Uitvoering van vernattingsmaatregelen op praktijkschaal 1997-2003

Referentie project Koelbroek

A. W. Boxman, Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Universiteit Nijmegen
H. H. Bartelink, Leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer, Wageningen Universiteit
Ph. Bossenbroek, Staatsbosbeheer, Driebergen
R. H. Kemmers, Alterra, Wageningen
A. H. F. Stortelder, Alterra, Wageningen

landbouw, natuur en voedselkwaliteit

Expertisecentrum LNV, december 2003

© 2003 Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport EC-LNV nr. 2003/245-O
Ede, 2003

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Expertisecentrum LNV onder vermelding van code 2003/245-O en het aantal exemplaren.

Oplage	200 exemplaren
Samenstelling	A. W. Boxman, Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie, Universiteit Nijmegen H. H. Bartelink, Leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer, Wageningen Universiteit Ph. Bossenbroek, Staatsbosbeheer, Driebergen R. H. Kemmers, Alterra, Wageningen A. H. F. Stortelder, Alterra, Wageningen
Druk	Ministerie van LNV, directie IFA/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Expertisecentrum LNV Bedrijfsvoering/Vormgeving en Presentatie
Bezoekadres	: Horapark, Bennekomseweg 41
Postadres	: Postbus 482, 6710 BL Ede
Telefoon	: 0318 822500
Fax	: 0318 822550
E-mail	: Balie@eclnv. agro. nl

Voorwoord

Het thans voor U liggende rapport werd geschreven in opdracht van het Expertisecentrum LNV, onderdeel Natuurbeheer, voorheen IKC-natuurbeheer, van het Ministerie van Landbouw, Visserij en Natuurbeheer. Dit rapport beschrijft de vernattingsmaatregelen in het OBN referentieproject “Het Koelbroek” van 1997-2003.
In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) zijn natte bossen met hoofdfunctie natuur geïnventariseerd en zijn bedreigingen als gevolg van verdroging, verzuring en eutrofiëring beschreven. Een aantal natte bossen is hieruit geselecteerd om als referentieproject voor nader onderzoek te dienen.
Uit het “*Pre-advies natte bossen; verdroging, verzuring en eutrofiëring van natte bossen in Nederland: effecten en maatregelen*”, bleek het Koelbroek, een elzenbroekbos in midden Limburg, een zeer geschikt referentieproject te zijn. Het doel van dit referentieproject is:
1. inzicht te krijgen in de sturende processen in het gebied,
2. kennis van de effecten van ingrepen te vergroten,
3. ervaring op te doen bij de monitoring ervan.

De uitvoering van dit project in handen van een consortium, bestaande uit de instituten Alterra (Drs. R. H. Kemmers en Dr. A. H. F. Stortelder), de leerstoelgroep Bosecologie en Bosbeheer van Wageningen Universiteit (Dr. Ir. H. H. Bartelink) en de afdeling Aquatische Ecologie en Milieubiologie van de Universiteit Nijmegen (Dr. A. W. Boxman, projectcoördinator). Binnen dit project wordt nauw samengewerkt met Staatsbosbeheer en het Waterschap Peel & Maasvallei.
Dit rapport is geschreven onder de verantwoordelijkheid van het Deskundigenteam Bossen, met Ing. G. Grimberg als begeleider namens het Expertisecentrum LNV, onderdeel Natuurbeheer.
Dit rapport is tot stand gekomen met de nadrukkelijk hulp van K. W. van Dort, T. Giezen, L. Goudzwaard en R. W. de Waal.

Ir. H. de Wilde
Waarnemend Directeur Expertisecentrum LNV

Inhoudsopgave

Samenvatting **9**

1 Inleiding **11**

1.1 Overlevingsplan Bos en Natuur 2000 11
1.1.1 OBN-Doelstelling Onderzoek Koelbroek 12
1.1.2 Elzenbos in het Koelbroek 12

1.2 Sturende processen 13
1.2.1 Elzenbroekbos 13
1.2.2 Hydrologie en hydrochemie van het Koelbroek 14
1.2.3 Humus profielen: veenvorming en veenafbraak in het Elzenbroekbos 15
1.2.4 Veranderingen in de vegetatie in het Koelbroek 17
1.2.5 Dynamiek in de bosstructuur 17

1.3 Probleemstelling 18
1.3.1 Algemeen 18
1.3.2 Hydrologie en hydrochemie 18
1.3.3 Humusprofielonderzoek 18
1.3.4 Vegetatie-onderzoek 19
1.3.5 Bosstructuur 19

1.4 Vraagstelling 19
1.4.1 Onderzoeksvragen hydrologie en –chemie 19
1.4.2 Onderzoeksvragen humus en bodem 19
1.4.3 Onderzoeksvragen vegetatie 20
1.4.4 Onderzoeksvragen bosstructuur 20

1.5 Opzet rapport 20

2 Gebiedsbeschrijving **21**

2.1 Geologie van het gebied 21

2.2 Bedreiging van het gebied 22

2.3 Motivatie 22

2.4 Raaien en Plots 23

3 Hydrologie en hydrochemie **25**

3.1 Inleiding 25

3.2 Vraagstelling 26

3.3 Materiaal en Methode 26
3.3.1 Raaien en Plots 26
3.3.2 Bemonsteringsmethode 27
3.3.3 Verwerking van de gegevens 27
3.4 Resultaten en discussie 27
3.4.1 De Everlosche beek 27
3.4.2 Hydrologie 29
3.4.3 Hydrochemie 32
3.5 Conclusies 47
3.5.1 Hydrologie 47
3.5.2 Hydrochemie 47

4 Bodem en humusvormen 49

4.1 Algemeen 49
4.2 Materiaal en methoden 49
4.2.1 Bemonstering en analyse 49
4.2.2 Statistiek 50
4.2.3 Ruimtelijke variatie 50
4.3 Resultaten en conclusies 51
4.3.1 Humusprofielen 51
4.3.2 Bodemchemische factoren 52
4.3.3 Ruimtelijke patronen 56

5 Vegetatie 65

5.1 Inleiding 65
5.2 Methodiek 66
5.3 De veranderingen op basis van vergelijking van de proefvlakken (per vegetatietype van 1996) 66
5.4 Plantengemeenschappen in 1996 en 2003 69
5.5 Veranderingen in het vegetatiepatroon 71
5.6 Veranderingen van de verspreiding van een aantal karakteristieke soorten 72
5.7 Verspreiding van Slangewortel, Grote boterbloem en Dotterbloem 72
5.8 Samenvatting 72

6 Bosstructuur 81

6.1 Inleiding 81
6.2 Methode 81
6.3 Waarnemingen 82
6.4 Conclusies 82
6.4.1 Inhoudelijk 82

6.4.2 Methodologisch 83

7 Ingrepen in de waterhuishouding 87

7.1 Inleiding 87

7.2 Advies Oranjewoud 87

7.3 Planvorming 87

7.3.1 Fase 1 88
7.3.2 Fase 2 88

8 Synthese: Vernatten, maar hoe? 89

8.1 Algemene uitgangssituatie in 1997 89

8.2 Maatregelen 90

8.3 Resultaten van de maatregelen 91

8.4 Vernatten, maar hoe? 95

Literatuur 97

Samenvatting

In het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur zijn natte bossen met hoofdfunctie natuur geïnventariseerd en zijn bedreigingen als gevolg van verdroging, verzuring en vermesting beschreven. Een aantal natte bossen is hieruit geselecteerd om als referentieproject voor nader onderzoek te dienen.
In dit rapport wordt de situatie in referentieproject “Het Koelbroek”, een elzenbroekbos in midden Limburg beschreven. Het Koelbroek herbergt onder meer een elzenbroekbos en een wilgenstruweel met een grote variatie aan hydrologische en hydrochemische omstandigheden, die deels natuurlijk en deels door de mens beïnvloed zijn. Dit uit zich in een brede variatie in bodemopbouw en humusvormen en in iets mindere mate in de differentiatie in vegetatie. Vervuiling is opgetreden door landbouwinvloed op het kwelwater en door inundatie met vervuild (gebiedsvreemd) Maaswater; verdroging is opgetreden door aanleg van de Everlosche beek en door een algehele grondwaterstandsdaling.

De kwaliteit van het grondwater is overwegend goed: het betreft matig voedselrijk, goed gebufferd circumneutraal, calcium-en ijzerrijk water. Het grondwater bevat matig fosfaat maar veel sulfaat.

In het kader van anti-verdrogingsmaatregelen zijn de kades van de Everlosche beek in 1997 opgehoogd om (1) gebiedsvreemd, vervuild Maaswater buiten het gebied te houden en (2) het waterpeil in het gebied op te zetten. Deze maatregel leidde tot een "badkuip-effect": het gebied vulde zich met water en gedurende de jaren 1998-2001 stond het waterpeil vrijwel het hele jaar door boven het maaiveld. In deze periode ontwikkelde zich in het gedeelte met een vrijwel stagnante waterlaag een kroosdek met een bedekking van nagenoeg 100%. Dit duidt op een sterke eutrofiëring van het gebied.

Deze zeer natte periode heeft geleid tot een uitspoeling van basen en tot bodemverzuring, vooral langs de westelijke rand van het terrein. Door massale boomsterfte als gevolg van de extreem hoge waterstanden heeft zich een laag broekbosstrooisel op de bodem ontwikkeld dat relatief arm aan stikstof en fosfor is. Dit uitte zich in een daling van de voedingstoestand van de organische stof met name in gebiedsdelen die tevens verzuurden. In de lagere delen die binnen de invloedsfeer van de beek zijn gelegen is een sterke decompositie van organische stof opgetreden door alkalinisatie. Hierdoor is een sterke fosfaatmineralisatie opgetreden, waarbij een deel van het anorganische fosfaat in de bodem is geadsorbeerd. Hierdoor is de eutrofiëringstoestand sterk toegenomen.
De permanente hoge waterstand heeft tot een sterke eutrofiëring geleid. Enerzijds door de toegenomen alkalinisatie, waardoor versnelde afbraak van de veenlaag optreedt en anderzijds door accumulatie van voedingsstoffen doordat er geen afvoer van water uit het gebied plaats kon vinden. Een permanent hoge waterstand leidt tot anaërobie in de bodem waardoor reducerende processen zullen gaan optreden: nitraat gaat over in ammonium, ijzer(III) in ijzer (II), sulfaat in sulfide en er wordt methaangas gevormd. Anaërobie leidt tot een verhoogde afbraak van de organische laag waarbij ammonium, kalium en zwavelverbindingen in oplossing gaan en kunnen diffunderen naar de waterlaag. Wanneer bodems permanent in de reductieve staat verkeren leidt dit tot ernstige eutrofiëring, waarbij uiteindelijk een zeer voedselrijk (hypertroof)ecosysteem ontstaat. Methaangasvorming leidt tot opwerveling van bodemmateriaal, waarbij nutriënten versneld in oplossing gaan en het houvast van de elzen verdwijnt. Vernatting heeft geleid tot veel bladval en kronensterfte bij de elzen.

Tot 2001 neemt de kronenbedekkingsgraad af, waarna bij drogere condities de bedekkingsgraad weer lijkt toe te nemen.
Pas in de tweede helft van 2001 zakten de peilen in de beek en zijn de kleppen van de afvoerbuizen feitelijk operationeel geworden. Door toepassing van een variabel peilbeheer zijn de grondwaterstanden in de zomer/herfst gedaald en in de winter/ lente gestegen. Nog geen van de toestandsvariabelen in de bodem, bodemvocht en oppervlaktewater hebben hierop met een significante verandering gereageerd. In de basentoestand lijkt zich een licht herstel aan te dienen. De voedingstoestand reageert nog niet op deze laatste ingreep, terwijl zich in de eutrofiëringstoestand eveneens een licht herstel lijkt aan te kondigen. Niettemin is de eutrofiëringstoestand nog steeds ernstig.
De vegetatie lijkt hierop nog het duidelijkst te reageren. Opnames in 2003 laten een herstel van de karakteristieke broekbosvegetatie zien. De boomlaag is echter veel minder vitaal geworden. Over grote delen is de bedekking van houtige gewassen in de boom-, struik-en kruidlaag sterk afgenomen. Dit geldt in de eerste plaats voor soorten als Zomereik en Wilde lijsterbes, die de successie inluidden naar drogere bostypen, maar ook veel elzen zijn gedeeltelijk of zelfs geheel afgestorven. Sterk verminderd in de ondergroei zijn de (ongewenste) soorten die indicatief zijn voor verdroogde broekbossen, zoals Framboos, Gewone braam, Grote brandnetel en Smalle en Brede stekelvaren. Daar staat tegenover dat de typische soorten van het Elzenbroekbos zich hebben uitgebreid; in de eerste plaats de Elzenzegge, kensoort van het Elzenbroek en verder soorten zoals Gele lis, Melkeppe, Bitterzoet, Wolfspoot en Grote wederik. Ook plantensoorten van drijftillen, die in de successie voorafgaan aan het broekbos hebben zich sterk uitgebreid, o. a. Waterscheerling, Waterdrieblad, Grote boterbloem en Slangenwortel, alle fraaie en weinig algemene soorten die hier ook vroeger voorkwamen. De bedekking van het kroos lijkt af te nemen.

Vernatten van verdroogde gebieden heeft alleen zin als de oorspronkelijke hydrologie kan worden benaderd. Het opzetten van het water tot een permanent hoog peil leidt vrijwel altijd tot problemen. Vernatting moet zoveel mogelijk de oorspronkelijke situatie benaderen: hoog peil in de winter, laag peil in de zomer. Elzenbroekbossen zijn sterk afhankelijk van calcium-en ijzerrrijk kwelwater. Een goed peilbeheer moet dus afgestemd worden op de locale en regionale hydrologie. Na het opzetten van het waterpeil moet de kweldruk voldoende hoog blijven om een zekere doorstroming in een gebied te waarborgen. Niet alleen in elzenbroekbossen, maar ook in andere ecosystemen zijn ongewenste effecten te verwachten indien vernatting leidt tot een permanent hoge waterstand op plaatsen waar van oorsprong het maaiveld in de zomer droog valt, zoals laagveengebieden en natte schraallanden. Kan aan de eis van een variabel peilbeheer niet worden voldaan dan heeft vernatten geen zin en moet hieraan niet worden begonnen.

1 Inleiding

1.1 Overlevingsplan Bos en Natuur 2000

Reeds een groot aantal jaren wordt geconstateerd dat de natuur achteruitgaat. Dit manifesteert zich zowel in Europa als ook in Nederland in een duidelijke vermindering van de bosvitaliteit, waarbij het soms lokaal (Nederland), of over grotere oppervlaktes (Europa)tot een afsterven van het bos komt. Daarnaast treedt een duidelijke verschuiving in de soortsamenstelling (vooral van de niet-boomsoorten) op, waarbij over het algemeen de meer gewone, nitrofiele soorten de overhand krijgen en de meer bijzondere soorten het onderspit delven.
De oorzaken hiervoor werden en worden vooral gezocht in de gevolgen van menselijk handelen, waarbij soms gedacht wordt aan de gevolgen van veranderingen in directe beheersingrepen (bijvoorbeeld: omvorming van middenbos naar opgaand bos leidt tot minder licht op bodem en een verrijking van de bodem, wat leidt tot afname van lichtminnende soorten (Klap & Schmidt, 1992), maar meestal aan neveneffecten van andere menselijke activiteiten als onder meer landbouw en veeteelt, industrie, energie-en watervoorziening, verkeer. Deze leiden tot een zodanige overmatige en eenzijdige input van stoffen (SO_2, NO_x, NH_y, O_3 en CO_2) in het ecosysteem, dat de groeiplaatsfactoren veranderen, met de bovenomschreven gevolgen voor de vegetaties. Een belangrijk gevolg van veranderingen in de waterhuishouding als gevolg van menselijk handelen is de verdroging van natte bossen.
Dit leidde aan het eind der tachtiger jaren tot het besef dat maatregelen om bos en natuur te helpen overleven, nodig waren, en zo tot het opstarten van het programma Effect-Gerichte Maatregelen (EGM), waarin bestrijding van de gevolgen van verzuring en vermesting in bos en natuur centraal stond. In het midden van de negentiger jaren is dit programma omgevormd tot het Overlevingsplan Bos en Natuur 2000 (OBN), waarin naast de eerder genoemde vermesting en verzuring ook verdroging is opgenomen. Dit programma staat uitdrukkelijk naast, en is geen vervanging van, een Bron-Gericht programma, waarin maatregelen geformuleerd en uitgevoerd worden die het kwaad aan de wortel bestrijden (reductie van emissie, etc.).
Symptoombestrijding, zoals in EGM en OBN verband, kan uitdrukkelijk slechts een tijdelijke maatregel zijn, die ten doel heeft om -zo lang bron-gerichte maatregelen nog niet zijn uitgevoerd of zo lang die nog onvoldoende effect hebben -bos en natuur te helpen overleven.
In het kader van EGM en OBN worden drie typen maatregelen onderkend (IKC-Oranjewoud 1995):

- Autonome maatregelen, die door de beheerder zonder nader overleg met deskundigen worden uitgevoerd. De effectiviteit, efficiëntie en neveneffecten van dit soort maatregelen zijn voldoende bekend. Bemesting ter verhoging van de vitaliteit van het boombestand in multifunctionele bossen valt hieronder (Van den Burg & Schaap, 1995; Van Tol, 1995).
- Toetsingsmaatregelen, die alleen na overleg met deskundigen en met een zwaardere monitoring kunnen worden uitgevoerd. De effectiviteit, efficiëntie en neveneffecten van dit soort maatregelen zijn onvoldoende bekend. Soms ook zijn maatregelen zo ingrijpend dat een toetsing door deskundigen altijd nodig is.
- Nieuwe maatregelen, waarvan de effectiviteit, efficiëntie en neveneffecten onbekend zijn. Dit t ype maatregel en dient onder begeleiding van een deskundigenteam eerst in zo genaamde referentieprojecten onderzocht te worden,

alvorens ze in de praktijk toegepast kunnen worden. Verarming in door stikstofinput verrijkte arme grovedennenbossen op droge zandgronden (Klap & Schmidt, 1992, 1995)behoort tot dit type van maatregelen.

Onder het OBN programma valt -zoals boven gesteld -ook verdroging. In een daartoe opgesteld pre-advies (Poels *et al*., 1998) is de actuele situatie in natte bossen beschreven en is voorgesteld een referentieproject in het Koelbroek uit te voeren. Dit advies is medio 1997 door de Stuurgroep van het OBN programma overgenomen.

1.1.1 OBN-Doelstelling Onderzoek Koelbroek

Het Koelbroek is een oude, verlaten en verveende Maasmeander met goed ontwikkelde elzenbroekbossen, die duidelijk tekenen van vervuiling (inlaat gebiedsvreemd verontreinigd Maaswater) en verdroging vertonen. De waargenomen verdroging lijkt momenteel nog een relatief gering probleem, de grondwaterspiegel is echter 15 – 30 cm gedaald (Oranjewoud, 1993). Het ecosysteem is verschoven van een aquatisch naar een semi-terrestrisch milieu. Verdrogingseffecten treden alleen daar op waar dit van nature thuis hoort, nl. op de hogere terreindelen, maar in potentie is verdroging echter wel een uiterst belangrijke bedreiging. Het Koelbroek representeert zo een relevant en bedreigd bostype, waar door herstel van de oorspronkelijke waterhuishouding, al dan niet in combinatie met verarmende maatregelen, herstel van de vegetatie zou kunnen optreden (Poels *et al*. 1998). In grote lijnen kan de doelstelling van het referentieproject in Koelbroek als volgt omschreven worden.

- het mede op basis van historisch materiaal voor zover mogelijk vaststellen van de oorspronkelijke situatie van hydrologie, bodem, vegetatie en opstand (bosstructuur) en van de processen die deze oorspronkelijke toestand controleren;
- bepaling van de actuele, d.i. verdroogde en vervuilde, situatie;
- bepaling of de gekozen ingrepen herstel kunnen bewerkstelligen;
- bepaling van de gewenste en ongewenste effecten van deze ingrepen;
- bepaling of deze maatregelen ook elders kunnen worden toegepast.

1.1.2 Elzenbos in het Koelbroek

Het Koelbroek is een voorbeeld van elzenbroek zoals dat in niet-ontwaterde beekdalen voorkomt (Clerkx *et al.*, 1994) en dat zich heeft ontwikkeld in een Maasmeander. Een groot deel van de Nederlandse broekbossen is door een combinatie van oorzaken (met name verdroging) sterk verarmd en verruigd. Landelijk bezien resteert een oppervlakte van niet meer dan enkele honderden hectare min of meer compleet ontwikkeld elzenbroek. De Europese Unie onderkent de ernstig bedreigde status van elzenbroekbossen in Europa en bestempelt in de Habitatrichtlijn (1992) het beekdal-elzenbroek als ‘prioritaire levensgemeenschap’. Een pakket herstelmaatregelen is geformuleerd waarbij de nadruk ligt op een ongestoord verloop van biotische en abiotische processen nadat het effect van externe factoren door menselijk ingrijpen is geminimaliseerd (Oranjewoud, 1993). In de eerste plaats moet de toevoer van verrijkt gebiedsvreemd water worden stopgezet (oligotrofiëring). Dit zal een verschuiving bewerkstelligen van verruigde broekbossen richting nat elzenbroek. Bovendien moet de waterstand op het oude niveau worden teruggebracht en wel zodanig dat de kwel, het sturende proces van dit broekbosecosysteem, wordt geoptimaliseerd. Dat wil in het geval van het Koelbroek zeggen dat de kwelstromen zodanig worden hersteld dat ze de verminderde aanvoer van water na het omleiden van de Everlosche beek compenseren.
Het beheer in een dergelijk ‘begeleid natuurlijk systeem’ zou dan beperkt kunnen blijven tot het periodiek verwijderen van moerasbos en het creëren van open water om verlandingsprocessen opnieuw in gang te zetten. Hiermee wordt gestreefd naar de ontwikkeling van drie natuurdoeltypen:

- plantengemeenschappen van open water,
- verlandingsgemeenschappen,
- broekbossen.

Niets doen, dat wil zeggen vanaf nu een natuurlijke successie toestaan, leidt op lange termijn tot broekbos zonder de overige systemen. De relatief goede staat waarin de

vegetatie in de natste delen van het Koelbroek verkeert is gunstig met het oog op herstelmaatregelen, aangezien daarmee wordt voldaan aan de voorwaarde van de nabijheid van een 'genenpool' (met name de zaadbronnen). Mede hierdoor is het Koelbroek bij uitstek geschikt als referentieobject.

1.2 Sturende processen

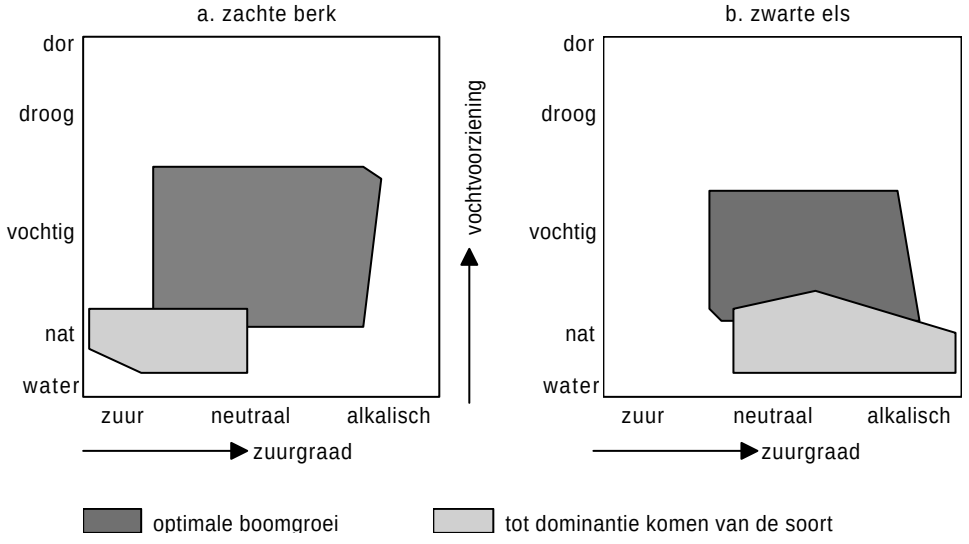
1.2.1 Elzenbroekbos

Elzenbroekbossen zijn bosecosystemen waarin de vegetatie min of meer permanent onder invloed staat van water en waarin Zwarte els (*Alnus glutinosa)* domineert (Clerkx *et al.*, 1994). Ze kennen overgangen op natte groeiplaatsen naar wilgenstruwelen, op dynamische groeiplaatsen, zoals uiterwaarden, naar ooibossen, op voedselarme zuurdere plaatsen naar berkenbroekbossen, op drogere voedselarmere plaatsen naar eiken-berkenbossen en op drogere voedselrijkere plaatsen naar elzen- eikenbossen (Clerkx *et al.,* 1994).
Elzenbroekbossen kunnen naar groeiplaats worden onderverdeeld in drie typen:

- beekdalen (fluctuaties in waterhoogte, grondwater-inundaties),
- laagvenen (stagnerend water),
- hoogvenen (stagnerend water).

