	0.43
311	1996	5.0	3.9	6.8	7.2	5.7	0.8	0.2	0.1	0.0	14.0	0.41
312	1993	5.2	3.9	7.8	8.5	8.8	1.0	0.1	0.1	0.1	18.6	0.47
312	1994	5.2	4.2	5.6	5.9	9.3	1.4	0.1	0.2	0.1	17.0	0.55
312	1996	5.0	4.0	6.6	8.2	7.1	0.9	0.1	0.1	0.0	16.4	0.43

Aanhangsel 3 Grondwaterstanden (m-mv.) in 1994-1996

JAAR	MAAND	DAG	12	C	A	10A	10B	N
1994	1	14	-0.03	-0.02	-0.06	-0.06	0.01	-
1994	1	27	-0.03	-0.04	-0.06	-0.07	0.01	-
1994	2	14	0.06	0.02	0.01	-0.01	0.05	-
1994	2	28	0.08	0.03	0.03	-0.02	-0.05	-
1994	3	14	0.02	-0.02	-0.01	-0.02	0.04	-
1994	3	28	-0.01	-0.02	-0.03	-0.06	0.00	-
1994	4	16	0.03	-0.03	-0.03	-0.06	0.02	-
1994	4	28	0.14	0.08	0.15	0.01	0.05	-
1994	5	14	0.41	0.27	0.39	0.25	0.29	-
1994	5	28	0.07	0.03	0.13	-0.01	0.05	-
1994	6	15	0.23	0.09	0.12	0.06	0.12	-
1994	6	29	0.59	0.51	0.60	0.52	0.57	0.57
1994	7	13	0.89	0.80	0.92	0.83	0.89	0.83
1994	7	26	1.13	1.02	1.15	1.10	1.15	1.09
1994	8	13	1.02	0.89	1.04	0.93	0.97	0.92
1994	8	27	1.03	0.88	1.05	0.92	0.99	0.90
1994	9	15	0.29	0.20	0.43	0.10	0.14	0.14
1994	9	28	0.42	0.31	0.45	0.28	0.39	0.38
1994	10	14	0.32	0.22	0.34	0.13	0.15	0.36
1994	10	28	-0.07	-0.01	0.12	-0.03	0.10	0.03
1994	11	14	-0.04	0.00	0.09	0.00	0.12	0.11
1994	11	28	0.07	0.00	0.08	0.00	0.14	0.17
1994	12	13	0.05	-0.01	0.09	0.00	0.12	0.06
1994	12	27	-0.01	-0.04	0.08	-0.06	0.06	-0.02
1994	1	14	-0.03	-0.02	-0.06	-0.06	0.01	-
1994	1	27	-0.03	-0.04	-0.06	-0.07	0.01	-
1994	2	14	0.06	0.02	0.01	-0.01	0.05	-
1994	2	28	0.08	0.03	0.03	-0.02	-0.05	-
1994	3	14	0.02	-0.02	-0.01	-0.02	0.04	-
1994	3	28	-0.01	-0.02	-0.03	-0.06	0.00	-
1994	4	16	0.03	-0.03	-0.03	-0.06	0.02	-
1994	4	28	0.14	0.08	0.15	0.01	0.05	-
1994	5	14	0.41	0.27	0.39	0.25	0.29	-
1994	5	28	0.07	0.03	0.13	-0.01	0.05	-
1994	6	15	0.23	0.09	0.12	0.06	0.12	-
1994	6	29	0.59	0.51	0.60	0.52	0.57	0.57
1994	7	13	0.89	0.80	0.92	0.83	0.89	0.83
1994	7	26	1.13	1.02	1.15	1.10	1.15	1.09
1994	8	13	1.02	0.89	1.04	0.93	0.97	0.92
1994	8	27	1.03	0.88	1.05	0.92	0.99	0.90
1994	9	15	0.29	0.20	0.43	0.10	0.14	0.14
1994	9	28	0.42	0.31	0.45	0.28	0.39	0.38
1994	10	14	0.32	0.22	0.34	0.13	0.15	0.36