Bovenstaande indeling reflecteert zich in de vegetatiekundige associaties, namelijk het elzenzegge-elzenbroekbos en het moerasvaren-elzenbroekbos (Clerkx *et al*., 1994).

Het elzenbroekbos is een bosecosysteem van voedselrijke natte gronden, waar gedurende het grootste deel van het jaar het grondwater tot aan het maaiveld of hoger staat (Natuurbeschermingsraad, 1989). Elzenzegge-elzenbroekbossen komen vaker voor in beekdalen met fluctuerende waterstanden, moerasvaren-elzenbroekbossen komen voor in veengebieden waar de waterstand constant een hoog niveau bereikt.
Naast zwarte els komen ook Zachte berk (*Betula pubescens*) en Grauwe wilg (*Salix cinerea*) voor. Voor andere inheemse boomsoorten zijn deze systemen ongunstige groeiplaatsen, vanwege het zuurstofarme milieu als gevolg van de hoge grondwaterstanden. Els heeft zijn groeioptimum op drogere gronden, maar daar zijn andere soorten zoals es en zomereik concurrentiekrachtiger (Wolf, 1992) (figuur 1.1).



Figuur 1.1 De zuurgraad en vochtvoorziening waarbij de zwarte els en zachte berk optimaal groeien en die waarbij ze in Nederland van nature tot dominantie komen (naar Schütz & Van Tol, 1982; Ellenberg, 1963).

Door verdroging komen na vertering van organische stof en ook via inlaat van vervuild eutroof water extra voedingsstoffen in het systeem. Verdroging en eutrofiëring veroorzaken wijzigingen in de soortensamenstelling en de groei, uiteindelijk resulterend in gewijzigde hoogtes, aantallen, diameters en kroonparameters van de bomen. Er vestigen zich droogteminnende en stikstofminnende soorten en de groei van de aanwezige elzen neemt toe. Na een dergelijke verstoring kan ook braam zich sterk uitbreiden (van der Werf, 1991).

1.2.2 Hydrologie en hydrochemie van het Koelbroek

Zoals reeds eerder gesteld is verdroging momenteel een belangrijke bedreiging voor natuurgebieden in Nederland. Verdroging leidt in eerste instantie tot een direct watertekort voor de vegetatie, maar ook tot veranderde chemische-en microbiologische processen als gevolg van aëratie. Om verdroging tegen te gaan wordt in veel gebieden getracht het grondwaterpeil te verhogen door enerzijds de afvoer te beperken door bijvoorbeeld sloten en beken te dempen, het grondwater op te stuwen of door anderzijds de aanvoer te verhogen. Veelal wordt hiervoor rivierwater of IJsselmeerwater gebruikt, echter, de chemische kwaliteit van dit type water wijkt dusdanig af dat er sprake is van gebiedsvreemd water. Gebiedsvreemd water bevat vaak veel nutriënten en hoge concentraties sulfaat en chloride. Inlaat van gebiedsvreemdwater leidt tot directe eutrofiëring door de aanvoer van nutriënten en tot indirecte eutrofiëring door het vrijmaken van nutriënten uit de bodem. Bij dit laatste proces speelt vooral sulfaat een belangrijke rol. Als gevolg hiervan wordt het water troebel en maken wortelende waterplanten plaats voor niet-wortelende soorten en algen.
Sinds de aanleg van de Everlosche beek in de dertiger jaren is in het Koelbroek sprake van een veranderde hydrologie. Door versnelde waterafvoer is de waterstand in het gebied gedaald, echter in grote delen van het broek staat het water nog steeds meer dan zeven maanden boven het maaiveld. Oorspronkelijk was een groot deel van het water afkomstig van grondwater uit het middenterras en van regen. Dit grondwater was oorspronkelijk ijzerrijk, sulfaatarm en licht alkalisch, maar door toenemend landbouwgebruik zijn de concentraties van nitraat, ammonium, sulfaat en fosfaat sterk verhoogd. Doordat de kades langs de beek niet al te hoog zijn, stroomt bij hoge waterstanden de beek regelmatig het broek in. Omdat de beek rechtstreeks in verband met de Maas staat, wordt een strook langs de beek door dit type -sulfaat- en nutriëntenrijk-water beïnvloed. In dit gedeelte wordt de vegetatie gedomineerd door Liesgras (*Glyceria maxima).* Het Koelbroek wordt dus zowel van de oost-als van de westzijde (resp. verrijkt grondwater en vervuild beekwater)bedreigd.

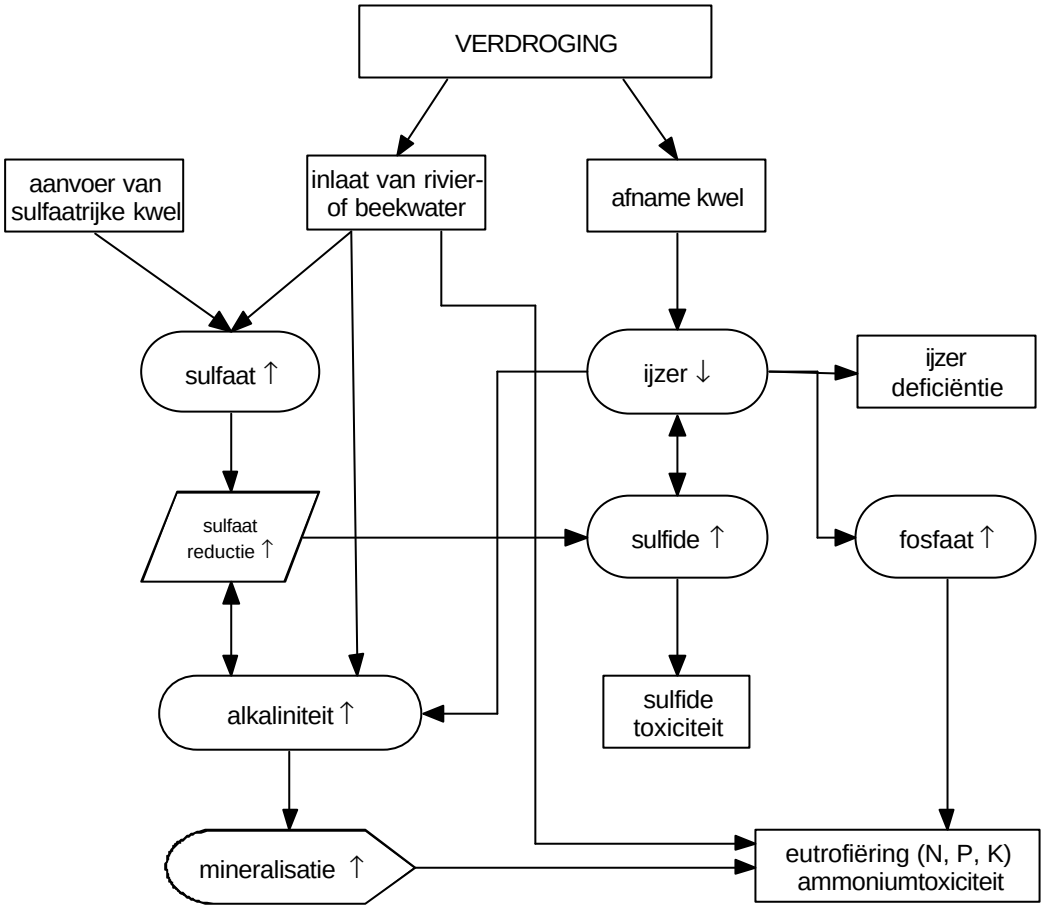
De effecten van een veranderde hydrologie en -chemie zijn dus:
- verhoogde waterafvoer met als gevolg een daling van het waterpeil in het broek, waardoor oorspronkelijk aanwezig open water verdwenen is,
- aanvoer van gebiedseigen water uit het hoger gelegen Middenterras, echter vervuild met nitraat, ammonium, sulfaat en fosfaat,
- aanvoer van gebiedsvreemd -nutriënten en sulfaatrijk-water vanuit de beek.

In natte gebieden is de afbraak van organisch materiaal gewoonlijk laag, door de lage alkaliniteit van het water. Organische zuren die bij de afbraak vrijkomen, remmen de afbraak nog verder, waardoor stapeling van organisch materiaal optreedt (veenvorming). Bij toenemende alkaliniteit (waterinlaat) worden deze zuren geneutraliseerd, en treedt versnelde afbraak op, resulterend in een toename van nutriënten (interne eutrofiëring). Hierdoor daalt de redoxpotentiaal en worden ijzer(III)- (hydr)oxidefosfaten gereduceerd tot ijzer(II), waarbij de fostaten in oplossing gaan. Bevat het inlaatwater daarentegen ook nog hoge concentraties sulfaat dan wordt het proces van interne eutrofiëring versneld. Aangezien andere electronenacceptoren zoals zuurstof en nitraat in dit type natte bodems vrijwel geheel ontbreken, wordt sulfaat microbieel gereduceerd tot sulfide (bij circumneutrale pH):

$$2SO_4^{2-} + 4CH_2O + H^+ \leftrightarrow H_2S + HS^- + 2HCO_3^- + 2CO_2 + 2H_2O \qquad (1.1)$$

Uit reactievergelijking (1. 1) blijkt dat uit één mol gereduceerd sulfaat één mol bicarbonaat wordt gevormd. Er wordt dus alkaliniteit gegenereerd, waardoor het

proces van interne eutrofiëring alleen maar wordt versterkt (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Curtis, 1989).
In eerste instantie wordt het gevormde sulfide gebufferd door de vorming van ijzersulfides uit ijzerhydroxides en ijzerfosfaatcomplexen, waardoor extra fosfaat vrijkomt (Smolders & Roelofs, 1993; Murray, 1995). Op de lange termijn zal de aanvoer en mobilisatie van ijzer in de bodem niet meer voldoende zijn om fosfaat en sulfide te kunnen binden, waardoor accumulatie in het bodemvocht optreedt en diffusie naar de waterlaag plaats kan vinden. Hierdoor treedt eutrofiëring op en treden toxiciteitsproblemen op doordat sulfide zeer giftig voor planten is (figuur 1. 2).



Figuur 1. 2. Effecten van de aanvoer van alkalisch en/of sulfaatrijk oppervlakte-of kwelwater in met verdroging bedreigde gebieden (Lamers et al., 1996).

1.2.3 Humus profielen: veenvorming en veenafbraak in het Elzenbroekbos

Het milieu van het Elzenbroek
Elzenbroekbossen in beekdalen zijn afhankelijk van hoge grondwaterstanden, waardoor vrijwel permanent verzadigde omstandigheden aanwezig zijn (Clerkx *et al*, 1994; Poels *et al.*, 1998). Deze hoge grondwaterstanden zijn het gevolg van de relatief lage positie van elzenbroekbos in het landschap, waardoor basen-en ijzerrijk grondwater uit de omgeving via kwel toestroomt. Aanvoer van basische kationen naar het maaiveld via kwel heeft een hoge basenstatus van de bodem tot gevolg. Naast kwel kan regelmatig overstroming met (slibhoudend) beekwater plaatsvinden. Onder dergelijke natte omstandigheden wordt de afbraak van strooisel en wortelmateriaal sterk geremd. Door de basenrijke omstandigheden wordt afbraak juist weer bevorderd. Het netto resultaat is een bescheiden veenontwikkeling.

Organische stofhuishouding
Via strooisel (bladeren, dood hout en dood wortelmateriaal) komt organische stof in de bodem terecht waaruit via mineralisatie weer voedingsstoffen voor de vegetatie beschikbaar kunnen komen. De mate waarin deze voedingsstoffen beschikbaar komen is afhankelijk van kwantitatief en kwalitatief hydrologische variabelen. Daarnaast worden via het overstromingswater direct nutriënten naar de vegetatie van het Elzenbroekbos aangevoerd.
De kwaliteit van het grondwater en het overstromingswater in het Elzenbroek spelen een belangrijke sturende rol bij bodemprocessen waarbij indirect nutriënten voor de vegetatie beschikbaar komen. De met kwel samenhangende hoge basentoestand in de bodem van het Elzenbroek stimuleert de activiteit van anaërobe micro-organismen die betrokken zijn bij omzettingsprocessen van organische stof. Hierbij komen stikstof-en fosforverbindingen beschikbaar (mineralisatie), die deels via humificatie weer worden omgezet in nieuw gevormde, stabiele organische stof en deels door de vegetatie zullen worden opgenomen. Door de natte omstandigheden is de actuele mineralisatie van organisch stof echter aanzienlijk lager dan potentieel mogelijk is. Het gevolg is dat strooisel onvolledig wordt afgebroken. Dergelijk onvolledig afgebroken organische stof wordt labiel genoemd, omdat er nog veel organisch gebonden nutriënten in voorkomen, die snel beschikbaar komen als omstandigheden voor mineralisatie gunstig worden. De afbraak van organische stof door micro-organismen kan alleen verlopen indien zuurstof of andere reducerende stoffen zoals nitraat, ijzer(III) en sulfaat aanwezig zijn, die een rol spelen in de electronenoverdracht bij redoxprocessen. De via mineralisatie beschikbaar gekomen fosfaten kunnen door de aanwezigheid van calcium-en ijzerionen op een laag niveau gebufferd worden door het ontstaan van moeilijk oplosbare zouten. De beschikbaarheid van fosfaten kan daardoor beperkt zijn.
Veranderingen in de kwantitatieve of kwalitatieve waterhuishouding kunnen de nutriëntenhuishouding verstoren, waardoor uit de labiele nutriëntrijke organische stof in het elzenbroekbos meer nutriënten beschikbaar kunnen komen. Deze eutrofiëring treedt op indien:

- reducerende stoffen zoals nitraat, ijzer en sulfaat door de beek of het grondwater worden aangevoerd,
- oxidatie van het veen optreedt door daling van de grondwaterstand.

Tenslotte kan het elzenbroekmilieu beïnvloed worden door het wegvallen van kwel, waardoor het basenrijke milieu kan gaan verzuren of waardoor de invloed van eutroof oppervlakte water toeneemt. Omdat het wegvallen van kwel veelal gepaard gaat met grondwaterstandsverlaging kunnen vrij droge en zure omstandigheden ontstaan waarbij de afbraak van organische stof opnieuw stagneert, maar nu als gevolg van te zure omstandigheden. Omdat onder deze omstandigheden geen sprake meer is van veengroei maar van strooiselophoping, wordt dan wel gesproken van terrestrialisatie van een semi-terrestrische groeiplaats.

Humusprofielen
Aanvoer, afbraak en humificatie van strooisel zijn processen die continue en tegelijkertijd verlopen. Het verloop van deze processen komt tot uiting in de opbouw van het humusprofiel. Een humusprofiel wordt gedefinieerd als een karakteristieke sequentie van in verschillende mate van afbraak verkerende organische en minerale horizonten in de bovenste 40 cm van de bodem (Vos & Stortelder, 1988) en kan worden beschouwd als een toestand die de balans weergeeft tussen strooiselaanvoer enerzijds en strooiselafbraak en humificatie anderzijds. Het humusprofiel integreert hierdoor het verloop van aanvoer, decompositie en humificatie van strooisel over de tijd. Onder ongunstige omstandigheden voor afbraak (te nat, te zuur) accumuleert strooisel boven op de minerale bodem en ontwikkelen zich humusprofielen, die bestaan uit humushorizonten van slecht afgebroken materiaal waarin veel nutriënten liggen opgeslagen. Omdat een intensief bodemleven afwezig is, vindt geen bioturbatie plaats tussen organische stof en ondergrond en ontwikkelt zich een zgn. ectorganisch humusprofiel. Onder gunstige omstandigheden (vochtig, neutrale zuurgraad, aanwezigheid van nutriënten) voor afbraak vindt nauwelijks accumulatie plaats en ontwikkelen zich humushorizonten die voornamelijk bestaan uit sterk

gehumificeerde stabiele organische stof. Door het intensieve bodemleven vindt er een intensieve menging met de ondergrond plaats waardoor een zgn. endorganisch humusprofiel tot ontwikkeling komt.

Veldkenmerken
De veenbodem van het Elzenbroek kan als een bijzondere vorm een endorganisch humusprofiel worden beschouwd. In het humusprofiel worden horizonten onderscheiden die verschillen in verteringsgraad. In oplopende volgorde van verteringsgraad worden Of-(fibric), Om-(mesic) en Oh-(humic) horizonten onderscheiden. In dezelfde volgorde neemt afbraakresistentie toe en de potentiële beschikbaarheid van nutriënten af. Tenslotte wordt een Og-(gyttja) horizont onderscheiden die bestaat uit fijn organisch materiaal met slibbijmenging en die in verband gebracht wordt met onder kwelinvloed staande submerse milieus. De onder terrestrische omstandigheden geaccumuleerde plantenresten worden aangegeven met een L (litter), een F (fermentatie) of een H (humus). In het Koelbroek zijn profielen aangetroffen bestaande uit veen (O-horizonten), bedekt met terrestrisch strooisel (L, F, H).

Humusprofieltypen
Door Klinka *et al.* (1981) is een classificatiesysteem voor humusprofieltypen ontwikkeld dat later door Green *et al*. (1993) is gemodificeerd. Door Kemmers *et al.* (2002) is dit systeem aangepast voor de Nederlandse omstandigheden. Afhankelijk van de dominantie van één der hoofdhorizonten wordt op het niveau van orden een mor-, moder-of mulltype onderscheiden. Mulltypen, gekenmerkt door dominantie van endorganische horizonten, wijzen op een goede omzetting van organische stof, een intensief bodemleven en een hoge kringloopsnelheid van nutriënten. Mortypen, met voornamelijk ectorganische horizonten wijzen op slechte afbraakcondities, accumulatie van nutriënten en een trage kringloopsnelheid. Modertypen nemen een tussenpositie in. Voor de verschillende groeiplaatsen van het Elzenbroekbos worden de daar voorkomende humusprofieltypen beschreven door Clerkx *et al.* (1994).

Indicatie
Omdat aanvoer en afbraak van strooisel betrekkelijk snel verlopende processen zijn, kan het humusprofiel als een relatief dynamisch bodemkenmerk worden beschouwd, dat zich naar verwachting goed leent voor monitoring van processen die zich op de middellange termijn (5-10 jaar) zullen manifesteren. Daarbij verstrekt het humusprofiel niet alleen informatie over variabelen die de nutriëntenkringloop sturen (vocht-en basentoestand), maar ook over voorraden en beschikbaarheid van nutriënten die in de organische stof liggen opgeslagen. Het humusprofiel kan daarom tevens een belangrijke rol spelen bij een diagnose van de hydrologische toestand van het terrein.

1.2.4 Veranderingen in de vegetatie in het Koelbroek
Door cultuurtechnische maatregelen, zowel in het Koelbroek zelf als in de omgeving ervan, is de voorjaarsgrondwaterstand met 15 tot 30 cm gedaald (Oranjewoud, 1993). Als gevolg van atmosferische depositie en de aanvoer van gebiedsvreemd water, in samenhang met de geomorfologie en de geohydrologische eigenschappen van de bodem, heeft de vegetatie in het Koelbroek naast verdroging te lijden van eutrofiëring. Het Koelbroek is slechts aan de noordwestkant door een smalle bufferzone van de bovenstrooms gelegen, intensief gebruikte landbouwgronden gescheiden, waardoor verontreinigd landbouwwater gemakkelijk kan instromen. Dit kan zich uiten in het massaal optreden van Grote brandnetel (*Urtica dioica)* en vooral Gewone braam (*Rubus fruticosus).* De uitbreiding van deze stikstofminnende soorten gaat ten koste van de karakteristieke planten van het elzenbroekbos, zoals Waterviolier (*Hottonia palustris)* en Koningsvaren (*Osmunda regalis).*

1.2.5 Dynamiek in de bosstructuur
Effecten van verdroging en eutrofiering uiten zich in een gewijzigde bosstructuur. Verdroging leidt tot omstandigheden waarbij elzen een veel grotere hoogte en dikte kunnen bereiken dan in een elzenbroek verwacht mag worden. Door verlaging van de

grondwaterspiegel ontstaat meer wortelruimte en een meer veraard profiel, waardoor meer nutriënten beschikbaar zijn en bomen een betere verankering vinden. Bovendien zijn deze omstandigheden ook geschikt voor boomsoorten, die van nature op drogere groeiplaatsen voorkomen. Door de vestiging van deze soorten, zoals Zoete kers (*Prunus avium)* en Gewone es *(Fraxinus excelsior)* onder de elzen kan er dan een struiklaag ontstaan.
De verdroging uit zich -door inklinking en door gedeeltelijke vertering van de humus rond de boomvoeten -ook in een verlaging van het maaiveld. De door het vroegere hakhoutbeheer ontstane stronkvormige verdikkingen aan de boomvoet bevinden zich nu boven maaiveld, zelfs een deel van het wortelstelsel is zichtbaar. Deze verandering maakt het stikstofminnende soorten als gewone Braam, Lijsterbes (*Sorbus aucuparia)* en Bergvlier (*Sambucus racemosa)* mogelijk zich direct naast de boomvoeten, op de nog aanwezige verhogingen, te vestigen. De hierdoor ontstane struiklaag gaat ten koste van karakteristieke planten, die in de nattere en voedselarmere terreingedeelten nog wel aanwezig zijn.

1.3 Probleemstelling

1.3.1 Algemeen
Het doel van het referentieproject Koelbroek is meer inzicht te verkrijgen in de effectiviteit van herstelmaatregelen tegen eutrofiëring en verdroging/verzuring van elzenbroekbossen. De verwachting is dat aanpassing van de hydrologische situatie tot het gewenste herstel zal bijdragen. De maatregelen zullen in het onderzoek getoetst worden op hun effectiviteit. Ingrepen in de waterhuishouding leiden via een keten van processen in verschillende ecosysteemcompartimenten uiteindelijk tot effecten in de vegetatie. Het is onvoldoende bekend welke variabelen zich lenen voor het monitoren van deze dosis-effectketen. Om een verdieping van inzicht te verkrijgen is daarom integrale monitoring nodig waarbij in de verschillende ecosysteemcompartimenten variabelen worden gemeten die informatie verstrekken over het procesverloop (Kemmers *et al*., 1995).

1.3.2 Hydrologie en hydrochemie
De aanvoer van kwel is in broekbosecosystemen de belangrijkste sturende variabele. Hydrologische ingrepen hebben dan ook directe gevolgen op het systeem, waardoor veranderingen zeer snel meetbaar zijn. Behalve de kwantiteit is ook de chemische samenstelling zeer belangrijk voor succesvol natuurbeheer. Het juiste type kwel zal de kans op succes bepalen. Daarom dient de actuele situatie vastgelegd te worden voordat hydrologische ingrepen plaats zullen vinden.

1.3.3 Humusprofielonderzoek
Omdat het een schakel vormt tussen hydrologie en vegetatie, is het humusprofiel naar verwachting een belangrijke variabele bij monitoring van effecten van herstelmaatregelen. Hydrologische ingrepen beïnvloeden (o. a. via de vocht- en basenhuishouding) de nutriëntenhuishouding. Effecten hiervan zijn naar verwachting af te lezen aan de verandering van het humusprofiel.
Om effecten van herstelmaatregelen te kunnen vaststellen moet de uitgangssituatie van het terrein goed zijn gedocumenteerd. De uitgangstoestand van de verschillende ecosysteemcompartimenten, waaronder het humuscompartiment, is echter onvoldoende bekend. Zowel de verdroging als de aanvoer van eutrofiërende stoffen zullen via afbraakprocessen de nutriëntenhuishouding van het broekbos en derhalve het humusprofiel hebben beïnvloed. Het is niet bekend in welke mate eutrofiëring en verdroging zijn voortgeschreden en in hoe verre dit in het humusprofiel tot uiting komt. Inventarisatie van het humusprofiel in de uitgangssituatie geeft hierover informatie.
Daarnaast is het nog niet goed mogelijk veldkenmerken van het humusprofiel of humusprofieltypen in verband te brengen met de basen-, vocht-en nutriëntentoestand van de groeiplaats. Hiertoe is het nodig dat veldkenmerken geijkt worden aan fysisch-

chemische variabelen zoals vochtgehalte, zuurgraad, basenbezetting en nutriëntvoorraden. Naarmate deze relaties beter bekend zijn kan het humusprofiel bij monitoring worden ingezet als een snelle schatter voor het vaststellen van de verdrogings-, verzurings-of eutrofiëringstoestand van het broekbos. Een belangrijk bijkomend voordeel zou zijn dat fysisch-chemische toestandsvariabelen kunnen worden afgelezen aan visueel waarneembare veldkenmerken, zodat ook patronen in principe kunnen worden vastgelegd.
Het bovenstaande leidt tot de hypothese dat (veldkenmerken van) het humusprofiel een goede schatter van fysisch-chemische standplaatseigenschappen is.

1.3.4 Vegetatie-onderzoek

Planten en plantengemeenschappen vormen een indicatie voor de standplaatsfactoren en zijn daarom te gebruiken als graadmeters voor de veranderingen in het milieu. Op basis van het verdwijnen resp. het verschijnen van soorten of het verschuiven van vegetatiegrenzen kan worden afgelezen in welke mate gestelde natuurdoelen worden bereikt;plantensoorten en vegetatiepatronen kunnen dus fungeren als procesparameters en als voorspellers. Een beheersmaatregel is succesvol wanneer factoren op zodanige wijze zijn gemanipuleerd dat gewenste (soortverschuivingen in) plantengemeenschappen verschijnen (Kemmers *et al.*, 1995). Om de vegetatieontwikkeling van het Koelbroek in de toekomst te kunnen monitoren en aan de hand daarvan uitspraken te doen over de effecten van ingrepen in de waterhuishouding moet de beginsituatie worden vastgelegd.

1.3.5 Bosstructuur

De bosstructuur is het resultaat van de groeiomstandigheden die tot nu toe hebben geheerst. Effecten van veranderingen, zoals waterstandsverlaging en eutrofiëring hebben pas na jaren significante gevolgen op de bosstructuur, vanwege de geringe snelheid waarin de processen in bosecosystemen invloed hebben op de bosstructuur. Voordat maatregelen worden uitgevoerd die een herstel van het elzenbroek beogen, dient de uitgangssituatie te worden vastgelegd, zodat effecten op de bosstructuur kunnen worden vergeleken met de huidige toestand. Omdat de huidige bosstructuur het resultaat is van veranderingen in het verleden (afgeleid uit historische bronnen), dient men ook de vroegere toestand te kennen en de veranderingen die zich hebben voltrokken. Er zijn echter geen exacte meetgegevens bekend over de sturende processen die van invloed zijn op de bosstructuur in het Koelbroek.

1.4 Vraagstelling

Uit de probleemstelling zijn een aantal onderzoeksvragen gedestilleerd die uiteindelijk moeten leiden tot een toetsing van de eerder genoemde hypothesen, tot een beschrijving van de uitgangssituatie en tot een eerste evaluatie van de genoemde maatregelen.

1.4.1 Onderzoeksvragen hydrologie en –chemie

- Wat is de hydrologie en -chemie van het gebied?Wat is de chemische samenstelling van het aangevoerde beekwater en het aangevoerde grondwater uit het Middenterras? Vormen deze een bedreiging voor het gebied?
- Leidt het ophogen van de kades (fase 1) tot een verbetering van de waterkwaliteit in de zone langs de beek? Ontstaat hierdoor een verhoogde aanvoer van ijzerrijke kwel, leidt dit tot fosfaatimmobilisatie en daardoor tot afnemende voedselrijkdom. Wat zijn daarbij de effecten op de (liesgras) vegetatie. Wat zijn de hydrologische en -chemische gevolgen?
- Leidt het omleggen van de beek (fase 2) tot een verhoogde waterstand in het gebied nu wegzijging via de beek wordt opgeheven. Wat zijn de hydrologische en -chemische gevolgen?

1.4.2 Onderzoeksvragen humus en bodem

- Welke humusprofielen komen voor in het Koelbroek?

- Welke relatie bestaat er tussen voorkomende humusprofielen en fysisch-chemische parameters die de vocht-, basen-en nutriëntentoestand beschrijven?
- In welke mate treedt er een verandering op in veldkenmerken van het humusprofiel en fysisch-chemische toestandsvariabelen als gevolg van herstelmaatregelen?
- Bestaan er specifieke relaties tussen vegetatietypen en humusprofielkenmerken?

1.4.3 Onderzoeksvragen vegetatie

- Welke vegetatietypen kunnen in het Koelbroek worden onderscheiden en hoe zijn deze floristisch samengesteld?
- Wat is het vegetatiepatroon (vegetatiekaart)?
- Wat zijn karakteristieke, d. w. z. indicatieve plantensoorten en waar komen deze binnen de gekarteerde vegetatiepatronen voor?
- Welke vegetatietypen (in termen van floristische samenstelling en structuur) mogen na de geëigende maatregelen worden verwacht?
- Wat zijn de belangrijkste procesparameters op basis waarvan kan worden beoordeeld of de ontwikkelingen het gewenste effect ressorteren?

1.4.4 Onderzoeksvragen bosstructuur

De hoofddoelstelling is het vastleggen van de huidige bosstructuur.
Andere vraagstellingen die volgen uit de probleemstelling, zijn:

- Hoe is de bosstructuur van elzenbroekbossen in het algemeen en die van het Koelbroek in het bijzonder?
- Welke veranderingen hebben zich in het Koelbroek ten aanzien van bosstructuur voltrokken?
- Welke bosstructuurtypen komen in het Koelbroek voor?
- Zijn er overeenkomsten tussen bosstructuurtypen en vegetatietypen?
- Waartoe kunnen de gevolgen van verdere verdroging en eutrofiëring leiden?
- Wat is naar verwachting het effect van de beoogde maatregelen op de bosstructuur in de toekomst?

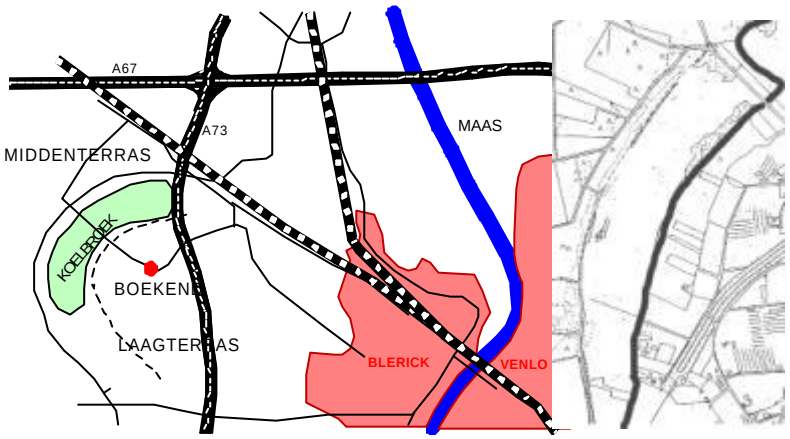
1.5 Opzet rapport

Na deze inleiding volgt een korte beschrijving van het gebied, waarin ook de plaats van de onderzochte raaien is weergegeven. In vier afzonderlijk leesbare hoofdstukken wordt achtereenvolgens wat de gevolgen van de ingrepen zijn wat betreft de hydrologie en hydrochemie van het Koelbroek (hoofdstuk 3), de bodem en de humusvorming (hoofdstuk 4), de lage vegetatie (hoofdstuk 5) en de bosstructuur en bossamenstelling (hoofdstuk 6). In hoofdstuk 7 staan de plannen voor dit gebied beschreven. De hoofdstukken zijn geschreven door medewerkers van de afzonderlijke instituten die in dit project samenwerken. Afsluitend wordt in hoofdstuk 8 een synthese gemaakt en worden conclusies getrokken. Alle geciteerde literatuur is verzameld in het laatste hoofdstuk.

2 Gebiedsbeschrijving

2.1 Geologie van het gebied

Het natuurgebied het "Koelbroek "is gelegen ten westen van Blerick/Venlo nabij het dorpje Boekend op 51°23' N, 6°07' O (figuur 2. 1) en het oppervlak beslaat ca. 65 ha.



Figuur 2. 1. De ligging van het Koelbroek

Het Koelbroek is een hoefijzervormig gebogen moerasgebied, ontstaan uit een oude afgesneden Maasmeander. Aan de buitenzijde heeft deze meander de hoge gronden aangesneden, die behoren tot het Onderste Middenterras, bestaande uit fijn tot grof grindhoudend zand (Formatie van Veghel, ontstaan in het Holstein- interglaciaal). Aan de binnenzijde van de meanderbocht ligt een vlakte, die tot het Laagterras van de Maas wordt gerekend (Formatie van Grubbenvorst/Kreftenheye, voornamelijk afgezet in de laatste ijstijd, het Weichselglaciaal, 70. 000-13. 000 jaar geleden). Deze vlakte is ontstaan door sedimentatie aan de binnenzijde van de meander. Deze afzettingen hebben zich gevormd sinds het begin van de laatste ijstijd. Na deze ijstijd, tijdens het Bølling en Allerød Interstadiaal (13. 000-11. 000 jaar geleden)kwam een eind aan deze vorming doordat de Maas -waarschijnlijk als gevolg van de eerste klimaatsverbeteringen -het terras doorsneed en de meander verliet. De ouderdom van de Koelbroekmeander wordt geschat op ca. 13. 000 jaar (het vroegste Laatglaciaal)(Roelofs *et al.*, 1974). In dit stadium werd er opnieuw een dunne laag fluviatiele klei afgezet tijdens hogere Maaswaterstanden, en ontstond een venige leemlaag.

Oude geografische kaarten uit 1843 en 1917 laten zien dat het Koelbroek heeft bestaan uit open water met een verlandingsvegetatie aan de randen. Watertoevoer vond en vindt nog steeds plaats uit de, op het Middenterras gelegen, Blerickse-en Kraijelheide. Door het gebied stroomde een klein natuurlijk beekje, ontsprongen in het broek, door opwelling van ijzerrijke kwel. In het open water kwamen o. a. Waterlelie (*Nymphaéa alba* L.), Gele plomp (*Nuphar lutea* L.) Sm. en vele soorten Fontijnkruid (*Potamogeton spec.*) voor. De verlandingsvegetatie bestond uit o. a. Slangewortel (*Calla palustris* L.), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata* L.),

Wateraardbei (*Potentilla palustris* L.) Scop. en Pluimzegge (*Carex paniculata* L.). Het gebied was zeer rijk aan vissen, vogels en amfibieën (Roelofs *et al*., 1974).

Aan het eind van de jaren dertig is de Everlosche Beek door het gebied aangelegd (zie figuur 2.1). In 1953 was het Koelbroek reeds voor een groot deel begroeid met elzenbos (Damman, 1953). In 1973 is de beek verder uitgediept. Deze ontwatering heeft in het natte deel een verbossing (=dichtgroeien met elzen)tot gevolg gehad. In de minder natte delen heeft verdroging tot een drogere groeiplaats en dus een andere soortensamenstelling geleid; verdwijnen van zachte berk en grauwe wilg en opkomst van es en zomereik (Roelofs *et al*., 1974).

2.2 Bedreiging van het gebied

Met de opkomst van de landbouw werd aan het eind van de jaren 30 een beek dwars door het gebied aangelegd om de achterliggende gebieden, alsmede het Koelbroek zelf, te ontwateren. Deze Everlosche beek loopt via Helden, Maasbree en het Koelbroek naar de Maas (figuur 2.2). Was in eerste instantie het water van de beek nog relatief schoon, in de loop der tijd nam de vervuiling van de beek toe.

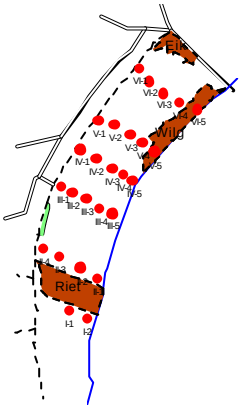
Figuur 2. 2. De Everlosche beek, gezien vanuit het noorden in juli 2003

Rioollozingen van de gemeenten Helden en Maasbree, afvalwater uit de industrie, afvoerwater vanuit landbouwgebieden en sterk vervuild Maaswater stroomden door het Koelbroek. Het fosfaat-en stikstofgehalte overschrijden sinds 1989 vrijwel ieder jaar de norm met een factor 2 en worden normoverschrijdende gehalten aan bestrijdingsmiddelen gemeten (lindaan , DDE, DDT, dichloorvos)(Arcadis, 2002). Doordat bij hoge waterstanden in het voorjaar de beek regelmatig overstroomde, kreeg het broek regelmatig sterk vervuild water te verwerken . De lozingen riool- en industrieel afvalwater zijn inmiddels gestopt, de aanvoer van eutroof-en sulfaatrijk Maaswater nog steeds niet. Als gevolg hiervan is de ecologie van het gebied drastisch veranderd. Door de aanleg van de beek is het waterpeil in het broek gedaald, waardoor het open water is verdwenen en er een elzenbroekbos is ontstaan. De regelmatige overstromingen hebben er voor gezorgd dat een strook langs de beek sterk geëutrofiëerd is, waardoor de oorspronkelijke vegetatie plaats heeft gemaakt voor stukken met Schietwilg (*Salix alba* L.) en stukken met een monotone vegetatie van Liesgras (*Glyceria maxima* (Hartman)Holmberg). Alhoewel het gebied sterk heeft geleden onder verdroging en eutrofiëring zijn er nog grote stukken met een zeer waardevol natuurwetenschappelijk karakter.

2.3 Motivatie

Het Koelbroek is een representant van verveende, oude, verlaten Maasmeanders met hoge natuurwaarden, waarvan er een aantal langs de Maas, ten noorden van Roermond voorkomen. Het Koelbroek is een van de best bewaarde beekbegeleidende elzenbroekbossen (*Carici elongatae -Alnetum)* in Limburg (en gezien de zeldzaamheid van dit bostype wel in heel Nederland). Dit type bos is een van de belangrijkste onder de natte bossen in Nederland (Poels *et al.*, 1998). Niet alleen qua oppervlakte, maar vooral omdat onder extreem natte condities voorkomt, waar het grondwater bijna permanent boven het maaiveld staat, met een extreem anaëroob milieu door stagnant water. Het Koelbroek is zeer geschikt als referentieobject binnen OBN,

omdat er (nog) goed ontwikkelde elzenbroekbossen voorkomen, er duidelijke problemen zijn (verdroging en eutrofiëring en invloeden van gebiedsvreemd water), en er mogelijkheden tot herstel zijn (hydrologische ingrepen: eerste fase stuwen van Everlosche beek en verhinderen dat Maaswater uit deze beek het gebied binnenstroomt, vervolgfase omleiden van de Everlosche beek. Het gebied heeft de potentie om gunstig te reageren op de voorgestelde hydrologische maatregelen en deels door de nog aanwezige genen-en zaadbank, belangrijk in herstelbeheer.



Figuur 2. 3. Overzicht van de uitgezette transsecten.

2.4 Raaien en Plots

Om de ontwikkeling in het Koelbroek te volgen zijn 26 proefvlakken uitgezet, verdeeld over een zestal raaien (zie figuur 2.3). De proefvlakken liggen min of meer regelmatig over het hele gebied verspreid, zodat de gevolgen van de toekomstige waterstandsverhoging gebiedsdekkend kunnen worden beoordeeld. De ligging van de proefvlakken is zo gekozen dat alle belangrijke vegetatietypen minstens één maal vertegenwoordigd zijn. Het grootste deel van de punten ligt in het beekdal- elzenbroek (*Carici elongatae-Alnetum).* De raaien zijn loodrecht op de Everlosche beek gelegd, omdat verwacht mocht worden dat hiermee de gradiënt van voedselrijk (bij de geëutrofieerde beek) naar voedselarm (aan de voet van het dekzandgebied) werd gedekt. Als derde factor is de kwel bij de selectie van de proefvlaklocaties betrokken. Een proefvlak is buiten het bos gelegen. Het betreft een ruigte langs de Everlosche Beek. Deze locatie is van belang omdat hier, na eventuele verwijdering van de verontreinigde bovenste laag, opnieuw verlandingsprocessen zullen optreden. Bij een aantal deelstudies is enigszins van deze raaien en plots afgeweken. Voor een beschrijving daarvan wordt verwezen naar de desbetreffende hoofdstukken.

3 Hydrologie en hydrochemie

3.1 Inleiding

Elzenbroekbossen zijn in grote mate afhankelijk van kwelwater, maar daarnaast worden ze ook wel gevoed door regen, beek of rivierwater. Beek- of rivierwater vertonen vaak grote fluctuaties in waterstand, iets waar elzenbroekbossen niet tegen kunnen (Stortelder *et al.* , 1998). Verreweg de grootste instroom is in de vorm van water uit de bodem. De uitstroom daarentegen vindt meestal plaats is de vorm van verdamping en oppervlaktewater, dat zich verzameld en in kleine stroompjes uit het gebied verdwijnt.
Kwelwater is van nature voedsel-en ionenarm. Als kwel lokaal inzijgt en van niet al te diep komt, kan deze voedselrijker zijn door landbouwactiviteiten in het vanggebied. Beekwater is voedselrijk. De zeer lage stroomsnelheid in broekbossen zorgt voor een ophoping van organisch materiaal. Bodemchemisch gezien is het gewoon elzenzegge-elzenbroekbos een matig voedselrijk systeem. De beschikbaarheid wordt sterk bepaald door de aanvoer van calcium-en ijzerrijk kwelwater. De aanwezigheid van calcium in het kwelwater verhindert ophoping van ammonium (dat vrijkomt bij afbraakprocessen)aan het bodemcomplex. Elzen zijn hieraan aangepast doordat ze in symbiose leven met micro-organismen die stikstof kunnen binden. De aanvoer van ijzer via het kwelwater, verhindert ophoping van fosfaten (reactie 3. 1), waardoor het systeem niet te eutroof wordt.

$$Fe(OH)_3 + PO_4^{3-} <-> Fe(OH)_3PO_4 \qquad (3.\ 1)$$
$$3Fe^{2+} + 2PO_4^{3-} <->.\ Fe_3(PO_4)_2$$

Het Koelbroek is gelegen op de overgang van het Midden-naar het Laagterras. Het gebied is over het algemeen zeer nat: het grootste gedeelte van het jaar staat het water boven het maaiveld. De roestbruine kleur van het water duidt op ijzerrrijke kwel en op veel plaatsen drijft een ijzerbacterievlies op het water of komt uitgevlokt ijzer voor. Het kwelwater komt uit het hoger gelegen Middenterras en langs de steilrand vindt afstroom en inzijging van oppervlaktewater plaats. Op het zuidwestelijk gedeelte van het Middenterras vinden landbouwactiviteiten plaats, wat eutrofiëring via afstroom en grondwateraanvoer in het Koelbroek kan veroorzaken. Het noordwestelijk gedeelte van het Middenterras is bebost.
Grondwaterstandsdalingen in de omgeving hebben het Koelbroek doen verdrogen: het middengedeelte is nog steeds nat terwijl met name de westelijke rand is verdroogd. Oostelijk van het Koelbroek loopt de Everlosche beek. De invloed van deze beek is tweeledig:

- de beek heeft een drainerend effect op het gebied;
- in perioden van hoge waterafvoer inundeert nutriëntenrijk (stikstof, fosfaat en sulfaat) beekwater in het Koelbroek, waardoor gebiedsvreemd (Maas)water wordt aangevoerd, wat tot eutrofiëring van het gebied kan leiden (Smolders & Roelofs, 1995; Lamers et al., 1996, 1997; Roden & Edmonds, 1997).

Hierdoor is na de aanleg van de Everlosche beek het karakter van het gebied sterk veranderd. Het open water met de aanwezige verlandingsvegetatie in het centrum is verdwenen, waardoor grote veranderingen in flora en fauna optraden. Het open water verlandde tot een wilgenbroek met een monotone liesgras vegetatie (Roelofs *et al*., 1974; Coolen, 1993).

3.2 Vraagstelling

In de herstelmaatregelen genoemd in Hoofdstuk 1 wordt gestreefd naar broekbos met daarin plantengemeenschappen van open water en verlandingsgemeenschappen (zie 1.2.3 en ook 1.4.2). Om tot deze natuurdoeltypen te komen dienen maatregelen uitgevoerd te worden zoals genoemd in Hoofdstuk 7. Herstelmaatregelen naar de vorming van open water kunnen zijn:

- Opstuwen van het waterpeil. Ophoging van de oevers van de Everlosche beek leidt tot waterconservering in het gebied en uitsluiting van Maaswater. Wat zijn de gevolgen voor de hydrologie en -chemie? Deze maatregel is in november 1997 uitgevoerd.
- Uitbaggeren, waardoor nutriënten worden afgevoerd en versneld een situatie met open water ontstaat, waarna de successie opnieuw kan beginnen. Wat zijn hierbij de belangrijkste hydrochemische processen?Voorwaarde hierbij is het verleggen van de beekloop om beekinvloeden te voorkomen.

3.3 Materiaal en Methode

3.3.1 Raaien en Plots

In november 1996 zijn in het gebied 6 raaien uitgezet, loodrecht op de beek op ongeveer gelijke afstand van elkaar en verspreid over het hele onderzoeksgebied. In totaal zijn 26 monsterpunten geselecteerd. Het grootste deel van deze punten ligt in het “Beekdal-Elzenbroek ”(*Carici elongatae -Alnetum)* maar alle “natte ”terrestrische vegetatietypen zijn in meer of mindere mate vertegenwoordigd (Boxman *et al*., 2000). De bemonstering van het Koelbroek vindt plaats langs de raaien uit figuur 2.3, met die modificatie dat raai IV niet wordt bemonsterd omdat deze dicht bij raai V ligt met een zeer vergelijkbare vegetatie. Daarentegen zijn twee monsterpunten aan de noord-oostzijde toegevoegd, nl. VII-1 en VII-2.
Bij de start van dit project in januari 1997 zijn de kades aan de westkant van de beek erg laag en stroomt beekwater tussen punt III-5 en V-5 het broek in en stroomt bij punt VII-2 weer terug in de beek. In november 1997 is herstelfase I voltooid en zijn de kades opgehoogd, waardoor geen beekwater meer het gebied in kan stromen. Op drie locaties in de nieuwe kade zijn PVC afvoerbuizen geplaatst waardoor bij hoge waterstanden, water vanuit het broek de beek in kan stromen. Aan de beekzijde zijn deze afvoeren voorzien van een terugslagklep. Dit betekent echter, dat bij hoog peil in de beek de terugslagklep gesloten blijft en zich water in het broek kan. Hydrologie en hydrochemie 37 ophopen. In het voorjaar van 2001 zijn nieuwe, verlaagde afvoerbuizen geplaatst en wordt een variabel beekpeil toegepast: lage waterstanden in de zomer/herfst, waardoor de bodem van het Koelbroek droog kan vallen en hoge waterstanden in de winter/voorjaar, waardoor het broek nat blijft. Op ieder monsterpunt zijn, op grond van het bodemprofiel, twee peilbuizen in januari en februari 1997 geplaatst. Een korte peilbuis is geplaatst in de venige-sliblaag boven de waterkerende kleilaag op ca. 50 cm onder maaiveld, de lange peilbuis is geplaatst op ca. 50 cm onder de waterkerende laag. Voor een uitgebreide beschrijving van de bodemprofielen in 1997 zie Boxman *et al*., 2000. Uit het verschil in stijghoogte tussen de korte en lange peilbuis is de kweldruk of wegzijging op ieder monsterpunt bepaald. Op ieder monsterpunt zijn verder twee lysimeters op ca. 50 cm onder maaiveld geplaatst voor bemonstering van het bodemvocht. Per monsterpunt worden de waterstanden in de peilbuizen opgenomen ter indicatie van kweldruk of wegzijging. Chemische analyses worden uitgevoerd van het grondwater uit de diepe peilbuis, het bodemvocht op 50 cm (lysimeters) en het oppervlaktewater. Bemonstering van de peilbuizen vindt plaats één dag nadat deze zijn leeggepompt, de bemonstering van de lysimeters vindt plaats met behulp van vacuüm getrokken injectiespuiten (zie 3.3.2).