1994	10	28	-0.07	-0.01	0.12	-0.03	0.10	0.03
1994	11	14	-0.04	0.00	0.09	0.00	0.12	0.11
1994	11	28	0.07	0.00	0.08	0.00	0.14	0.17
1994	12	13	0.05	-0.01	0.09	0.00	0.12	0.06
1994	12	27	-0.01	-0.04	0.08	-0.06	0.06	-0.02
1995	1	14	0.00	-0.03	0.06	-0.04	0.09	0.02
1995	1	29	0.01	-0.03	0.06	-0.07	0.06	-0.02
1995	2	14	0.03	-0.02	0.05	-0.04	0.08	0.03
1995	2	27	0.02	-0.02	0.07	-0.04	0.09	0.03
1995	3	14	0.04	-0.02	0.07	-0.02	0.12	0.08
1995	3	27	0.01	-0.03	0.07	-0.06	0.07	0.05
1995	4	13	0.14	0.09	0.15	0.02	0.15	0.30
1995	4	27	0.24	0.14	0.24	0.06	0.20	0.36
1995	5	15	0.46	0.35	0.47	0.33	0.47	0.47
1995	5	29	0.03	-0.02	0.11	-0.02	0.10	0.02
1995	6	14	0.13	0.03	0.15	0.00	0.17	0.18
1995	6	28	0.63	0.51	0.61	0.54	0.64	0.59
1995	7	15	0.91	0.78	0.92	0.84	0.97	0.84
1995	7	28	0.89	0.73	0.87	0.80	0.90	0.82
1995	8	14	1.25	1.13	-	1.22	1.35	1.19
1995	8	28	1.31	1.18	-	1.23	1.38	1.21
1995	9	14	1.29	1.16	-	1.21	1.35	1.18
1995	9	27	1.03	0.82	1.08	0.90	1.06	0.82
1995	10	13	0.96	0.83	1.02	0.86	0.98	0.80
1995	10	27	0.97	0.85	1.03	0.88	1.03	0.83
1995	11	14	0.92	0.79	0.97	0.82	0.95	0.77
1995	11	27	0.77	0.64	0.85	0.67	0.79	0.62
1995	12	14	0.75	0.63	0.83	0.67	0.77	0.62
1995	12	28	0.56	0.43	0.63	0.44	0.53	0.46
1996	1	12	0.43	0.33	0.51	0.26	0.40	0.38
1996	1	29	0.64	0.52	0.69	0.53	0.65	0.56
1996	2	12	0.47	0.34	0.57	0.26	0.33	0.33
1996	2	29	0.19	0.12	0.23	0.03	0.17	0.25
1996	3	13	0.35	0.23	0.36	0.20	0.32	0.39
1996	3	28	0.43	0.33	0.47	0.31	0.42	0.46
1996	4	15	0.49	0.38	0.49	0.62	0.35	0.48
1996	4	29	0.61	0.51	0.63	0.76	0.50	0.60
1996	5	14	0.69	0.56	0.71	0.58	0.70	0.65

JAAR	MAAND	DAG	12	C	A	10A	10B	N
1996	5	28	0.58	0.49	0.62	0.47	0.58	0.55
1996	6	14	0.92	0.79	0.92	0.85	0.95	0.89
1996	6	28	0.93	0.74	0.97	0.80	1.01	0.87
1996	7	13	0.90	0.78	0.93	0.81	0.92	0.86
1996	7	29	1.16	1.04	1.13	1.08	1.18	1.07
1996	8	13	0.84	0.64	0.88	0.74	0.81	0.70
1996	8	27	1.08	0.98	-	1.01	1.11	0.97
1996	9	13	0.75	0.69	0.92	0.69	0.86	0.64
1996	9	27	0.85	0.68	0.90	0.70	0.82	0.62
1996	10	15	0.69	0.57	0.75	0.67	0.57	0.55
1996	10	29	0.12	0.10	0.26	0.04	0.14	0.09