3.3.2 Bemonsteringsmethode

Het nemen van ijzerrijke (water)monsters onder anaërobe omstandigheden dient zeer zorgvuldig te geschieden. Zodra zuurstof aanwezig is vindt de volgende reactie plaats:

$$4Fe^{2+} + O_2 + 8OH^- + 2H_2O <-> 4Fe(OH)_3 \quad (3.\ 2)$$

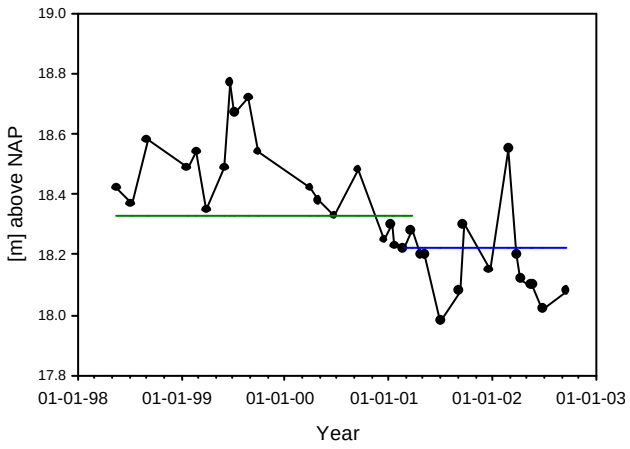
waarbij ijzer neerslaat en verzuring en verlies aan alkaliniteit optreedt.

Monstername geschiedde zoveel mogelijk onder anaërobe omstandigheden zoals met stikstof geflushte monsterflessen of met vacuüm getrokken injectiespuiten. Voor de bepaling van het sulfidegehalte werden de genomen watermonsters direct in het veld gefixeerd met SAOB en na terugkomst in het lab meteen gemeten. Van de verzamelde watermonster worden één dag na bemonstering de pH en alkaliniteit -door titratie met HCl tot pH=4.2 - en de extinctie bij 450 nm bepaald. Hierna wordt aan ieder monster citroenzuur toegevoegd om het neerslaan van ijzer te voorkomen (0. 1 ml van een 150 mM citroenzuuroplossing per 25 ml monster). De monsters worden bij ca. 4° C bewaard tot aan verdere analyse.
De analyses worden uitgevoerd zoals beschreven door Van Dijk en Roelofs (1988). De ortho-fosfaat en chloride concentratie worden gecorrigeerd voor achtergrondkleur met behulp van de extinctie bij 450 nm:
$[PO_{4\ (corr)}^{3-}] = [PO_4^{3-}]-(3,28*E450)$
$[Cl^-_{(corr)}]=[Cl^-]-(387*E450)$

3.3.3 Verwerking van de gegevens

De meetgegevens werden gepooled tot drie subsets: 1. De oorspronkelijke situatie in 1997 tot het ophogen van de kades in november; 2. De periode met constant peilbeheer wat leidde tot zeer hoge waterstanden en duurde tot maart 2001; 3. De periode met een variabel peibeheer met droogvallen van de bodem in de zomer/ herfst.
De ruimtelijke variabiliteit van de meetgegevens werd met het softwarepakket SUR-FER (Keckler, 1995) bepaald via een Krigingmethode (Isaaks & Mohan Srivastava, 1989)waarbij via interpolatie een schatting werd gemaakt voor de waarden op de knooppunten van een over het gebied gelegd grid. Voor de langgerektheid van het gebied werd gecorrigeerd met een anisotropieratio en -hoek van 0. 5 resp. -25°.

3.4 Resultaten en discussie



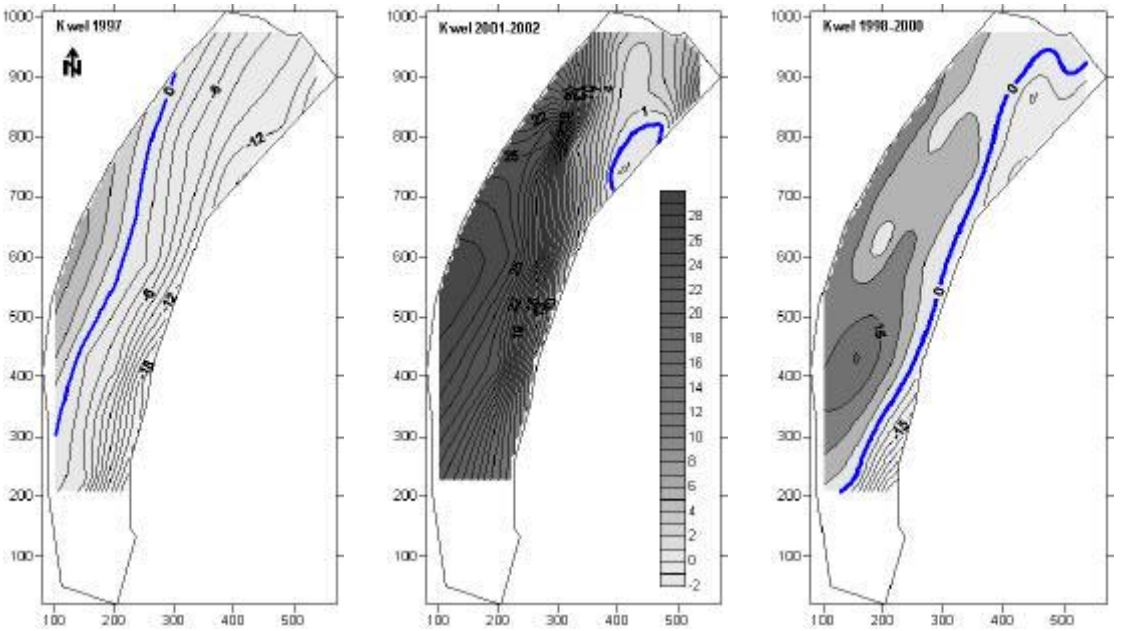
Figuur 3. 1 . De waterstand in de Everloschebeek [m NAP]. De linkerrechte geeft de hoogte van het oude uitstroomniveau uit het Koelbroek weer, de rechter het nieuwe niveau.

3.4.1 De Everlosche beek

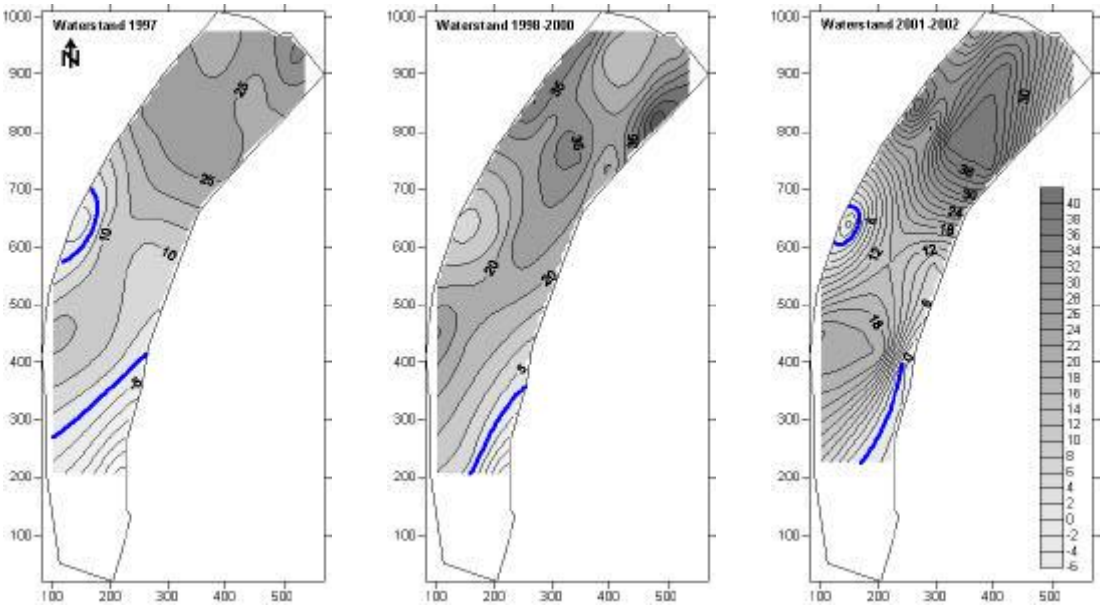
De Everlosche beek begint ten oosten van Beringe en mondt tussen Blerick en Grubbenvorst uit in de Maas en heeft een lengte van ca. 15 km. De beek wordt via een aanvoerleiding en een inlaatkanaal gevoed door water uit de Noordervaart (Maas). De bovenloop ligt voornamelijk in landbouwgebied terwijl de benedenloop ook door bosgebied stroomt. De beek is volledig genormaliseerd. Het debiet van de beek is vaak niet groot en variabel. In de zomermaanden wordt vaak Maaswater ingelaten om het waterpeil in de landbouwgebieden op peil te houden (Zuiveringschap Limburg, 2001).

Tabel 3. 1 De gemiddelde waterkwaliteit van de Everlosche beek gedurende 1997-2003 met de Maximaal Toelaatbare Risico norm (MTR, vierde nota waterhuishouding, 1999)

	µmol.l $^{-1}$	mg.l $^{-1}$	MTR
pH	7.41	-	-
NH_4	13	5.8 (Totaal-N)	2.2
NO_3	395		
Totaal-P	5.4	0.17	0.15
SO_4	786	76	100
Cl	1151	41	200
HCO_3	1634	-	-



Figuur 3. 2. Patronen van gemiddelde kweldruk [cm t. o. v. maaiveld] gedurende 1997--2002. De kweldruk is berekend uit het verschil in stijghoogte tussen de korte en lange peilbuis.

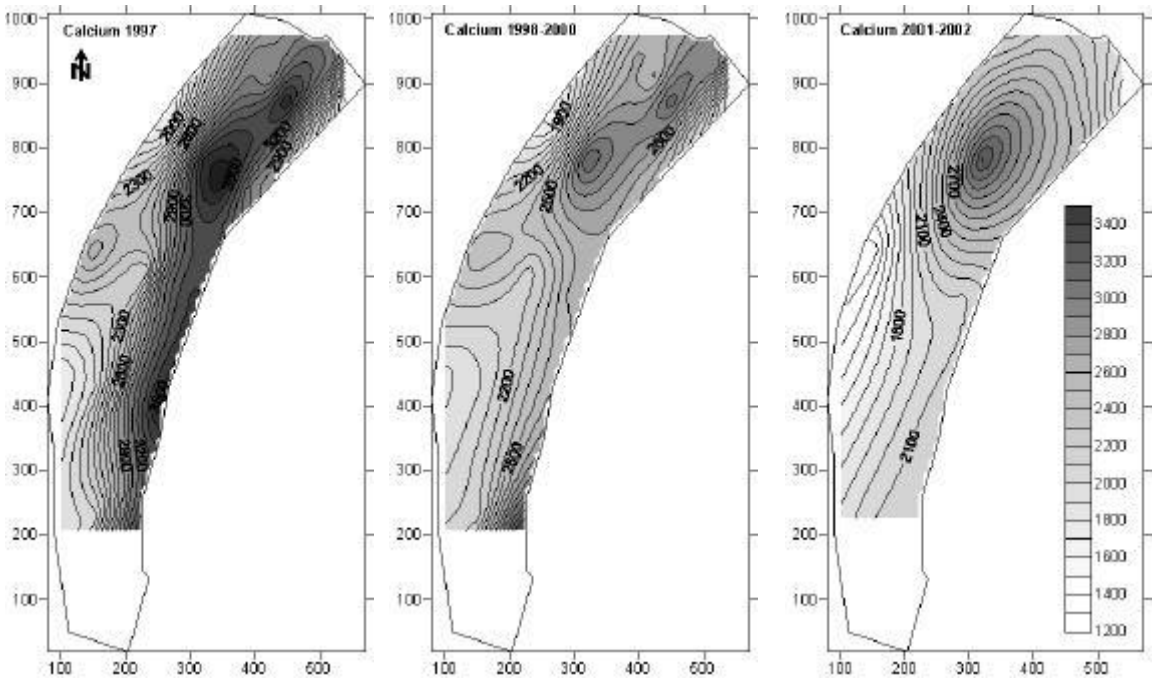


Figuur 3. 3. Patronen van gemiddelde waterstand gedurende [cm t. o. v. maaiveld] gedurende 1997-2002.

Het stikstofgehalte overschrijdt de norm fors, terwijl het fosfaatgehalte de norm licht overschrijdt. Het sulfaatgehalte is weliswaar hoog, maar overschrijdt de norm niet. In de periode tot voorjaar 2001 is het beekpeil dermate hoog dat de terugslagkleppen van de afvoeren niet open kunnen, waardoor ophoping van het water in het Koelbroek plaats vond. Na de aanpassing in 2001, in combinatie met variabel peilbeheer valt de bodem van het Koelbroek in de zomer/herfst droog en wordt weer nat in de winter/lente. Op deze manier wordt de vrij natuurlijke situatie benaderd (figuur 3. 1).

3.4.2 Hydrologie

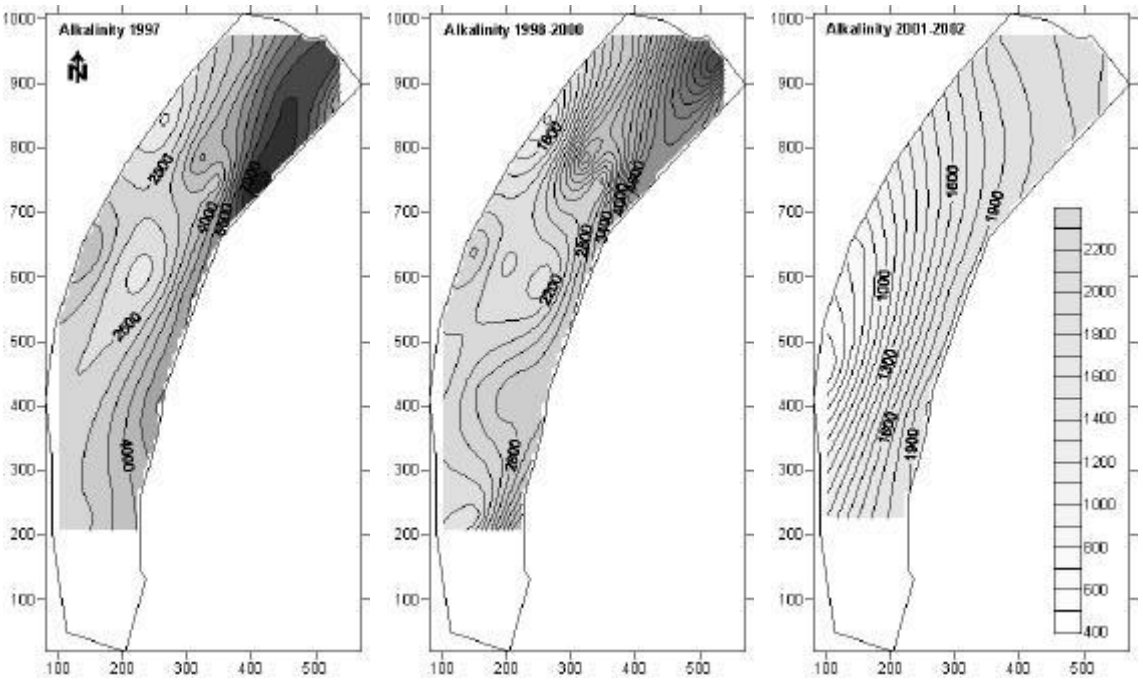
Grondwater
Het (grond)water stroomt van het Midden-naar het Laagterras en volgt de contouren van het Koelbroek. De isohypsen (verbindingen tussen punten met gelijke kweldruk of wegzijging) lopen nagenoeg parallel aan de Everlosche beek (figuur 3. 2). De kweldruk of wegzijging is berekend uit het verschil in stijghoogte tussen de ondiepe en diepe pijlbuis. De kweldruk is in 1997 het grootst nabij het Middenterras en gaat over in een gebied met wegzijging in de richting van de beek, waarbij de beek een sterke drainerende werking heeft.



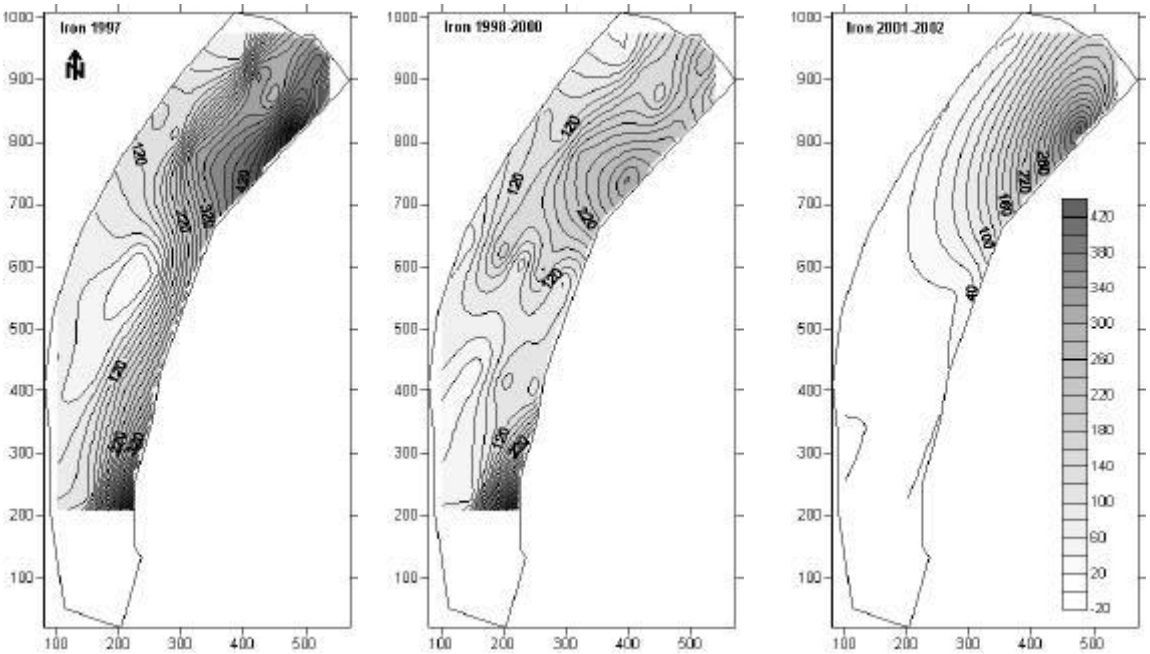
Figuur 3. 4. Patronen van de gemiddelde calciumconcentratie [µM] in het grondwater 1997-- 2002.

Het kwelgebied geeft slecht een indicatie waar de potentiële kweldruk het grootst is. Op welke plaats kwel werkelijk aan de oppervlakte treedt is afhankelijk van de dikte en porositeit van de kleilaag. Tevens vindt afstroom en inzijging vanuit het terras plaats, waardoor de locale mengeffecten op kunnen treden. In de periode 1998-2000 neemt de potentiele kweldruk, ondanks de zeer hoge waterstanden duidelijk toe en de overgang kwel/wegzijging verschuift naar de beek. In de periode 1998-2000 neemt de potentiele werkdruk, ondanks de zeer hoge waterstanden duidelijk toe en de overgang kwel/wegzijging verschuift naar de beek. In de periode 2001-2002 verschuift deze grens nog verder en is er slechts nog een klein gebiedje met wegzijging. Dit wordt veroorzaakt doordat 1998 tot 2003 waren relatief natte jaren zijn geweest in combinatie met een korte verblijftijd van het water in de bodem (lokale kwel). Tengevolge van het ophogen van de kades, het hoge beekpeil en de overvloedige neerslag is de waterstand in het gebied in de loop van 1998 geleidelijk gestegen. In

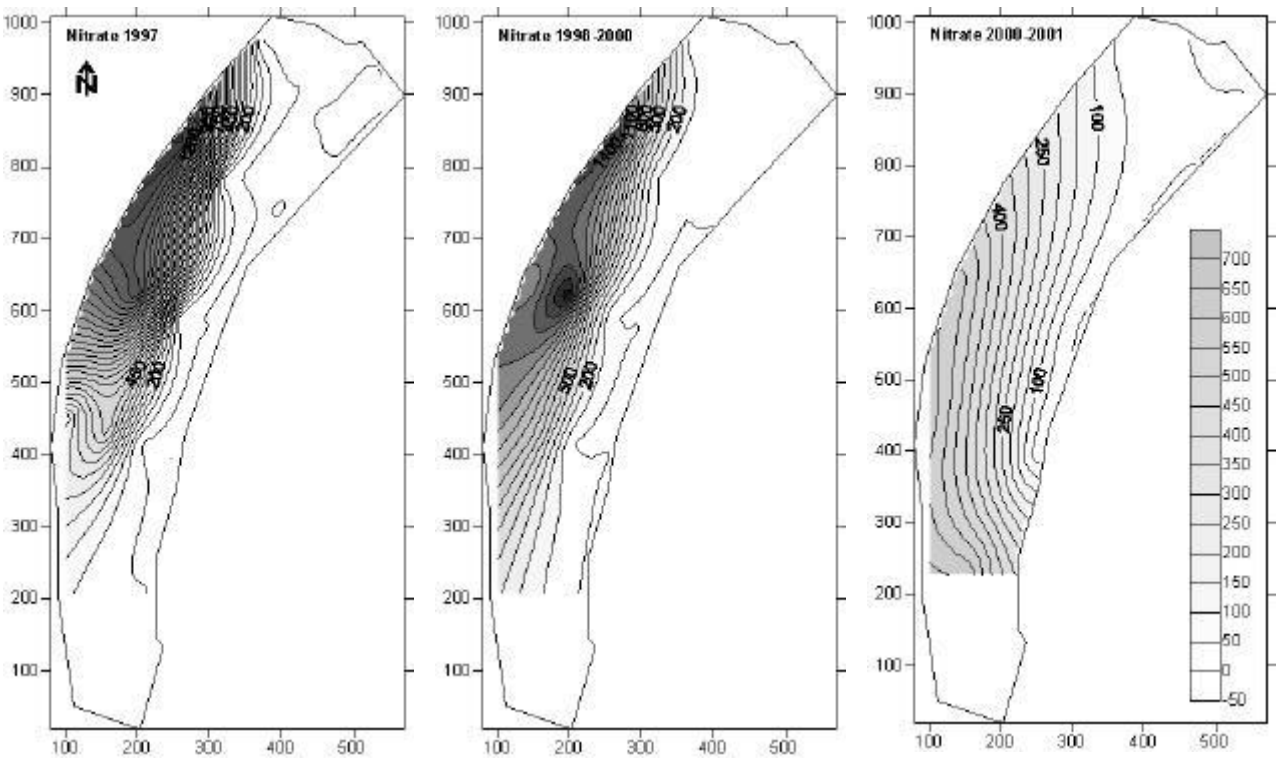
2000 zijn zeer hoge waterstanden gemeten en in de zomermaanden is de bodem niet meer drooggevallen.



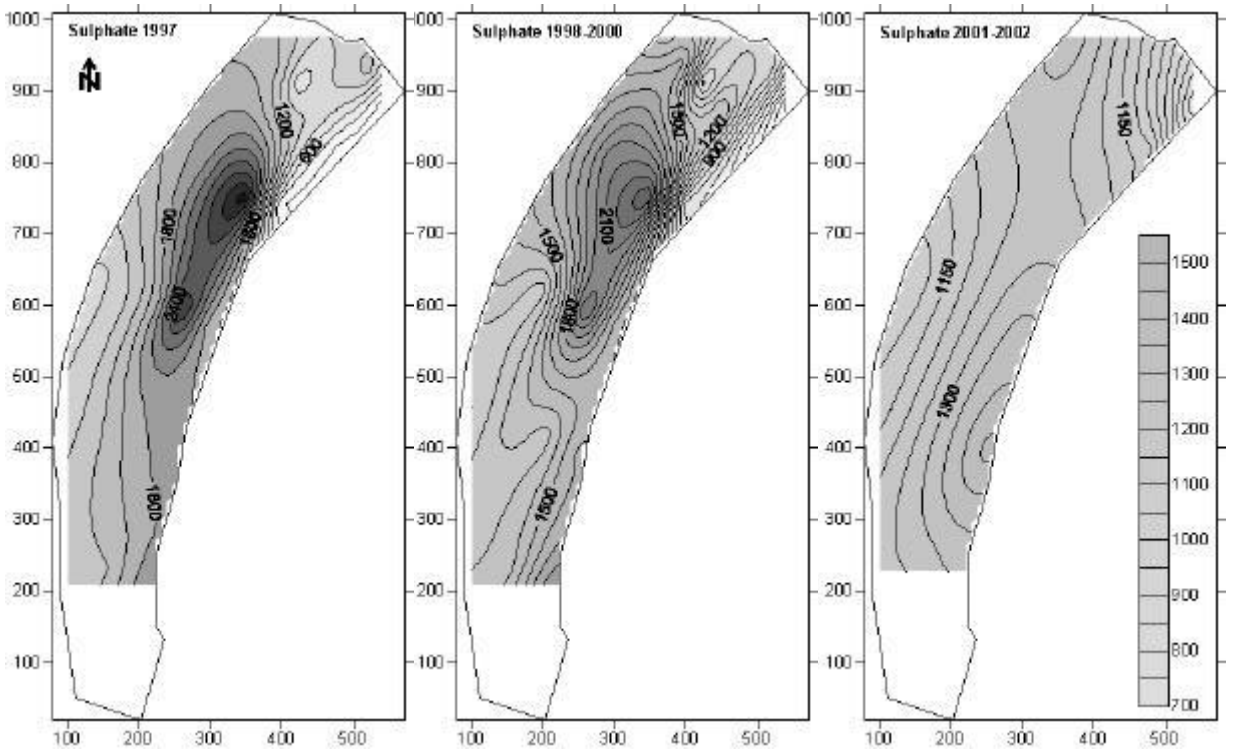
Figuur 3. 5. Patronen van de gemiddelde alkaliniteit=bicarbonaatconcentratie [µeq. l -1] in het grondwater 1997-2002



Figuur 3. 6. Patronen van de gemiddelde ijzerconcentratie [µM] in het grondwater 1997--2002.



Figuur 3. 7. Patronen van de gemiddelde nitraatconcentratie [µM] in het grondwater 1997-- 2002.



Figuur 3. 8. Patronen van de gemiddelde sulfaatconcentratie [µM] in het grondwater 1997-- 2002.

Op sommige locaties stond het water meer dan 50cm boven maaiveld (figuur 3. 3). Doordat er geen afvoer van water kon plaats vinden, is er een zone ontstaan waar geen of nauwelijks doorstroom plaats vond. Vooral in het gebied ten noorden van raai 3 ontstond een gebied met een stagnante waterlaag. In dit gedeelte van het gebied heeft zich in de loop van 1998 een dicht kroosdek (*Lemna minor)* kunnen ontwikkelen. Sinds het voorjaar van 2001 zijn de afvoeren verlaagd en wordt een variabel peilbeheer van de Everlosche beek toegepast, waardoor het gebied in de zomer/herfst droog valt.

Woekering van kroos wijst op een sterke, recente eutrofiëring. De aanwezigheid van Liesgras (*Glyceria maxima)* langs de beek komt al langer voor en wijst eveneens op eutrofiëring. Dit laatste doordat eutroof beekwater regelmatig overstroomde in een zone langs de beek. Als een gebied permanent onder water komt te staan leidt dat tot anaërobie en een daling van de redoxpotentiaal. Hierdoor gaan reductieve processen optreden waarbij eerst nitraat tot ammonium, vervolgens ijzer(III) tot ijzer(II) en daarna sulfaat tot sulfide wordt gereduceerd.

3.4.3 Hydrochemie

Grondwater
Vanuit het Middenterras wordt kalk-, ijzer-en bicarbonaatrijk circumneutraal (pH 6. 3-7. 4) grondwater aangevoerd (figuur 3. 4 t/m 3. 8). Het water bevat matig fosfaat en veel sulfaat. De ammoniumconcentratie is laag (<10 µM), terwijl de nitraat-concentratie nogal wat variatie vertoont. Opvallend hoge nitraatwaarden worden gevonden aan de westkant met name op die locaties die direct door achterliggende landbouwgronden worden beïnvloed (>1000 µM). In de jaren na 1997 wordt het grondwater armer aan voedingsstoffen, doordat het effect van korte, lokale kwel relatief groter wordt in natte jaren. Hoge sulfaatconcentraties in het kwelwater kunnen ontstaan in landbouwgebieden die geologisch van marine oorsprong zijn, en waar in het verleden pyrietbanken zijn afgezet. Wanneer nitraatrijkwater, als gevolg van uitspoeling uit landbouwgebieden, deze pyrietlagen passeert, vindt uitwisseling tussen nitraat en pyriet plaats, waarbij sulfaat ontstaat (Zie reactievergelijking 3. 3.).

Sulfaat is ook afkomstig van de zeer hoge atmosferische depositie van de laatste decennia en vervolgens via lokale grondwaterstromen is aangevoerd.

$$2FeS_2 + 6NO_3^- + 2H_2O <-> 3N_2 + 2FeOOH + 4SO_4^{2-} + 2H^+ \quad (3.\ 3)$$

Bodemwater
Het bodemwater bevat in vergelijking met het grondwater veel meer ijzer en sulfaat. Mogelijk gebeurt dit wanneer (nitraatrijk) grondwater een ijzersulfide of pyrietlaag passeert (zie reactievergelijking 3. 3), door atmosferische depositie van sulfaat of door verwering van het veen. Dit laatste kan ook de hogere ammonium-en kaliumconcentraties verklaren. Tot eind 1997 waren de kades van de beek zo laag dat sulfaat-en fosfaatrijkbeekwater bij hoog water zeer gemakkelijk het gebied in kon stromen. Het instroompunt was ongeveer bij meetpunt 35 en het uitstroompunt bij meetpunt 72. Ondanks de hoge sulfaatconcentraties zijn de sulfideconcentraties zeer laag. Kennelijk heeft het aanwezige reactieve ijzer een voldoende bufferende werking. Het ijzer in de kwel dat tijdens aerobe omstandigheden in de bodem als ijzeroxide wordt vastgelegd (Gleyverschijnselen) bindt fosfaat, waardoor het systeem vooralsnog matig voedselrijk blijft. De aangevoerde sulfaten komen vooral in de bodem en in het bodemvocht terecht. Bij stijgende temperaturen in de zomer vindt echter onder invloed van bacteriën sulfaatreductie plaats, waarbij in aanwezigheid van organische stof sulfide ontstaat. Sulfiden hebben een zeer grote affiniteit voor ijzer en zijn bovendien vele malen toxischer voor planten dan sulfaten. Sulfiden remmen de zuurstofafgifte en de voedingstoffenopname door de wortels. Er treedt groeiremming, chlorose en wortelrot op. Veel zeggen (*Carex sp.)* zijn zeer gevoelig voor sulfide (Lamers, 2001). Bij sulfaatreductie ontstaat ook bicarbonaat en dat heeft weer een stimulerende invloed heeft op de afbraak van organische stof, waardoor eutrofiëring verder toeneemt en het hele proces alleen maar wordt versterkt

(Smolders & Roelofs, 1995). In eerste instantie zal het gevormde sulfide worden gebufferd door reactief ijzer of ijzerverbindingen, waarbij aan ijzergebonden fosfaten in oplossing gaan. Dit proces wordt interne eutrofiering genoemd. Zolang er echter reactief ijzer aanwezig is, wordt alle giftige sulfide vastgelegd en blijft de fosfaatconcentratie relatief laag.

$4CH_2O$ (=org. stof) $+2SO_4^{2-} + H^+ <-> H_2S + HS^- + 2HCO_3^- + 2CO_2 + 2H_2O$ (3. 4)
$2FeOOH + 3HS^- <-> FeS + FeS_2 + H_2O + 3OH^-$

Uit de globale ruimtelijke patronen (figuren 3. 9 t/m 3. 14) blijkt dat de alkaliniteit na vernatting toeneemt. Bicarbonaat, dat verantwoordelijk is voor de waargenomen verandering in alkaliniteit, wordt gegenereerd bij sulfaat-en ijzerreductie (zie reactievergelijking 3. 4). Tegelijkertijd is een globale afname van de sulfaatconcentratie waarneembaar. Tengevolge van alkalinisering stijgt de pH tot ca. 7. 0. Omdat de bicarbonaatconcentratie stijgt, neemt onder anaërobe condities de mineralisatie toe waardoor de ammonium-en kaliumconcentratie stijgen. Al lange tijd is bekend dat hierdoor de ijzer-en fosfaatconcentraties kunnen stijgen (Khalid *et al.* , 1977; Ponnamperuma, 1984). Het nitraat gehalte vertoont daarentegen een daling als gevolg van nitraatreductie. Het concentratieverloop op de individuele meetpunten (figuren 3. 15 t/m 3. 22)vertoont een meer gedifferentieerd beeld. De effecten van vernatting komen ongeveer een jaar na de maatregel tot uiting. De effecten zijn grofweg te verdelen in effecten ten noorden en ten zuiden van raai 3. Het zuidelijke gedeelte heeft nog wat doorstroom van water, terwijl in het noordelijke gedeelte sprake is van vrijwel stagnant water. Vernatting van het zuidelijke gedeelte heeft daarom niet zulke desastreuze gevolgen, omdat de gevormde stoffen nog enigszins door kunnen spoelen. Op de meetpunten 11 t/m 35 stijgt de alkaliniteit onder anaërobe omstandigheden, evenals de pH, de ammonium-en kaliumconcentratie. In de meeste gevallen neemt de fosfaat –en ijzerconcentratie ook toe, maar echter niet ze sterk als in het noordelijk gedeelte. Als gevolg van sulfaatreductie neemt de sulfaatconcentratie af en is er in het bodemvocht nauwelijks sulfide aanwezig. In het noordelijke gedeelte, meetpunten 61 t/m 72, is de verandering in alkaliniteit wat geringer en blijft de pH ongeveer gelijk. De sulfaatconcentraties in het bodemvocht zijn in dit gedeelte lager, waardoor er minder sulfaatreductie zal optreden en waardoor er dus minder alkaliniteit gegenereerd zal worden en de pH ook minder zal stijgen. Er vindt een sterke stijging van de fosfaatconcentratie plaats, behalve op meetpunt 72. Opvallend is de daling van de ijzerconcentratie. Mogelijk hangt dit samen met de vorming van ijzerfosfaat-en ijzersulfidecomplexen. De fosfaatconcentraties zijn over het algemeen hoog.
Na aanpassing van de afvoer in combinatie met een variabel peilbeheer in het voorjaar van 2001 wordt de oorspronkelijke situatie enigszins hersteld. Het gebied kan droogvallen in de zomer/herfst en weer vernatten in de winter/lente. In maart 2001 is het gebied grotendeels drooggevallen tot ca. –10 cm maaiveld. Dit betekent dat het oppervlaktewater met de daarin aanwezige elementen via de afvoerbuizen het gebied heeft verlaten.
Bij droogvallen van de bodem wordt de anaërobie opgeheven en kunnen allerlei oxidatieve processen plaats vinden. Omdat de meeste van de bovengenoemde reacties evenwichtsreacties zijn, zullen deze nu andersom verlopen: ammonium wordt geoxideerd tot nitraat, ijzer(II) tot ijzer(III), en sulfide tot sulfaat. De figuren 3. 15 t/m 3. 22 laten zien dat dit ook inderdaad gebeurt. Na het droogvallen wordt vaak een piek in de sulfaatconcentratie gemeten, wat veroorzaakt wordt door de oxidatie van pyriet en/of FeS:

$4FeS + 9O_2 + 10H_2O <-> 4Fe(OH)_3 + 4SO_4^{2-} + 8H^+$ (3. 5)

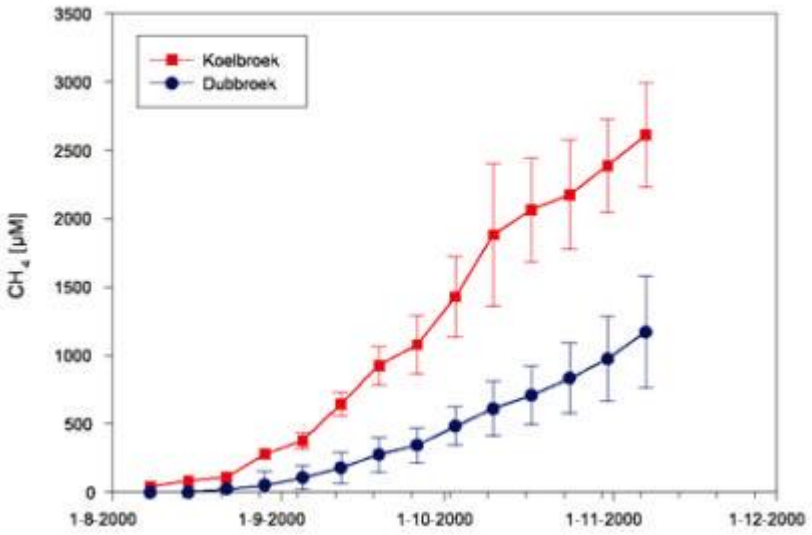
De ijzerconcentratie verandert niet veel, op een enkele piek na doordat de gevormde ijzerhydroxides zullen neerslaan in de bodem. Door het gevormde zuur dalen de alkaliniteit en pH, echter wat meer uitgesproken in de zuidelijke helft van het gebied. In de meeste gevallen daalt de fosfaatconcentratie door binding aan ijzerverbindingen zoals ijzer(III)fosfaat, ijzer(hydroxy)fosfaat en humus-ijzer- fosfaatcomplexen. Droogvallen stimuleert de mineralisatie, waardoor de ammonium- en

kaliumconcentratie toenemen. Vervolgens wordt ammonium genitrificeerd tot nitraat, waarbij de nitraatconcentratie toeneemt.
Her-vernatting in de winter 2001/2002 leidt opnieuw tot eutrofiëring zoals hierboven is beschreven, maar bij het opnieuw droogvallen in het voorjaar van 2002 kunnen opnieuw veel elementen via de afvoerbuizen het gebied verlaten. Na een aantal cycli zal de voedingstoestand van het gebied afnemen, waardoor de eutrofe-voedingstoestand zal overgaan in een meer mesotrofe-voedingstoestand.

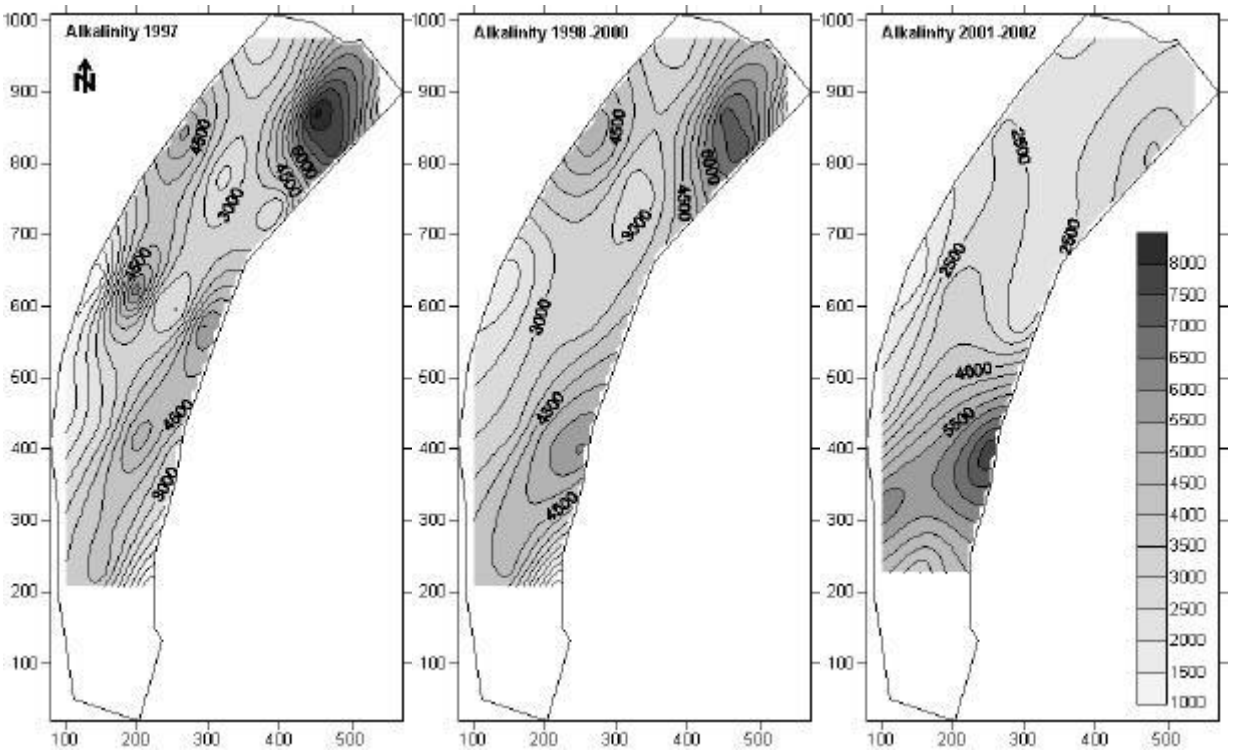
Oppervlaktewater
De concentratie van een element in de waterlaag wordt bepaald door de diffusie vanuit het bodemvocht en de aanvoer via instroom en/of neerslag. Dit maakt interpretatie vaak moeilijk. In het algemeen liggen de concentraties in het bodem- en oppervlaktewater in dezelfde orde van grootte en leiden veranderingen in het bodemvocht tot dezelfde veranderingen in het oppervlaktewater. Gedurende het groeiseizoen 2000 zijn op 6 verschillende tijdstippen sulfide bepalingen in het oppervlaktewater gedaan (figuur 3. 23). Hieruit blijkt dat van juni tot september hele

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \qquad (3.\ 6)$$
$$CH_3\,COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$$

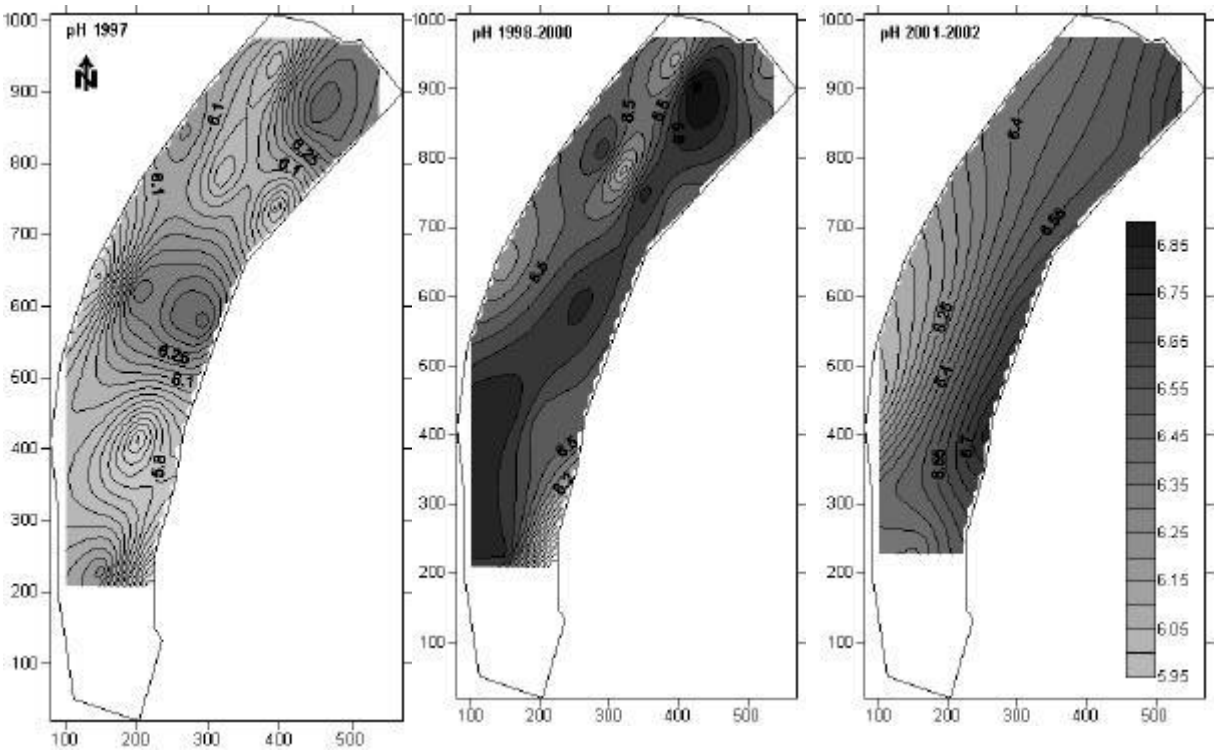
hoge sulfideconcentraties tot 750 µM kunnen voorkomen. De hoogste concentraties komen in de noordelijke helft van het gebied voor, samen met lage ijzer en hoge fosfaatwaarden. In deze periode was de kroosbedekking in de noordelijke helft nagenoeg 100%. Wanneer als gevolg van anaërobie de redoxpotentiaal nog verder daalt gaat methaangasvorming optreden (zie reactievergelijking 3. 6). Methaangas borrelt op uit de bodem en neemt bodemmateriaal mee, wat gaat drijven. In het noordwestelijk gedeelte van het gebied zijn hierdoor veel drijftil-achtige structuren ontstaan.



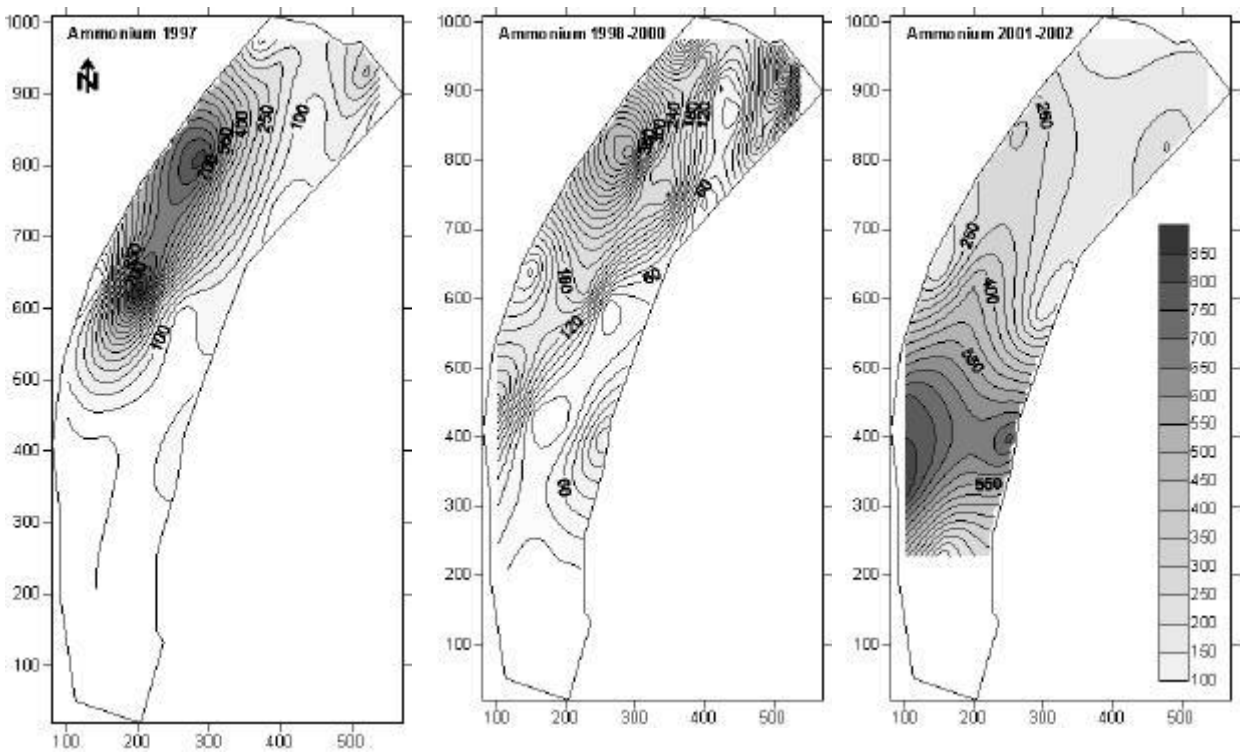
Figuur 3. 24. Methaanproductie in de bodem van het Dubbroek en Koelbroek in 2000.