1996	11	13	0.03	0.00	0.09	-0.08	0.04	0.01
1996	11	28	0.03	-0.01	0.09	-0.08	0.04	0.02
1996	12	13	0.06	0.03	0.10	-0.05	0.06	0.12
1996	12	28	0.18	0.03	0.07	-0.09	0.18	0.30

Aanhangsel 4 Analyseresultaten van bodemvocht en grondwater in 1994-1996

DATUM	PUNT	EC20	pH	K+	Na+	Ca++	Mg++	Cl-	SO4=	HCO3-
-	*)	mS/m	-	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
940330	A.1	38.4	6.5	0.1	14.4	71.3	7.8	27.6	77.5	137.0
940330	A.2	19.6	6.2	0.1	13.1	31.7	5.0	26.8	27.2	47.0
940330	C.1	28.8	6.8	0.1	8.5	60.9	4.1	12.9	28.1	150.0
940330	C.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
940330	12.1	35.1	6.9	0.4	9.3	68.8	11.4	7.2	17.3	201.0
940330	12.2	11.7	6.2	0.1	3.5	22.8	3.0	2.9	17.1	51.0
940330	10A.1	58.9	6.8	0.2	10.8	121.6	14.7	16.0	5.8	380.0
940330	10A.2	25.9	6.3	0.3	17.8	39.8	5.7	23.7	6.4	121.0
940330	10B.1	22.3	6.7	0.1	6.3	43.4	6.2	8.0	4.0	133.0
940330	10B.2	9.1	5.9	0.1	4.0	17.3	2.0	6.9	5.9	42.0
940623	A.1	27.5	6.4	0.0	14.0	59.4	8.5	23.6	51.0	156.0
940623	A.2	18.6	6.2	0.0	11.3	36.8	7.3	13.5	42.6	101.0
940623	C.1	18.6	6.5	0.0	7.9	56.2	4.6	9.1	3.6	195.0
940623	C.2	10.8	6.3	0.0	5.3	27.0	2.6	2.3	4.9	102.0
940623	12.1	27.5	6.8	0.4	8.0	62.4	12.9	6.1	7.9	272.0
940623	12.2	7.2	6.1	0.0	1.3	17.3	3.0	0.7	6.3	62.0
940623	10A.1	53.2	6.6	0.1	15.3	36.7	5.7	17.0	6.7	166.0
940623	10A.2	19.0	6.2	0.1	4.3	17.9	2.0	15.2	6.4	45.0
940623	10B.1	17.1	6.8	0.1	5.4	35.8	6.6	6.4	3.0	145.0
940623	10B.2	7.9	5.6	0.0	3.6	23.4	3.0	5.7	8.9	77.0
940623	N.1	26.1	6.6	0.2	14.6	60.1	9.1	13.3	45.5	191.0
940623	N.2	18.2	6.3	0.0	11.6	39.1	7.4	11.6	18.0	144.0
940919	A.1	28.8	6.4	0.0	14.0	56.3	8.2	30.2	48.9	113.0
940919	A.2	21.4	6.1	0.0	13.3	35.4	7.7	29.0	67.9	101.0
940919	C.1	20.2	6.5	0.0	7.1	48.6	3.9	7.6	3.9	159.0
940919	C.2	13.2	6.3	0.0	3.8	28.8	2.8	6.7	29.6	57.0
940919	12.1	28.4	6.9	0.3	7.2	61.1	12.7	6.2	7.5	224.0
940919	12.2	11.2	6.6	0.0	6.0	19.7	3.5	8.1	27.8	35.0
940919	10A.1	52.7	6.7	0.0	11.6	119.3	17.0	17.7	4.8	422.0
940919	10A.2	15.2	5.9	0.0	12.6	22.9	3.9	16.2	38.3	39.0
940919	10B.1	15.5	6.3	0.0	5.2	32.3	5.5	5.9	17.1	95.0