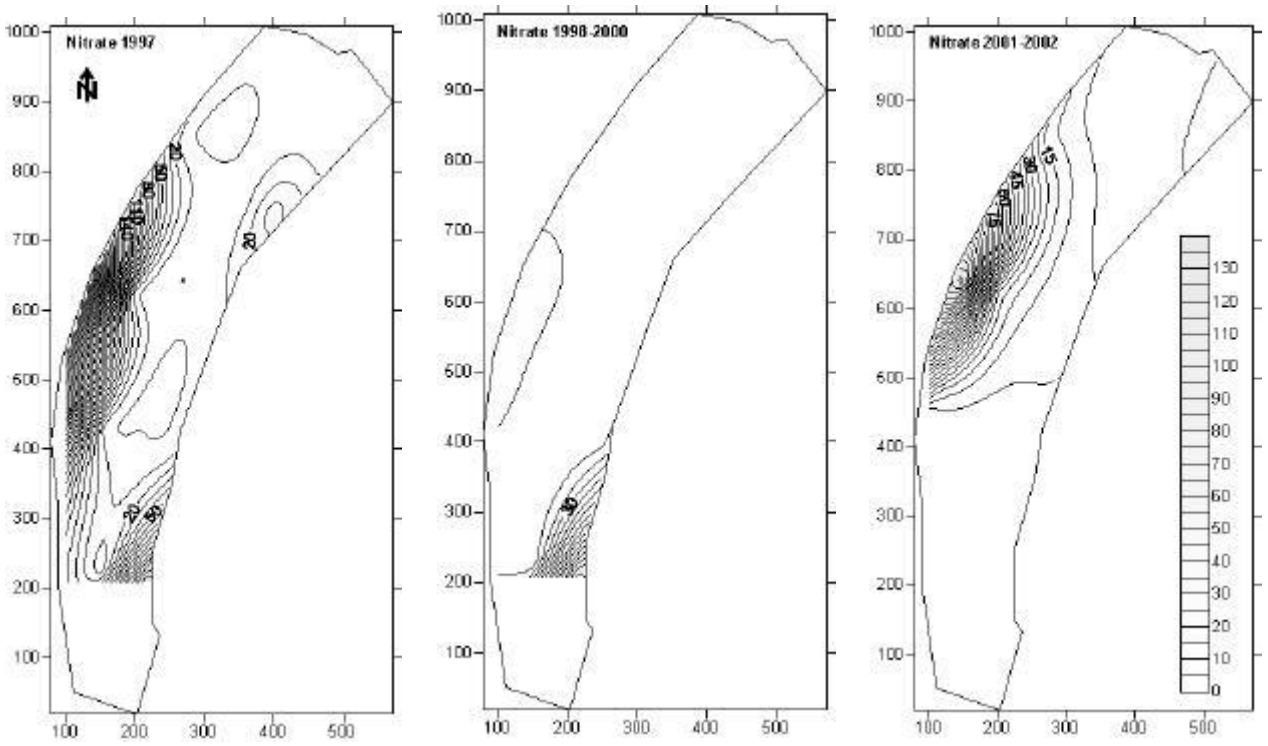
Figuur 3. 9. Patronen van de gemiddelde alkaliniteit [µeq. l^{-1}] in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



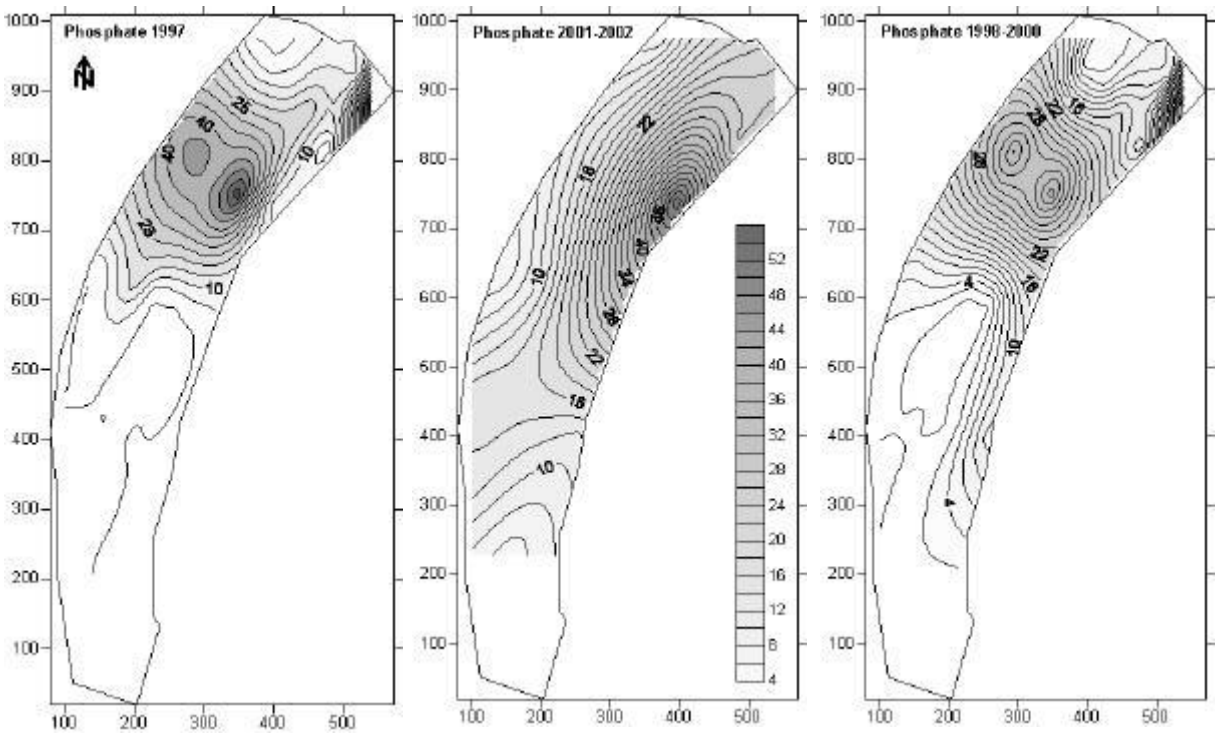
Figuur 3. 10. Patronen van de gemiddelde pH in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



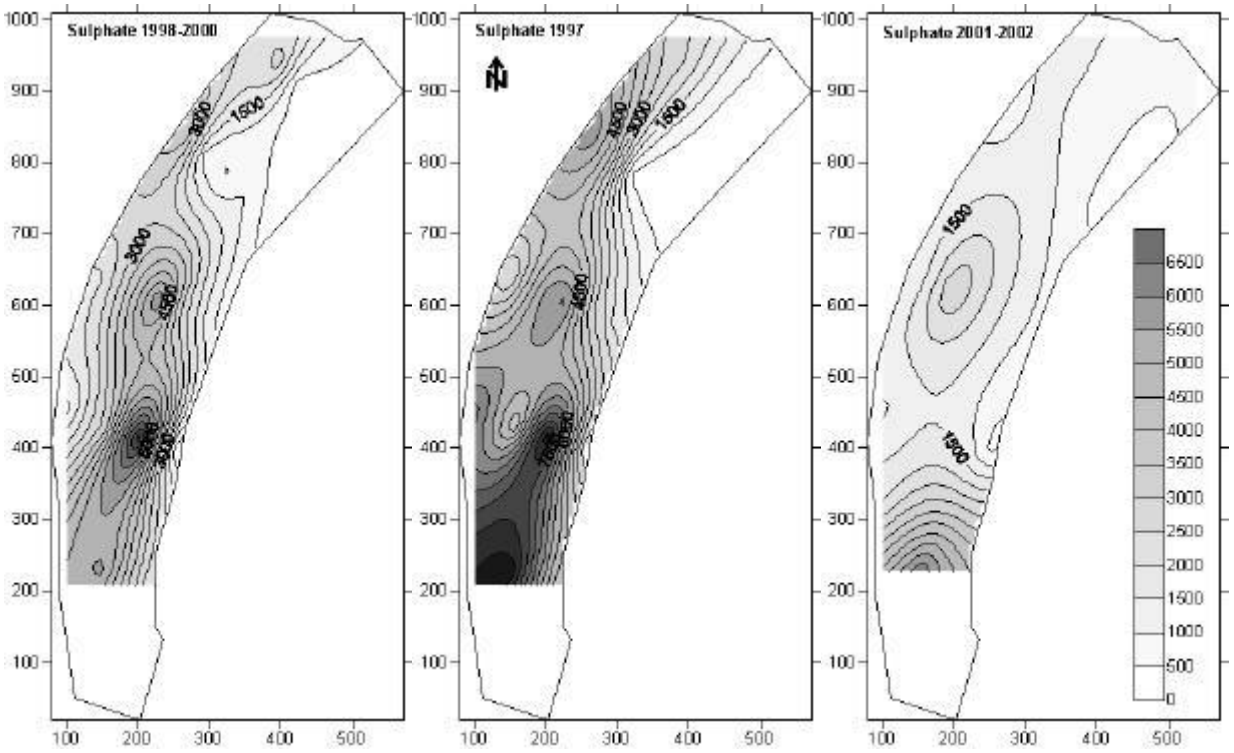
Figuur 3. 11. Patronen van de gemiddelde ammoniumconcentratie [µM] in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



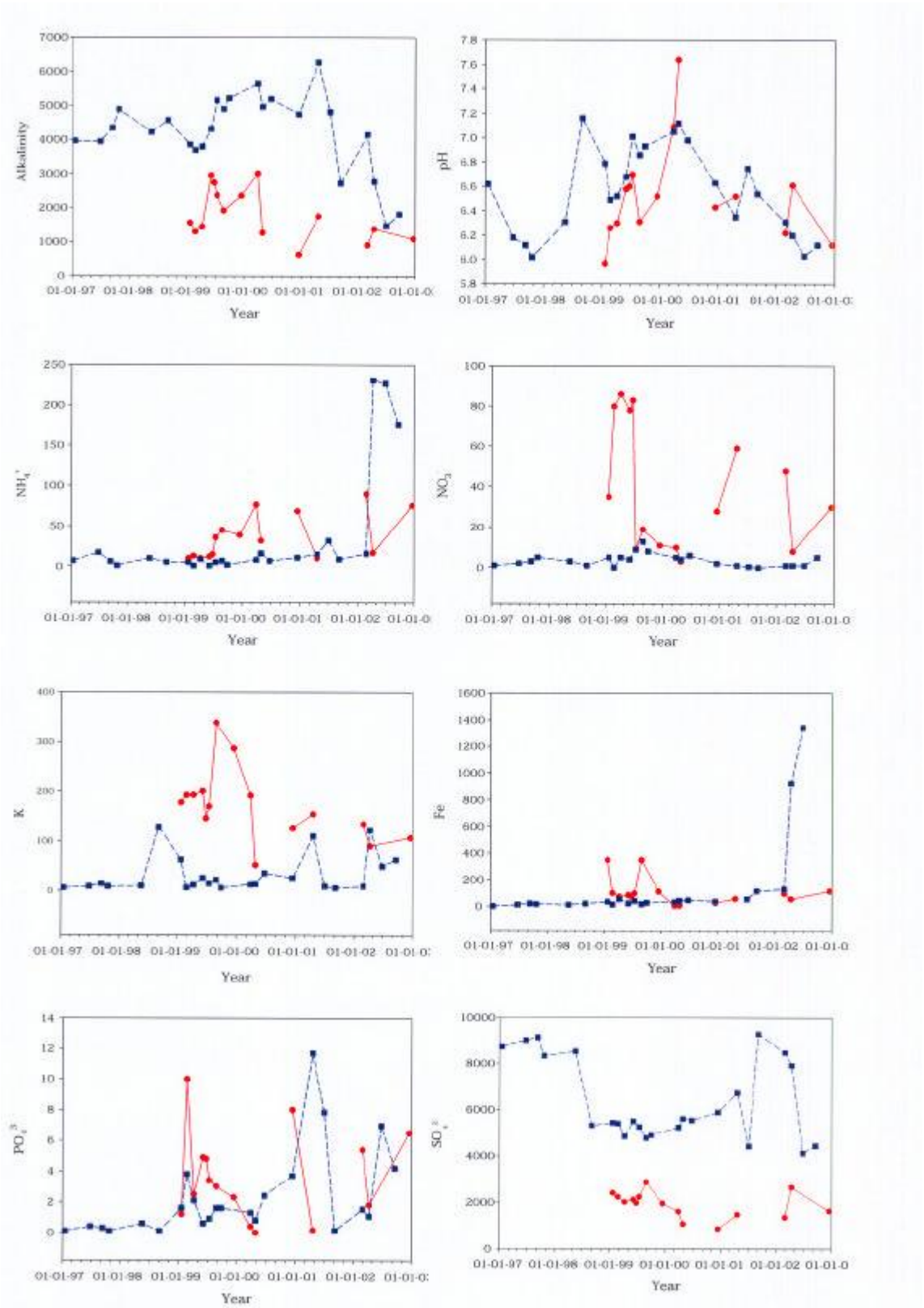
Figuur 3. 12. Patronen van de gemiddelde nitraatconcentratie [µM] in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



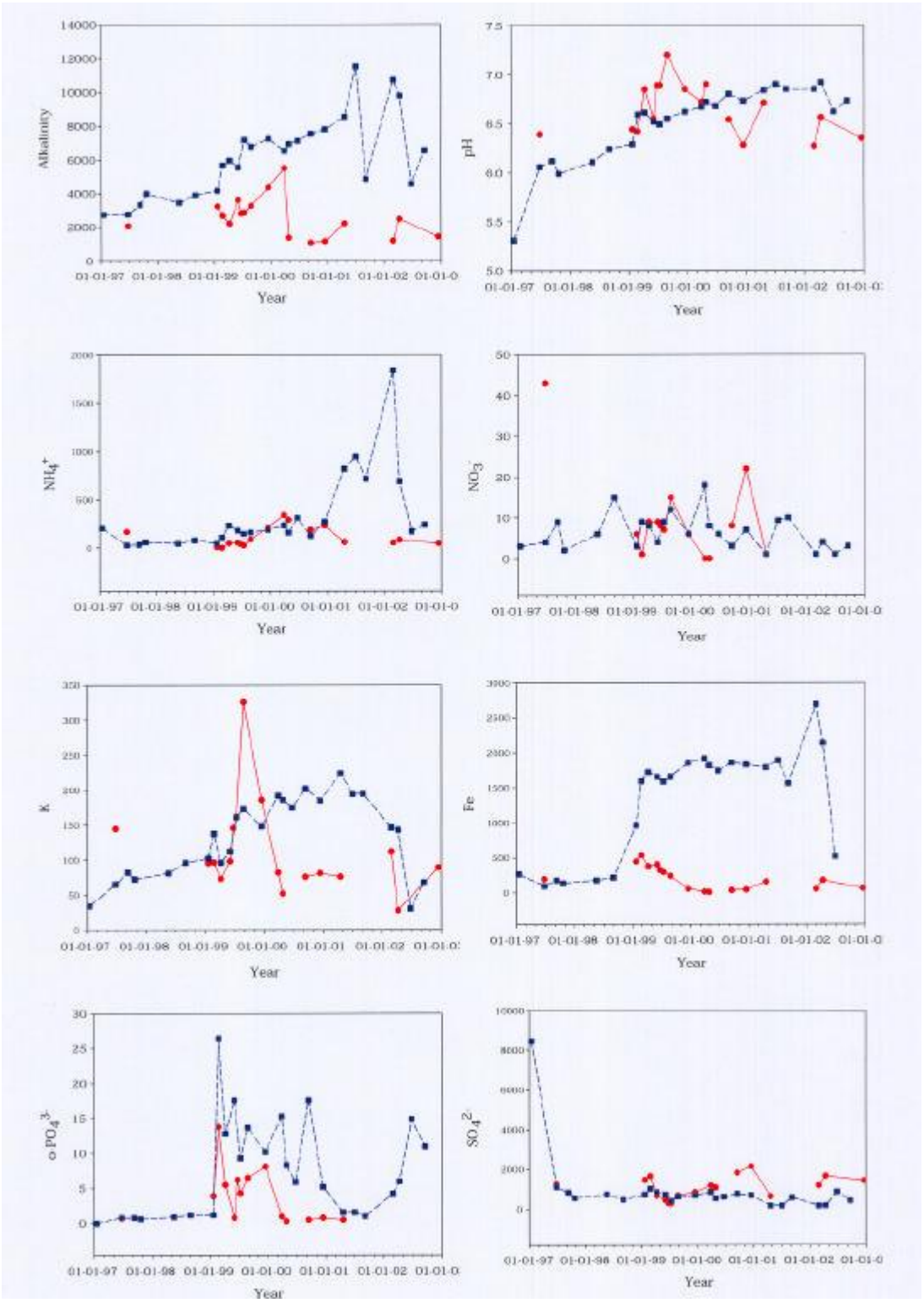
Figuur 3. 13. Patronen van de gemiddelde o-fosfaatconcentratie [µM] in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



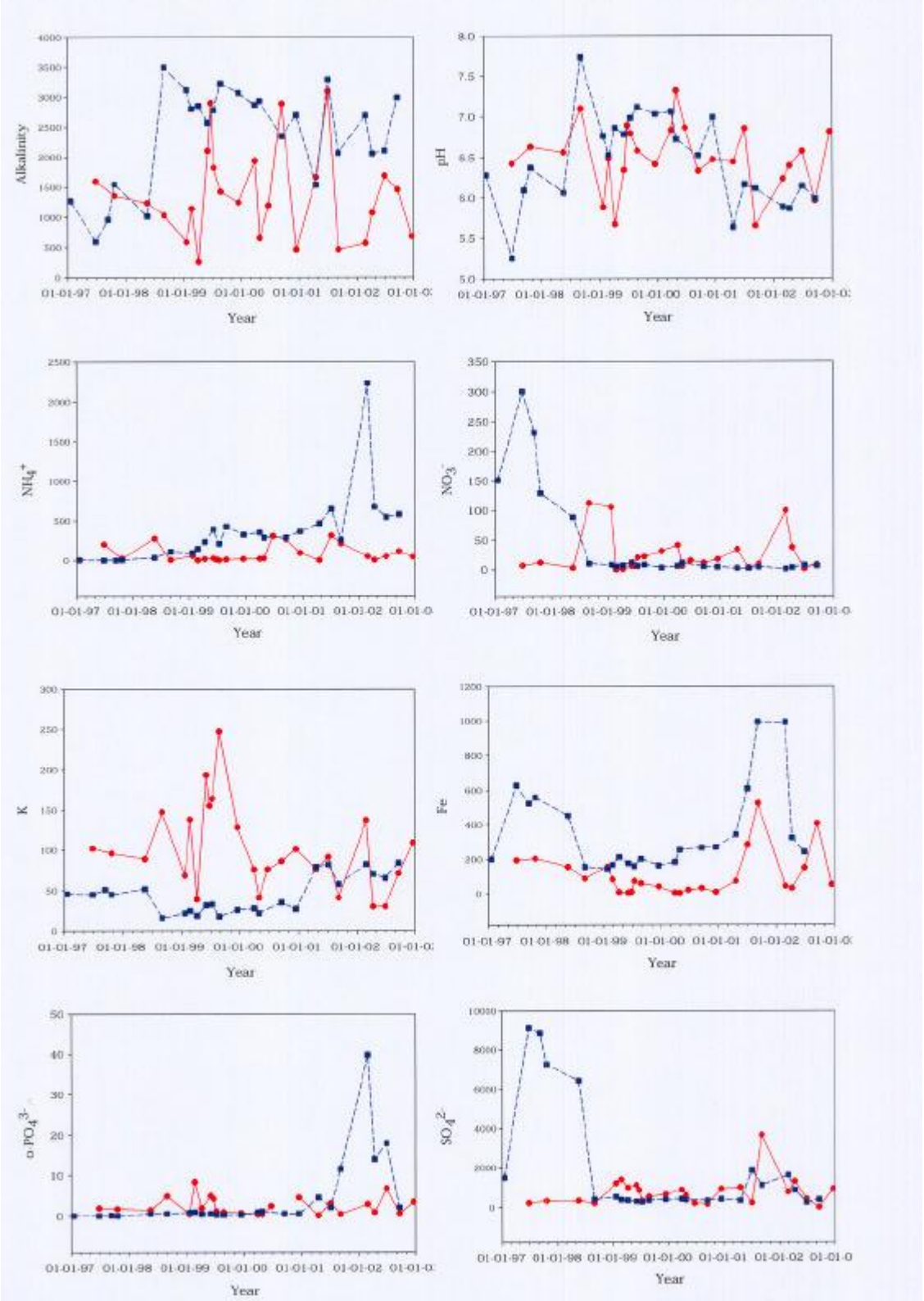
Figuur 3. 14. Patronen van de gemiddelde sulfaatconcentratie [µM] in het bodemvocht gedurende 1997-2002.



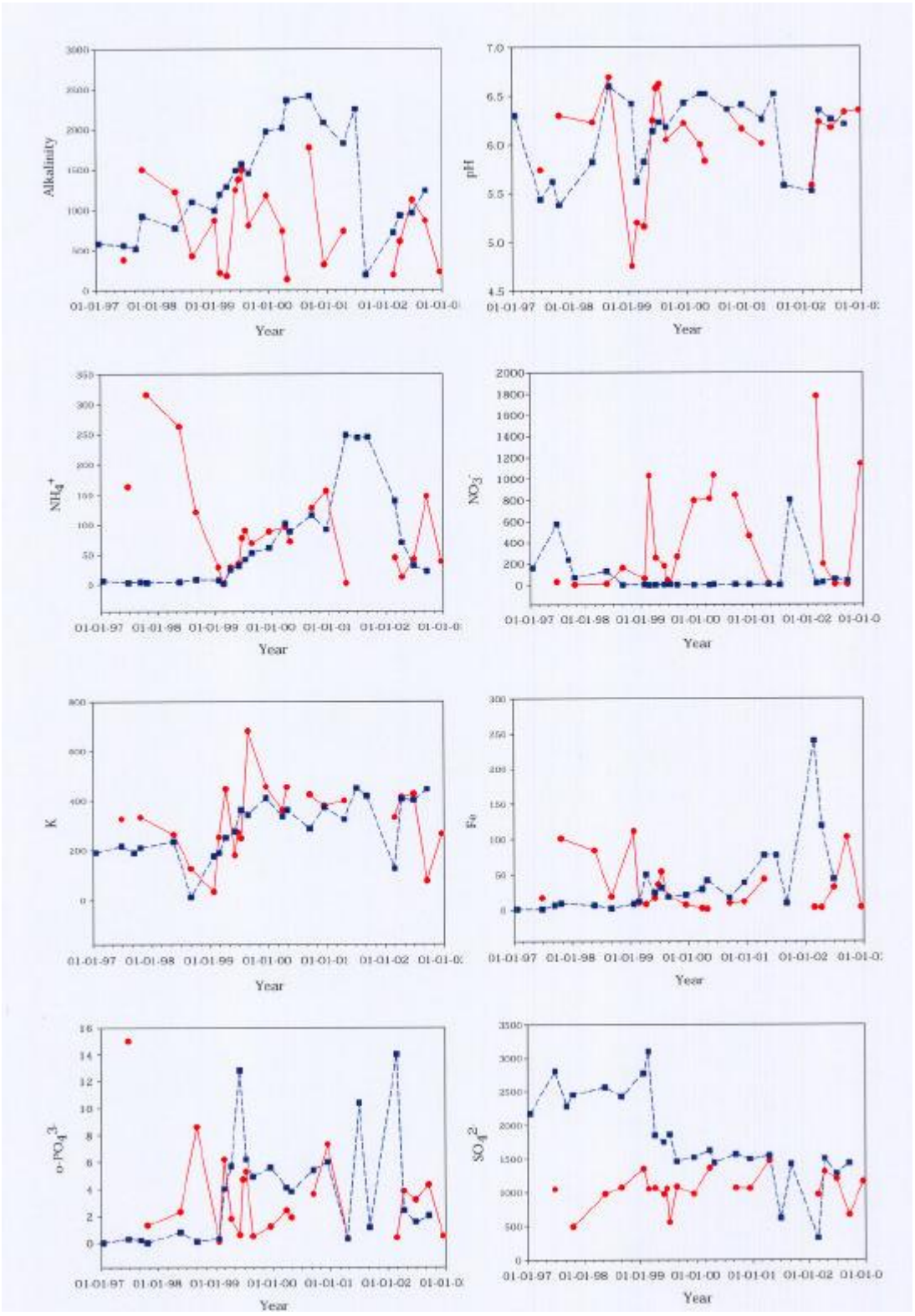
Figuur 3. 15. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦) van plot 11. Alkaliniteit in [µeq. l^{-1}] en concentraties in [µM]