940919	10B.2	5.7	5.8	0.0	2.7	9.2	1.4	4.3	13.3	16.0
940919	N.1	30.0	6.5	0.2	14.8	59.9	8.9	15.8	30.5	184.0
940919	N.2	12.7	5.8	0.0	8.5	19.7	3.6	9.6	36.3	32.0
941214	A.1	28.2	6.7	1.5	15.5	56.1	8.5	32.3	48.1	100.0
941214	A.2	20.0	6.2	0.1	12.2	35.2	7.5	25.1	31.5	54.0
941214	C.1	19.1	6.5	0.5	7.4	43.9	3.7	7.0	12.9	105.0
941214	C.2	8.4	6.1	0.5	4.1	19.4	1.9	6.2	0.1	54.0
941214	12.1	22.8	6.4	0.4	5.6	49.4	10.4	7.5	0.1	165.0
941214	12.2	7.6	6.2	0.1	3.5	15.6	2.8	7.2	0.1	53.0
941214	10A.1	50.3	6.5	0.1	12.3	115.4	16.5	18.2	0.1	393.0
941214	10A.2	20.8	5.8	0.1	15.6	30.3	5.3	22.9	16.7	82.0
941214	10B.1	14.5	6.3	0.1	5.2	32.0	5.5	5.4	0.1	112.0
941214	10B.2	5.6	5.9	1.0	5.1	10.5	1.5	4.6	0.1	46.0
941214	N.1	25.3	6.4	0.3	12.2	54.5	8.4	9.5	28.1	183.0
941214	N.2	14.5	5.9	0.1	9.7	25.7	5.0	11.4	24.6	68.0
950321	12.1	36.9	6.7	1.3	7.5	78.3	13.6	9.4	4.3	295.0
950321	12.2	10.5	6.2	0.1	2.5	23.0	3.4	5.2	17.3	53.0
950321	A.1	33.9	6.4	0.1	11.7	62.8	7.8	29.3	59.3	100.0
950321	A.2	19.4	6.2	0.6	10.1	30.7	5.2	25.1	38.5	43.0
950321	C.1	40.1	6.6	0.1	9.8	84.1	6.0	14.2	1.9	273.0
950321	C.2	9.8	6.0	0.1	3.0	20.7	1.6	6.9	1.7	54.0
950321	N.1	32.0	6.4	0.1	11.7	65.8	8.3	13.1	43.6	182.0
950321	N.2	13.6	6.1	0.1	6.8	24.5	3.7	10.8	27.6	40.0
950321	10A.1	63.4	6.7	0.1	14.8	139.4	17.4	19.3	4.1	448.0
950321	10A.2	21.3	6.1	0.1	12.3	32.8	4.7	20.2	4.4	112.0
950321	10B.1	18.8	6.4	0.1	3.9	39.7	5.8	6.0	5.4	114.0
950321	10B.2	6.9	6.1	0.1	2.3	14.5	1.7	5.9	3.7	38.0
950613	A.1	29.4	6.2	0.4	12.8	52.8	6.2	21.1	40.5	127.0
950613	A.2	25.0	6.0	0.4	15.2	38.7	6.5	13.8	76.5	48.0
950613	C.1	29.6	6.4	0.5	9.8	65.0	4.4	9.2	4.4	219.0
950613	C.2	11.4	6.0	0.4	4.8	24.8	2.0	3.6	3.9	85.0
950613	N.1	38.9	6.3	0.6	15.1	70.0	8.4	19.9	56.9	172.0
950613	N.2	16.8	6.0	0.4	9.3	29.3	4.4	9.2	14.4	90.0
950613	12.1	32.8	6.4	0.8	7.2	76.4	10.8	7.4	6.2	242.0
950613	12.2	9.1	5.9	0.4	2.9	18.2	2.6	0.9	18.6	46.0
950613	10A.1	61.9	6.8	0.5	13.1	129.9	15.2	15.0	7.8	428.0
950613	10A.2	17.2	6.1	0.4	13.1	26.0	3.6	11.2	6.0	95.0
950613	10B.1	16.8	7.4	0.4	5.2	32.3	4.6	5.0	9.2	112.0
950613	10B.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
950914	A.1	32.3	6.6	0.1	21.7	53.9	9.7	51.1	116.2	14.0
950914	A.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
950914	C.1	26.8	6.8	0.1	10.0	72.4	5.1	9.8	13.8	220.0
950914	C.2	17.2	6.7	0.1	6.5	41.1	3.4	2.3	75.5	39.0
950914	N.1	37.2	6.6	0.3	17.6	83.0	10.1	29.2	81.8	128.0
950914	N.2	19.6	6.3	0.1	10.2	36.5	5.5	10.4	86.2	25.0
950914	12.1	31.6	6.5	0.8	8.7	74.6	12.6	6.6	11.0	252.0
950914	12.2	13.8	6.5	0.9	4.7	25.4	3.8	8.8	60.1	12.0
950914	10A.1	61.9	6.6	0.1	12.3	140.8	16.6	15.5	8.9	417.0
950914	10A.2	26.1	6.4	0.2	19.7	40.9	5.5	19.2	108.9	19.0

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	HC03- mg/l
950914	10B.1	16.3	6.5	0.1	4.9	33.7	4.9	3.9	26.6	89.0
950914	10B.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
951220	A.1	28.7	6.9	0.1	13.9	53.3	6.4	20.2	58.5	82.0
951220	A.2	21.9	6.3	0.1	12.6	35.6	6.3	15.6	92.8	3.0
951220	C.1	24.4	6.7	0.1	8.1	58.7	4.1	8.0	9.4	158.0
951220	C.2	19.2	6.7	0.1	5.4	38.3	3.3	0.6	75.5	29.0
951220	N.1	29.6	6.6	0.1	13.6	61.1	7.5	15.8	69.8	98.0
951220	N.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
951220	12.1	30.3	6.8	0.1	6.8	64.3	11.0	4.9	13.8	199.0
951220	12.2	16.9	6.4	0.1	5.5	30.7	4.8	7.7	76.2	2.0
951220	10A.1	51.4	6.8	0.1	11.4	169.7	13.4	13.9	33.8	458.0
951220	10A.2	20.3	6.2	0.1	15.6	26.9	3.9	18.7	69.3	8.0
951220	10B.1	14.5	6.4	0.1	4.2	26.8	4.2	3.0	26.9	55.0
951220	10B.2	6.8	6.7	0.1	4.7	9.2	1.1	9.8	21.9	4.0
960319	A.1	25.6	6.3	0.1	13.8	34.6	6.5	30.1	53.6	12.0
960319	A.2	28.2	6.3	0.1	13.4	52.0	6.4	23.1	86.0	45.0
960319	C.1	21.3	6.6	0.1	7.4	51.5	3.7	6.4	25.0	109.0
960319	C.2	14.5	6.5	0.1	3.8	29.2	2.5	6.2	39.3	32.0
960319	N.1	27.4	6.4	0.1	11.1	48.6	6.2	10.5	61.1	73.0
960319	N.2	15.5	6.3	0.1	8.3	24.6	3.9	9.9	52.0	19.0
960319	12.1	22.7	6.6	0.1	5.8	51.9	8.9	5.8	41.0	120.0
960319	12.2	11.8	6.3	0.1	6.2	19.2	3.0	12.4	36.3	10.0
960319	10A.1	89.9	6.8	0.1	11.6	104.8	12.0	14.8	87.6	219.0
960319	10A.2	23.4	6.1	0.1	10.6	18.5	2.7	12.4	33.0	21.0
960319	10B.1	17.7	6.3	0.1	4.1	25.0	3.7	3.2	25.8	43.0