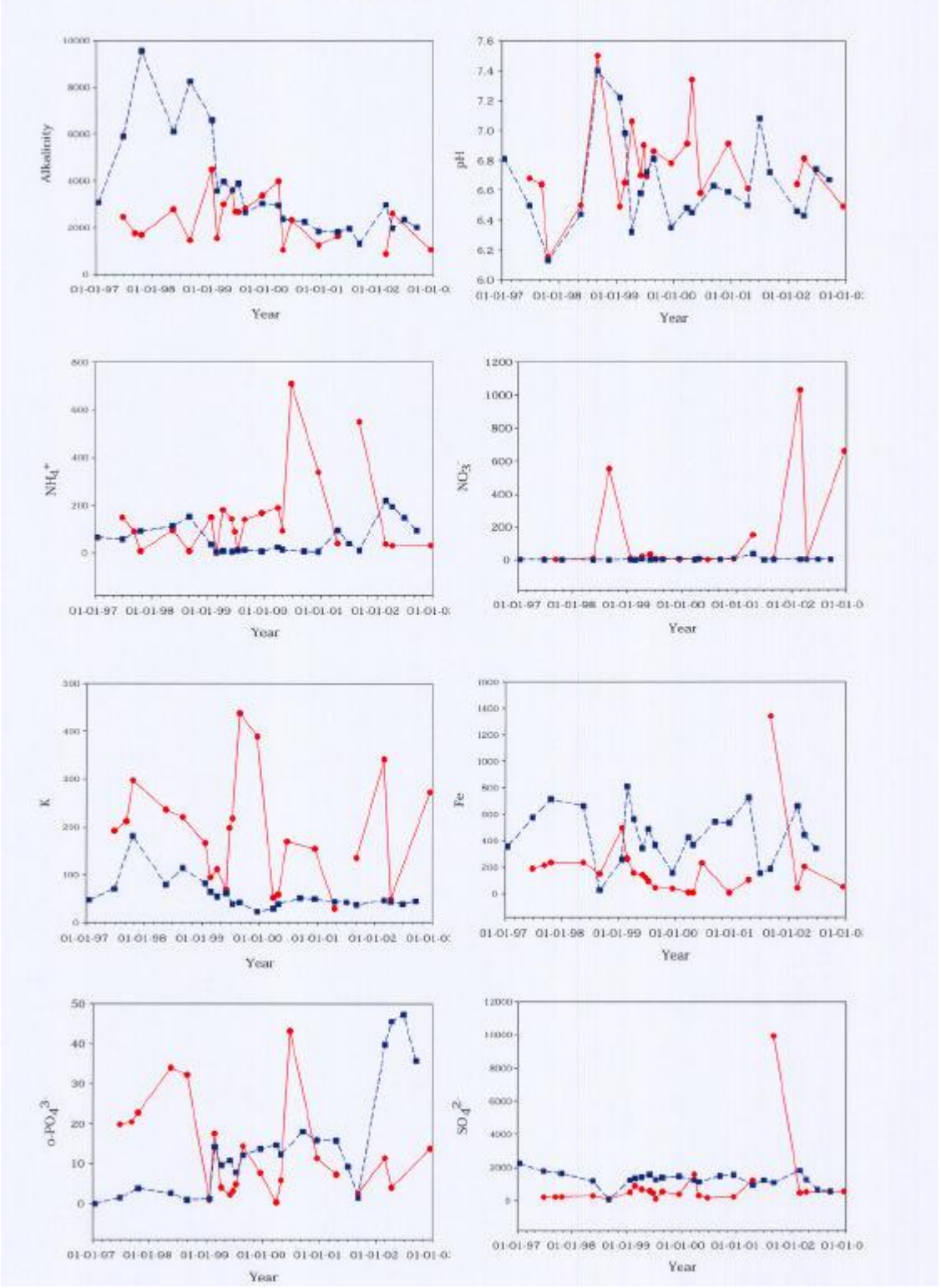
Figuur 3. 16. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦) van plot 21. Alkaliniteit in [µeq.l^{-1}] en concentraties in [µM]



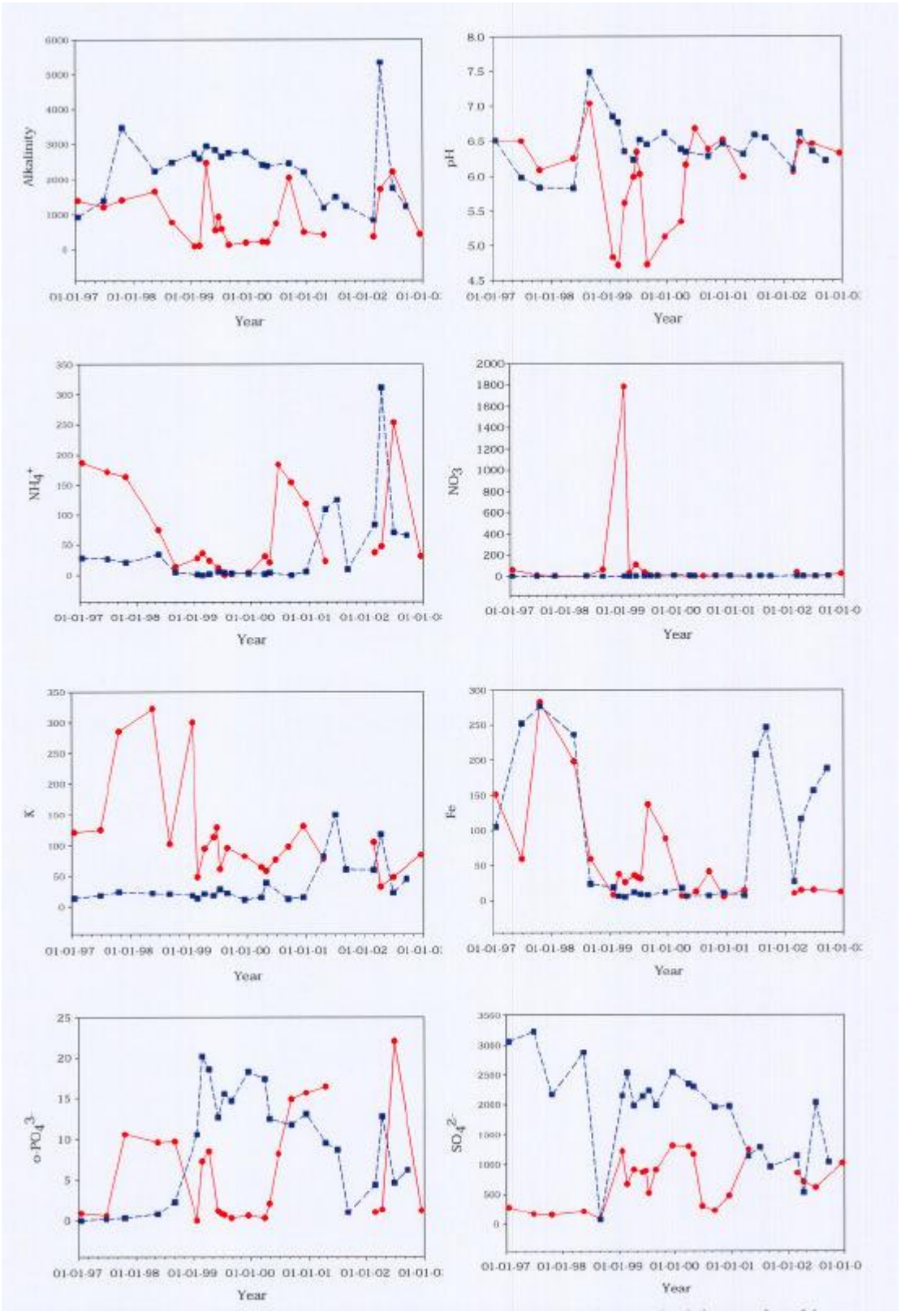
Figuur 3. 17. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦) van plot 24. Alkaliniteit in [µeq. l -1] en concentraties in [µM



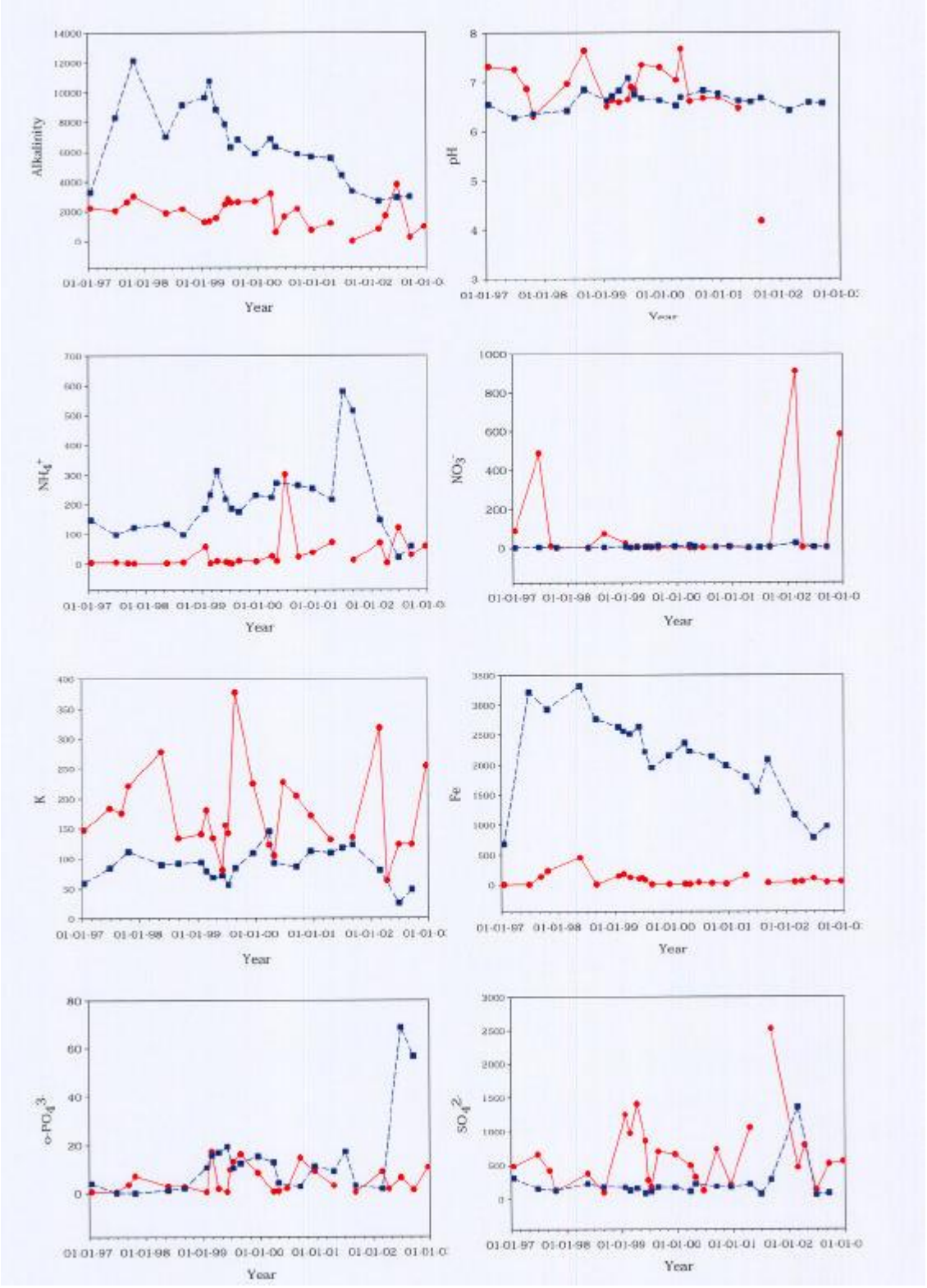
Figuur 3. 18. De concentratie in het oppervlakte water (?.) en bodemvocht (¦) van plot 31. Alkaliniteit in [µeq.l^{-1}] en concentraties in [µM]



Figuur 3. 19. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦)van plot 35. Alkaliniteit in [µeq.l^{-1}] en concentraties in [µM]

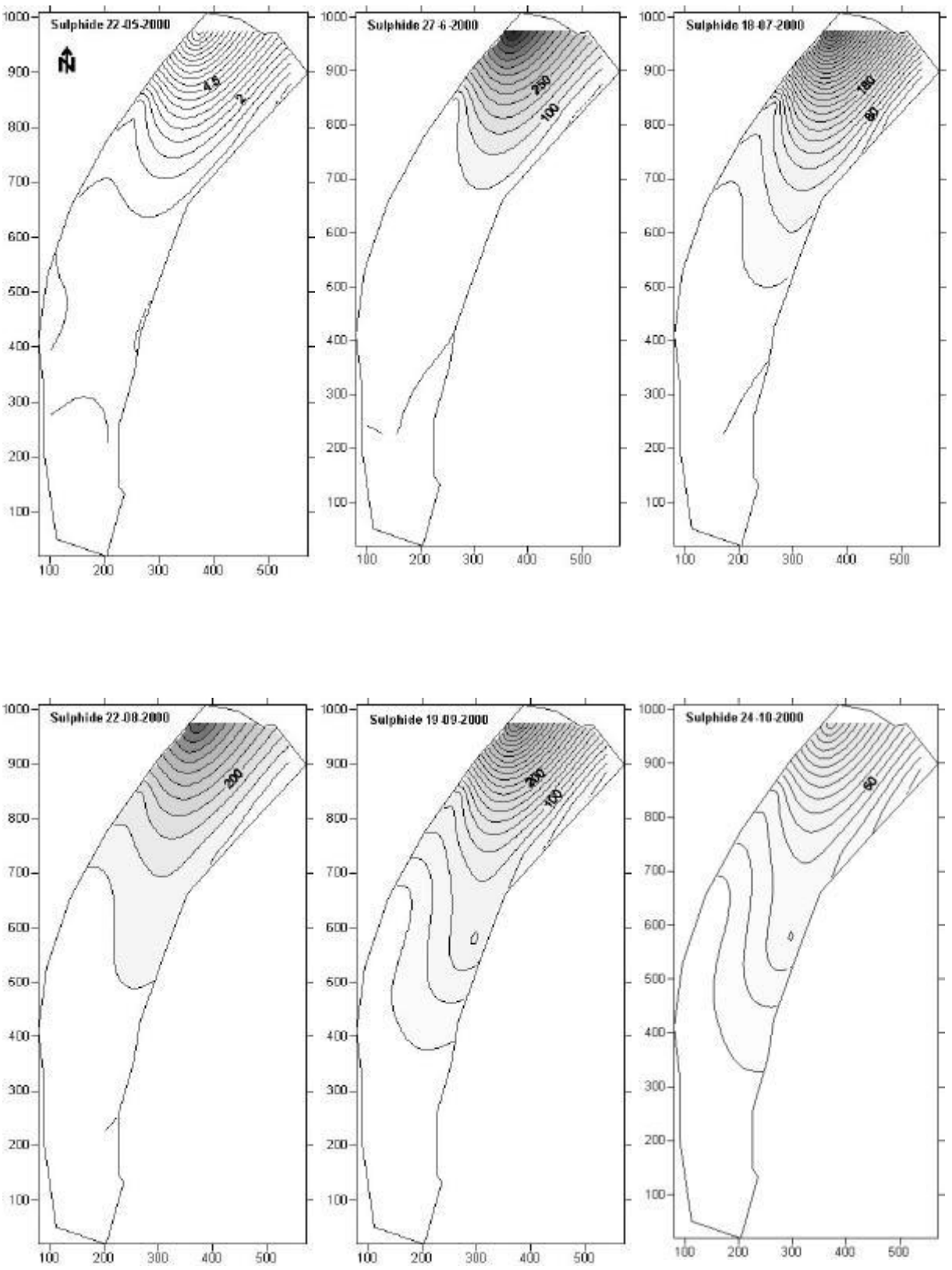


Figuur 3. 20. De concentratie in het oppervlakte water (.) en bodemvocht (¦)van plot 61. Alkaliniteit in [µeq. l -1] en concentraties in [µM



Figuur 3. 21. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦) van plot 65. Alkaliniteit in [µeq. l $^{-1}$] en concentraties in [µM]

Figuur 3. 22. De concentratie in het oppervlakte water (?) en bodemvocht (¦) van plot 72. Alkaliniteit in [µeq. l^{-1}] en concentraties in [µM]



Figuur 3. 23 Patronen van de gemiddelde sulfideconcentratie [µM] gedurende mei tot oktober 2000.

3.5 Conclusies

3.5.1 Hydrologie

Was er in 1997 slechts sprake van een klein gebied met een positieve kweldruk, na een aantal natte jaren (1998-2002) heeft het gebied met kwel zich uitgebreid tot vrij wel het hele terrein. Dit betekent dat het Koelbroek onder normale omstandigheden gewaarborgd is van voldoende aanvoer van kwelwater. Het kwelwater heeft een relatief korte verblijftijd in de bodem en is dus deels afhankelijk van de weersomstandigheden. Het gaat hier echter om de potentiële kweldruk. Neemt de waterstand toe dan zal de tegendruk ook toenemen, waardoor minder kwel het gebied kan bereiken. Het kwelwater wat deze bossen typeert is voedselarm, maar calcium-en ijzerrijk. Minder kwel betekent ook minder aanvoer van ijzer, waardoor minder fosfaten worden gebonden en het systeem kan eutrofiëren. Het aangevoerde grondwater bevat echter ook grote hoeveelheden sulfaat en op sommige plaatsen ook nitraat. Ophoging van de kades van de beek heeft geleid tot het uitsluiten van sulfaat-en fosfaatrijk beekwater maar ook tot een aantal jaren met een permanent hoge waterstand, zowel in de zomer als in de winter. Ongeveer één jaar na de vernatting is, vooral in het noordelijke gedeelte van het gebied, een permanente, stagnante waterlaag ontstaan, waarin zich een dichte krooslaag heeft kunnen vestigen.

3.5.2 Hydrochemie

De permanent hoge waterstand heeft tot een sterke eutrofiering geleid. Enerzijds door toegenomen alkalinisatie en anderzijds door accumulatie van voedingsstoffen doordat er geen afvoer uit het gebied plaats kon vinden. Een permanent hoge waterstand leidt tot anaërobie in de bodem waar door reducerende processen zullen gaan optreden: nitraat gaat over in ammonium, ijzer (III) in ijzer (II), sulfaat in sulfide en er wordt methaangas gevormd. Anaërobie leidt tot een verhoogde afbraak van de organische laag waarbij ammonium, kalium en fosfaat in oplossing komen en kunnen diffunderen naar de waterlaag. Onder natuurlijke omstandigheden en bij natuurlijke concentraties nitraat en sulfaat worden in een elzenbroekbos de door reductie ontstane verbindingen geneutraliseerd. Door het in de zomer oppervlakkig uitdrogen van de bodem worden deze verbindingen weer geoxideerd en bij inundatie van de bodem in het najaar ontstaan waterstromen waardoor deze verbindingen het gebied uitstromen (figuur 3. 25). In dit soort ecosystemen is de rol van ijzer cruciaal.

Figuur 3. 25 Eenvoudige nutriënt en kringloop onder natuurlijke omstandigheden in een elzenbroekbos

Onder normale omstandigheden binden fosfaten aan ijzer, waardoor het systeem niet te voedselrijk wordt. In combinatie met sulfaat, echter, worden de door reductie ontstane sulfiden uitgewisseld tegen fosfaat uit de ijzer-fosfaat verbindingen (reactievergelijking 3. 7). De affiniteit van sulfide voor ijzer is vele malen groter dan de affiniteit van fosfaat voor ijzer, waardoor fosfaat in oplossing gaat:

$Fe(OH)_3\text{-}PO_4 + H_2S <-> PO_4^{3-} + Fe^{2+} + S^{2-} \rightarrow FeS + PO_4^{3-}$ (3. 7)

Dit leidt tot het ontstaan van voor planten toxische sulfiden en in de noordelijke helft van het gebied komen hoge concentraties voor. De eveneens toegenomen beschikbaarheid van fosfaat leidt tot een uitbundige groei van kroos. Een vergelijkbare situatie heeft plaatsgevonden in het Kaldenbroek, een elzenbroekbos ten noorden van Venlo. Vernatting heeft ook hier geleid tot een permanente hoge waterstand, eutrofiëring en een dicht kroosdek (Lucassen *et al.*, 2000).
Bij een verdere daling van de redoxpotentiaal kan methaangasvorming optreden, waardoor bodemmateriaal opwervelt en gaat drijven. De elzen verliezen vervolgens hun houvast en vallen om.

Na het verlagen van de uitstroomopeningen en het instellen van een variabel beekpeilbeheer in 2001 lijkt zich een licht herstel in de eutrofiëringstoestand af te tekenen. De verwachting is dat na een paar cycli van vernatten, afvoer en droogvallen de voedingstoestand in het gebied zal afnemen in de richting van de meer natuurlijke mesotrofe situatie.

Het vernatten van verdroogde elzenbroekbossen dient met de nodige zorgvuldigheid te geschieden. Niet alleen in broekbossen, maar ook in andere ecosystemen zijn ongewenste effecten te verwachten indien vernatting leidt tot een permanente hoge waterstand (boven maaiveld) op plaatsen waar van oorsprong het maaiveld in de zomer droog valt, zoals laagveengebieden en natte schraallanden. De vegetatie is niet in staat om op korte termijn aan de nieuwe omstandigheden te wennen. De waterkwaliteit van het kwel-en/of inlaatwater is ook van groot belang. Wordt gebiedsvreemd-of kwelwater met een hoge alkaliniteit en/of een hoog sulfaatgehalte aangevoerd dan leidt een permanente vernatting vrijwel altijd tot problemen (Lamers, 2001).
Vernatten heeft al zin als herstel van de oorspronkelijke situatie wordt nagestreefd, waarbij een variabel peilbeheer wordt gehanteerd: hoog peil in de winter, wateraflaat in het voorjaar en een relatief laag peil in de zomer.

4 Bodem en humusvormen

4.1 Algemeen

In 2002 is voor de derde maal onderzoek uitgevoerd om de bodemkundige effecten van de maatregelen in het Koelbroek te kunnen vaststellen. Eerder werd in het kader van het monitoringprogramma in 1997 de bodemkundige uitgangstoestand vastgelegd en in 2000 een eerste herhaling uitgevoerd. Het bodemkundig onderzoek bestond uit een beschrijving van het humusprofiel, bemonstering en chemische analyse van de bovenste 10 cm van het humusprofiel.

Omdat de maatregelen beogen de zuur/basenhuishouding te herstellen zonder de voedingsstoffenhuishouding van de bodem te verstoren, werden met de chemische analyseresultaten de basentoestand (pH en calciumverzadiging), de voedingstoestand (C/N-en C/P verhouding)en de eutrofiëringstoestand (C/P verhouding en anorganisch fosfaatgegehalte)van de bodem vastgesteld. De calciumverzadiging is een maat voor de zuurbuffercapaciteit van de bodem. De C/N en C/P verhouding geven informatie over de voedingstoestand van de organische stof. Naarmate de verhouding lager is, neemt de voedselrijkdom toe. Naarmate meer fosfaat beschikbaar is dan door de vegetatie kan worden opgenomen zal de overmaat voor een deel als anorganisch fosfaat worden geadsorbeerd aan ijzeroxiden in de bodem. Naarmate meer anorganisch fosfaat in de bodem is vastgelegd is de eutrofiëringstoestand hoger.

Door een vergelijking van deze toestandsvariabelen in de verschillende jaren werd het verloop van bodemprocessen sinds de maatregelen beoordeeld. Het verloop van de bodemprocessen werd in verband gebracht met de ontwikkelingen in het humusprofiel. Van de toestandsvariabelen werden ruimtelijke patronen vastgelegd en de ontwikkeling van deze patronen in de tijd geanalyseerd.

4.2 Materiaal en methoden

4.2.1 Bemonstering en analyse

In 1997 werd een zestal oost-west georiënteerde raaien uitgezet, waarlangs 26 permanente kwardraten voor vegetatiekundig onderzoek werden ingericht (zie figuur 4.1). Op de hoekpunten van een deel van de permanente kwardraten werden bodemmonsters verzameld voor bodemchemisch onderzoek. Na de uitvoering van de maatregelen zijn in het reservaat extreem hoge waterstanden opgetreden die tot ver in 2001 hebben voortgeduurd. De toegankelijkheid en het terugvinden van de oorspronkelijke proefvlakken is daardoor sterk bemoeilijkt. In maart 2002 zijn 13 proefvlakken, steeds op vier plekken (a, b, c, d) bemonsterd. Het monster a is in de noordwestelijke hoekpunt van het vlak gelegen en met de wijzers van de klok mee volgen b, c en d. Bij de beschrijving is waar mogelijk gebruik gemaakt van een ‘humushapper ’, een ‘edelmanboor ’ of een veenguts. Na verzameling zijn de monsters zo snel mogelijk gedroogd.
De monsters zijn geanalyseerd op organisch stofgehalte, pH-water, P- totaal, P-HCl (P-anorganisch), N-totaal en de bezetting van H^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+ en K^+ ionen op het adsorptiecomplex. Daarnaast zijn de calciumverzadiging van het adsorptiecomplex, de

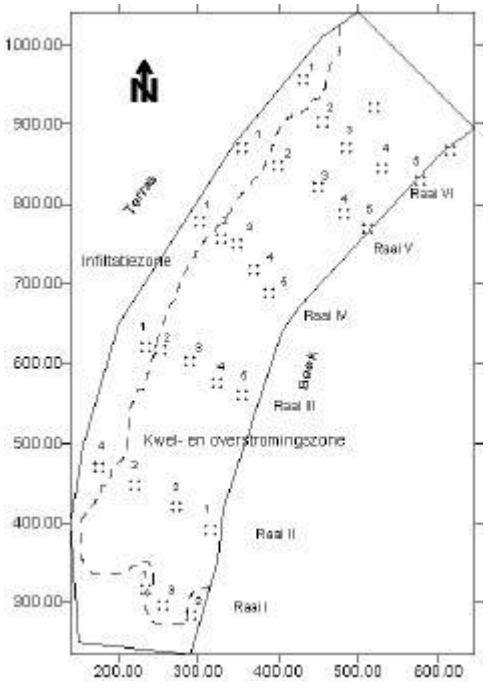
C/P-en de C/N-verhouding als afgeleide variabelen bepaald. Voor de bepaling van de C/N-en C/P-verhouding is uitgegaan van een C-gehalte in de organische stof van 50%. Als P-gehalte voor bepaling van de C/P- verhouding is uitgegaan van het organisch fosforgehalte (P-totaal minus P-HCl). De calciumverzadiging is berekend als quotiënt van uitwisselbaar calcium en de som van uitwisselbare basen en waterstof.