960319	10B.2	10.9	6.4	0.1	5.7	9.8	1.2	8.5	20.6	9.0
960625	A.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
960625	A.2	32.2	6.8	0.1	13.9	55.2	6.5	18.5	78.3	69.0
960625	C.1	26.7	6.7	0.1	9.0	62.2	4.4	9.3	15.1	146.0
960625	C.2	21.1	6.5	0.1	4.6	38.5	3.3	4.7	63.0	42.0
960625	N.1	38.1	6.4	0.1	12.6	58.4	7.0	16.2	67.3	85.0
960625	N.2	33.7	5.8	0.1	6.9	23.3	3.7	5.0	52.3	15.0
960625	12.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
960625	12.2	16.6	7.1	0.1	6.3	19.6	3.0	6.1	52.1	15.0
960625	10A.1	56.0	7.0	0.1	12.1	98.4	11.1	15.7	45.1	265.0
960625	10A.2	25.3	6.7	0.1	15.8	25.4	3.6	17.6	71.8	21.0
960625	10B.1	17.9	6.5	0.1	4.3	27.4	4.2	3.9	22.0	68.0
960625	10B.2	10.2	6.7	0.1	4.7	10.3	1.4	9.0	23.7	9.0
960924	A.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
960924	A.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
960924	C.1	23.6	6.7	0.1	8.4	58.1	3.9	8.2	14.9	159.0
960924	C.2	11.2	6.6	0.1	3.0	28.2	2.1	1.2	42.4	52.0
960924	N.1	23.7	6.6	0.1	11.3	50.7	6.0	9.2	51.2	101.0
960924	N.2	10.5	6.5	0.1	6.1	20.0	3.0	2.9	38.8	41.0
960924	12.1	22.3	6.9	0.1	6.1	55.1	8.8	2.7	35.3	205.0
960924	12.2	9.8	6.5	0.1	5.8	20.0	2.8	2.3	49.8	28.0
960924	10A.1	40.3	6.7	0.1	12.9	96.3	10.6	14.8	60.4	265.0
960924	10A.2	16.8	6.5	0.1	17.7	22.7	3.1	15.8	66.5	36.0
960924	10B.1	6.4	6.4	0.1	5.0	9.3	1.2	6.9	20.3	12.0
960924	10B.2	5.9	6.4	0.1	5.0	9.0	1.0	4.5	20.2	4.0
961211	A.1	31.9	7.2	2.3	14.9	62.5	7.7	19.9	92.8	83.0
961211	A.2	23.1	6.9	2.8	0.7	38.7	0.5	27.2	6.6	71.0
961211	C.1	23.2	6.6	0.1	10.1	65.0	4.6	8.0	8.6	205.0
961211	C.2	10.2	6.5	1.3	2.9	23.6	2.0	7.0	18.6	54.0
961211	N.1	18.2	6.4	2.3	10.0	43.9	5.2	7.0	41.8	111.0
961211	N.2	8.4	6.0	2.4	6.1	18.0	2.8	3.2	20.9	47.0
961211	12.1	23.6	6.6	1.8	6.1	54.5	9.0	5.1	40.9	166.0
961211	12.2	13.4	6.5	2.4	7.8	29.8	4.7	6.2	54.6	57.0
961211	10A.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
961211	10A.2	15.2	6.8	2.2	15.2	22.9	3.5	13.0	33.2	58.0
961211	10B.1	6.4	6.9	1.2	6.7	10.2	1.2	6.2	18.8	16.0
961211	10B.2	8.1	6.4	1.1	7.6	15.0	1.9	10.4	27.3	15.0

*) DIEPTE : .1 : 20 cm
.2 : 100 cm