4.2.2 Statistiek

Om verschillen tussen de meetjaren te kunnen beoordelen werden de verschillende toestandsvariabelen op significantie getoetst met een ongepaarde t- toets. Hierbij werd geen vergelijking gemaakt per individueel proefvlak, maar werden proefvlakken gegroepeerd. Deze groepering is gebaseerd op de hydrologische positie van de proefvlakken. De proefvlakken langs de westelijke terrasrand liggen in een infiltratiezone (Boxman *et al.*, 2000) en zijn als een groep (populatie)beschouwd. De proefvlakken van de lager gelegen delen staan onder invloed van kwel of beekwater en zijn als een tweede groep beschouwd. Getoetst werd of er binnen eenzelfde groep significante verschillen aanwezig waren tussen de verschillende jaren. Getoetst werd op een 5%en een 1%waarschijnlijkheidsniveau (T_{prob}<5%). Verschillen werden als significant beschouwd als T_{prob}< 5%en als sterk significant als T_{prob}<1%was.

4.2.3 Ruimtelijke variatie

Naast verschillen tussen jaargemiddelden van een variabele binnen een groep werden ook de ruimtelijke patronen daarvan in de verschillende jaren vastgesteld. Om een volledig beeld van het ruimtelijk patroon van een bodemeigenschap (bv. pH, % org. stof) te krijgen is in principe een oneindig aantal monsters nodig. In de praktijk is dit onmogelijk en zal met een steekproef moeten worden volstaan. Met een geostatistische methode (Kriging) is met de steekproefresultaten een schatting gemaakt van de waarde van een bodemkenmerk op een niet bemonsterde plek. Hiertoe zijn per bodemeigenschap een aantal kengetallen voor de ruimtelijke variabiliteit gebruikt die zijn herleid uit semi-variogrammen. Deze semi-variogrammen werden bepaald met de dataset van 1997 (Boxman *et al.*, 2000).



Bij de analyse van de ruimtelijke variabiliteit in Koelbroek is als volgt te werk gegaan:

- Van elk proefvlak worden de coördinaten, waarvan de vier hoekpunten bekend zijn, in een regelmatig grid (10x10m) opgenomen.
- Van de bodemchemische variabelen die op de hoekpunten werden bepaald werd een semi-variogram afgeleid.
- Voor het semi-variogram werd het best passende variogrammodel herleid. Het variogrammodel bevat een aantal kengetallen (nugget, scale, range) die bij de interpolatie een rol spelen.

Figuur 1. 1 De ligging van de transsecten en de proefvlakken in het Koelbroek

Met een Krigingmethode (Isaaks & Mohan Srivastava, 1989) wordt via interpolatie een schatting gemaakt van de waarde van een variabele op alle niet bemonsterde knooppunten van het grid. Op basis van de via interpolatie verkregen waarden wordt een contourkaart van de betreffende bodemeigenschap vervaardigd. Met het software programma SURFER (Keckler, 1995) zijn de gemeten waarden geïnterpoleerd en zijn

contourkaarten getekend. Om rekening te houden met het langgerekte karakter van het gebied is een anisotropieratio en –hoek aangehouden van 0, 5 resp. -25 °.

4.3 Resultaten en conclusies

4.3.1 Humusprofielen

Tijdens de bemonstering stonden vele proefvlakken in het Koelbroek nog onder water. Een precieze bemonstering en beschrijving van het humusprofiel werd hierdoor in hoge mate gehinderd. Bovendien bleken veel humusprofielen door de hydrodynamiek (stroming en erosie)van de afgelopen jaren sterk verstoord te zijn. Daarom is ervan af gezien gedetailleerde weergaven te maken van de opbouw van het humusprofiel. Per proefvlak wordt een globale beschrijving van de aangetroffen humusprofielen gegeven.

Raai I

I. 1: Sterk heterogeen vlak; Droog;punt a, b en c sterk afwijkend ten opzichte van 2000. Plaatselijk sterk veraard;plaatselijk wortelmatvorming;dynamisch milieu.

I. 2: Vrij homogeen; sterk veraard maar daarna vernat;deels onder water; overgaand naar Og 1 /OA;veel erosie van moerig materiaal:dunnere horizonten; dynamisch milieu.

I. 3: Vrij homogeen; relatief droog;10-20 cm dikke veraarde Oh/OA op kleiig veen; rustig milieu.

Raai II

II. 1: Grotendeels onder water; Broekveenstrooisel verdwenen door erosie;sterk veraard veen dat is overgegaan in Og door vernatting;dynamisch milieu.

II. 3: Plas/dras;vrij homogeen; sterk veraard veen dat is overgegaan in Og door vernatting;plaatselijk dikkere en plaatselijk dunnere organische lagen dan in 2000, hetgeen wijst op sediment transport/erosie/afzetting;dynamisch milieu.

Raai III

III. 1: Plas/dras, rustig milieu; homogeen;broekveenstrooisel (Of) van 2000 is omgezet in matig veraard veen (Om).

III. 3: Onder water (15-20 cm); Vrij homogeen; broekveenstrooisel (Of) van 2000 is omgezet in matig verteerd veen (Om) of Og (slapveen)met sterke bijmenging van takjes.

Raai IV:

Niet meer te lokaliseren.

Raai V

V. 1: Vrij droog en stabiel milieu; Vrij heterogeen;terrestrialiserend:Fa van 2000 nu getypeerd als Om; geen wezenlijk andere trend;plaatselijk geen humusprofiel door erosie?

V. 5: Verdronken en onderwater tot plas/dras; vrij heterogeen en dynamisch; broekveen strooisel overal verdwenen;plaatselijk omgezet in matig verteerd veen (Om); plaatselijk Oh dat verder is omgezet tot Og door vernatting. Plaatselijk Oh verdwenen door erosie zodat nu Om op minerale bodem is komen te liggen.

Raai VI

VI. 2: Ogenschijnlijk niet veel veranderd; profiel dat voornamelijk uit slap veen bestaat, bestaande uit roekveenstrooisel (Of), Om en Og. Waarschijnlijk vooral Og met daarop plaatselijk Of met ‘modderbijmenging’. Halfverteerd jong broekveen lijkt verdwenen cq. anaëroob verteerd te zijn tot Og.

VI. 4: Onder water; dynamisch milieu; Homogeen; Broekveenstrooisel verdwenen door erosie of anaërobe vertering; Oh verder verteerd tot Og (bagger)door vernatting. 1 Og is een anaeroob verteerd veen met een slappe ‘modderachtige’ structuur; OA is een moerige horizont die uit menging van sterk veraard veen en minerale delen bestaat Oh is aeroob veraard veen met een duidelijke stevige structuur Of is slecht verteerd veen met nog veel herkenbare plantstructuren Om is matig verteerd veen Fa is een laag met nauwelijks verteerd (blad)strooisel.

Conclusie
In vrijwel alle proefvlakken die langdurig onder water staan blijkt een enkele centimeters dikke laag van 'broekveenstrooisel' voor te komen, bestaande uit bladstrooisel, takjes en wortelresten vermengd met 'bagger'. Vrijwel overal is het aëroob veraarde veen (Oh) dat in eerdere jaren kon worden aangetroffen, onder natte omstandigheden verder verteerd en overgegaan in slap yutja-achtig materiaal (Og). De horizontdifferentiatie is sterk afgenomen; de profielen zijn eenvormiger geworden doordat horizonten zijn verdwenen door erosie als gevolg van hydrodynamiek (stroming), zodat de kleiig venige minerale bodem is achtergebleven of doordat een sterke tendens tot anaërobe vertering is opgetreden (Og). Door de sterke fysieke verstoring na de inundaties is het onmogelijk gebleken de ontwikkeling van het humusprofiel in verband te brengen met verzurings-en eutrofiëringsprocessen in de bodem. Deze fysisch-chemische processen zijn volledig overtroffen door de erosieve processen van het water.

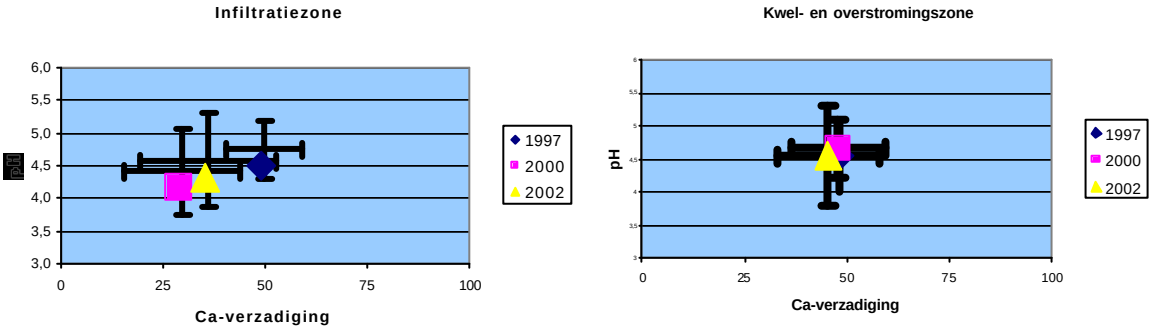
4.3.2 Bodemchemische factoren
Een overzicht van de resultaten van de bodemchemische analyses is opgenomen in bijlage 4.1. In tabel 4. 1 zijn de gemiddelde waarden van de verschillende bodemeigenschappen en de t-toetsresultaten weergegeven.

Basentoestand
De basentoestand van de bodem is sterk gerelateerd aan de pH en de calciumverzadiging. Een hogere calciumverzadiging leidt tot een hogere pH en een verbetering van de zuur-neutralisatiecapaciteit en de basentoestand van de bodem. Figuur 4. 2 geeft de gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de beide deelgebieden weer.
In de periode 1997-2002 zijn er geen significante veranderingen in de gemiddelde pH voor het gehele terrein opgetreden (tabel 4. 1). Dit geldt ook voor de gemiddelde waarden van de infiltratiezone en de kwel-en overtsromingszone.
De calciumverzadiging is over het gehele terrein genomen in de periode 1997- 2000 significant gedaald. Na 2000 blijft de calciumverzadiging op een vergelijkbaar niveau, met als gevolg dat de waarden in 2002 significant lager zijn dan in 1997. Het blijkt dat deze lage waarden in 2002 moeten worden toegeschreven aan de significante veranderingen in de infiltratiezone (zie tabel 4. 1). In de kwelzone treden geen veranderingen op.

Discussie
De daling van de calciumverzadiging in de infiltratiezone kan worden verklaard uit een verhoging van de waterstanden in het reservaat als gevolg van het aanleggen van de kades in 1997. Hierdoor kon het gebied het neerslagoverschot niet meer afvoeren en zijn de waterstanden gestegen. Dit heeft tot een versterkte infiltratie en uitspoeling van basen geleid. Het weer gangbaar maken van de afvoer uit het gebied in 2001 heeft kennelijk nog niet geleid tot een verbetering van de basentoestand.

Tabel 4. 1 Gemiddelde waarden van bodemvariabelen in 1997, 2000 en 2002 en T prob (cursief) bij vergelijking van waarden tussen verschillende jaren. Significante verschillen zijn licht en sterk significante verschillen zijn donker gearceerd.

	pH	Org. st	Ca-verz	C/N	C/P	P-an	N-tot
	Gehele terrein						
1997	4,52	73,0	48,6	12,9	457,0	43,9	2816,6
2000	4,48	67,6	41,1	13,8	434,0	88,7	2442,8
2002	4,48	58,6	42,4	13,7	544,7	73,3	2115,2
97-00	*0,732*	*0,145*	*0,008*	*0,020*	*0,594*	*0,031*	*0,002*
00-02	*0,969*	*0,037*	*0,670*	*0,913*	*0,072*	*0,532*	*0,018*
97-02	*0,797*	*0,001*	*0,017*	*0,009*	*0,155*	*0,116*	*0,000*
	Infiltratiezone						
1997	4,49	72,0	48,9	13,0	492,5	30,0	2723,3
2000	4,15	73,5	28,9	15,5	597,4	26,2	2365,8
2002	4,33	63,3	35,2	14,6	735,8	18,9	2133,7
97-00	*0,076*	*0,818*	*0,000*	*0,000*	*0,148*	*0,620*	*0,062*
00-02	*0,465*	*0,194*	*0,266*	*0,119*	*0,225*	*0,214*	*0,310*
97-02	*0,428*	*0,276*	*0,003*	*0,003*	*0,025*	*0,144*	*0,018*
	Kwel en overstromingszone						
1997	4,54	73,8	48,4	12,8	427,4	55,5	2894,3
2000	4,66	64,2	48,0	12,8	340,6	104,2	2486,8
2002	4,55	56,4	45,6	13,3	459,8	78,1	2107,0
97-00	*0,361*	*0,030*	*0,896*	*0,966*	*0,054*	*0,037*	*0,009*
00-02	*0,481*	*0,133*	*0,428*	*0,190*	*0,061*	*0,441*	*0,032*
97-02	*0,958*	*0,001*	*0,364*	*0,180*	*0,652*	*0,145*	*0,000*

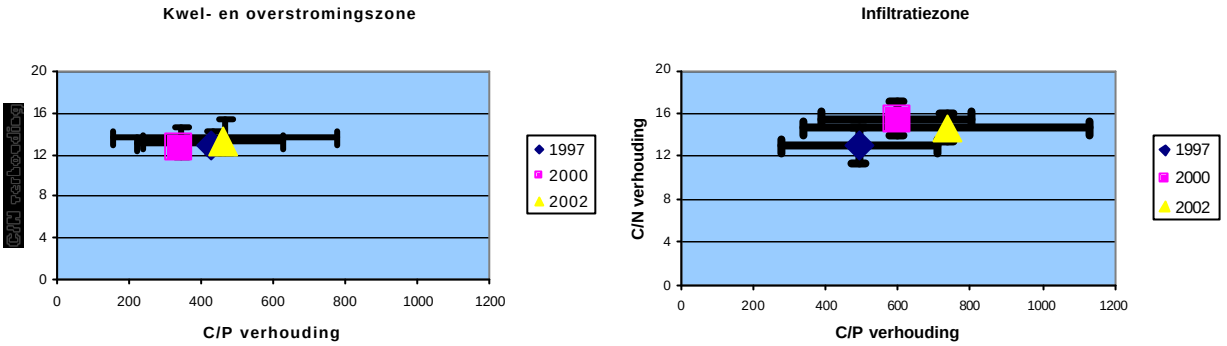


Figuur 4. 2. Gemiddelde waarden en standaardafwijking van de pH en de calciumverzadiging in de twee deelgebieden van Koelbroek in 1997, 2000 en 2002.

Conclusie

Het verhogen van de kaden van de beek in 1997 heeft tot stagnatie van de regenwaterafvoer en een verzuring van de hogere infiltratiezones geleid. Aanvullende maatregelen in 2001 om de afvoer weer gangbaar te maken hebben nog niet tot een significante verbetering van de basentoestand geleid.

Voedingstoestand



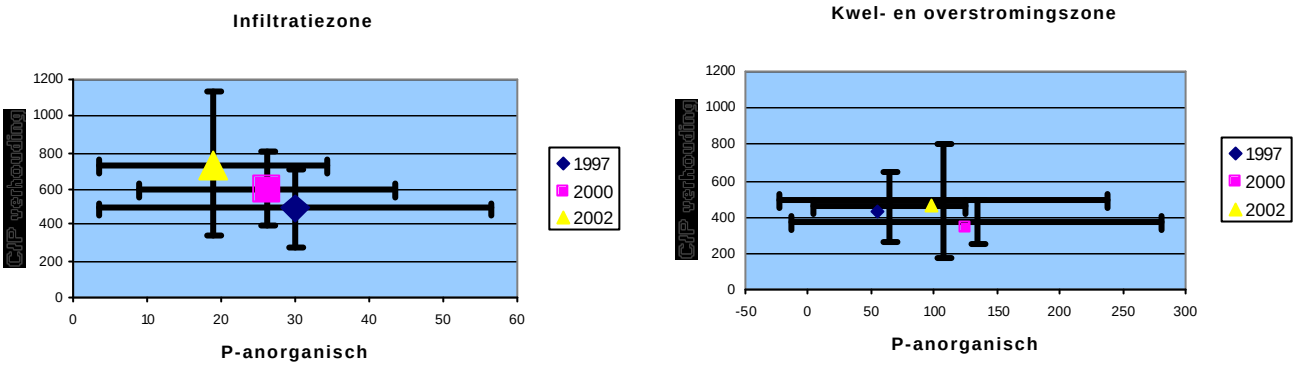
Figuur 4. 3. Gemiddelde waarden en standaardafwijking van de C/N-en C/P verhouding in de twee deelgebieden van Koelbroek in 1997, 2000 en 2002

De voedingstoestand van de bodem is gerelateerd aan de C/N-en C/P verhouding van de organische stof in de bodem. Figuur 4. 3 geeft de gemiddelde waarden en standaardafwijkingen voor de beide deelgebieden weer. Opvallend zijn de grote standaardafwijkingen van de C/P verhouding wat wijst op een grote ruimtelijke variatie.
Uit tabel 4. 1 blijkt dat de gemiddelde C/N verhouding van het gehele terrein tussen 1997 en 2000 significant hoger is geworden. Na 2000 treden er geen significante veranderingen meer op, met als gevolg dat de C/N verhouding in 2002 significant groter is dan in 1997.
Het blijkt dat deze stijging zich alleen heeft voor gedaan in de infiltratiezone (tabel 4. 1). In de kwel-en overstromingszone zijn geen veranderingen opgetreden. In de C/P verhouding komen grote standaardafwijkingen voor. Daardoor kon er alleen een significant verschil worden gemeten in de infiltratie zone tussen 1997 en 2002. In 2002 is de C/P verhouding van de infiltratiezone significant hoger dan in 1997. Deze ontwikkeling in de infiltratiezone komt overeen met die van de C/N verhouding.

Discussie
Naarmate de C/N-en C/P verhoudingen lager zijn is er meer N of P ingebouwd in de organische stof waardoor het een rijker karakter krijgt. Dit proces vindt plaats tijdens de omzetting en humificatie van vers organisch materiaal zoals strooisel. Strooisel heeft een hoge C/N-en C/P verhouding. Tijdens humificatie nemen micro-organismen de stikstof en fosfor uit het strooisel op, waardoor deze elementen worden gehersynthetiseerd tot organische stof dat aanzienlijk rijker is aan N en P dan het uitgangsmateriaal. Hoge C/N-en C/P verhoudingen wijzen op een geringe biologische activiteit in de bodem omdat omstandigheden te nat, te zuur of toxische zijn voor micro-organismen. Het blijkt dat de C/N stijging in de infiltratiezone samenhangt met een significante daling van het totaalstikstofgehalte (zie tabel 4. 1) en niet kan worden toegeschreven aan een stijging van het organisch stofgehalte. Het lijkt er dus op dat er een ontwikkeling gaande is naar accumulatie van een stikstofarmer strooiseltype. Dit zou kunnen worden verklaard uit het afsterven van de boomvegetatie door de extreem hoge waterstanden, waardoor een versterkte aanvoer van bladresten en takjes (‘broekbosstrooisel ’) is opgetreden. Dit stemt overeen met de waargenomen accumulatie van ‘broekbosstrooisel ’ in het humusprofiel.

Conclusie
Het verhogen van de kaden van de beek in 1997 heeft tot een verhoging van de waterstanden geleid, waardoor er op grote schaal boomsterfte is opgetreden. Hierdoor is de productie van ‘broekbosstrooisel ’ versterkt, wat in de infiltratie zone

door de betrekkelijk zure en natte omstandigheden slecht wordt verteerd. Hierdoor accumuleert een voedselarmer strooiseltype dan in de uitgangssituatie aanwezig was. Dit uit zich in significante verhoging van de C/N en C/P verhouding van de bodem in de infiltratiezone. Deze processen treden niet op in de kwel-en overstromingszone. Het gangbaar maken van de afvoer uit het reservaat in 2001 heeft nog niet geleid tot een verandering in dit proces.



Figuur 4. 4. Gemiddelde waarden en standaardafwijking van de C/P verhouding en het anorganisch fosfaatgehalte in de twee deelgebieden van Koelbroek in 1997, 2000 en 2002.

Eutrofiëringstoestand

De eutrofiëringstoestand is gerelateerd aan C/P verhouding in relatie tot het anorganisch fosfaatgehalte in de bodem. Figuur 4. 4 geeft de gemiddelde waarden en standaardafwijkingen van deze variabelen voor de beide deelgebieden weer. Opvallend zijn de grote standaardafwijkingen van zowel de C/P verhouding als het anorganisch fosfaatgehalte, wat wijst op grote ruimtelijke variatie. De anorganisch fosfaatgehalten in de infiltratiezone zijn duidelijk lager dan in de kwel- en overstromingszone.
Het gemiddelde anorganisch fosfaatgehalte van het gehele terrein is in 2000 significant hoger dan in 1997 (tabel 4. 1). Na 2000 treden er geen veranderingen meer op. De gesignaleerde stijging blijkt geheel te moeten worden toegeschreven aan veranderingen in de kwel-en overstromingszone van het terrein. Na 2000 zijn de gehalten in deze zone weliswaar weer gedaald, maar deze daling is niet significant. In de infiltratiezone zijn eveneens geen significante veranderingen waargenomen.

Discussie

Opvallend is dat in 2000 de gemiddelde C/P verhouding in de kwel -en overstromingszone het laagst en het anorganisch fosfaatgehalte het hoogst is van alle waarnemingsjaren. Een hoog anorganisch fosfaatgehalte gaat kennelijk samen met een lage C/P verhouding. Eutrofiëring in broekbossen komt vooral tot ontwikkeling door een overmaat aan beschikbaar fosfaat in de bodemvochtoplossing. Een deel van het fosfaat zal worden ingebouwd in de organische stof door humificatieprocessen. Hierdoor ontstaan lage C/P waarden. Bij overmaat aan fosfaat of bij stagnatie van humificatie zal anorganisch fosfaat worden geadsorbeerd aan ijzeroxiden in de bodem. Via desorptie kan dit fosfaat weer beschikbaar komen voor de vegetatie. Naarmate de P-belasting van het systeem groter wordt zal de C/P verhouding geneigd zijn af te nemen en het anorganisch fosfaatgehalte geneigd zijn toe te nemen. Het anorganisch fosfaat in combinatie met de C/P verhouding is dus een indicatie voor de fosfaatbelasting van het bodemsysteem. In 2000 lijkt de fosfaatbelasting in het kwel- en overstromingsdeel van het terrein dus sterk te zijn toegenomen ten opzichte van 1997. Onduidelijk is wat de herkomst is van het fosfaat. Omdat beekoverstroming na 1997 onmogelijk werd, kan dit geen fosfaatbron zijn. Er moet dus een interne bron zijn. Omdat in dezelfde periode in deze zone een significante daling van het organisch

stofgehalte is opgetreden lijkt het waarschijnlijk dat er een flinke decompositie moet hebben plaatsgevonden. Deze decompositie van organische stof hangt waarschijnlijk samen met de extra alkaliniteit die wordt geproduceerd door vernatting met sulfaathoudend water (Boxman *et al.*, 2001). Tijdens de decompositie vindt kennelijk ook fosfaatmineralisatie plaats, dat voor een belangrijk deel als anorganisch fosfaat wordt geadsorbeerd aan de bodem. In 2002 is het anorganisch fosfaat weer lager en de C/P verhouding weer aanzienlijk hoger dan in 2000. Deze verschillen zijn niet significant, maar geven wel een indicatie over de ontwikkeling. Het lijkt erop dat de grootste belasting achter de rug is en dat door het gangbaar maken van de afvoer uit het reservaat de fosfaatbelasting weer wordt teruggedrongen. Mogelijk dat fosfaat door de natte omstandigheden wordt gedesorbeerd en met het water wordt afgevoerd naar de beek.

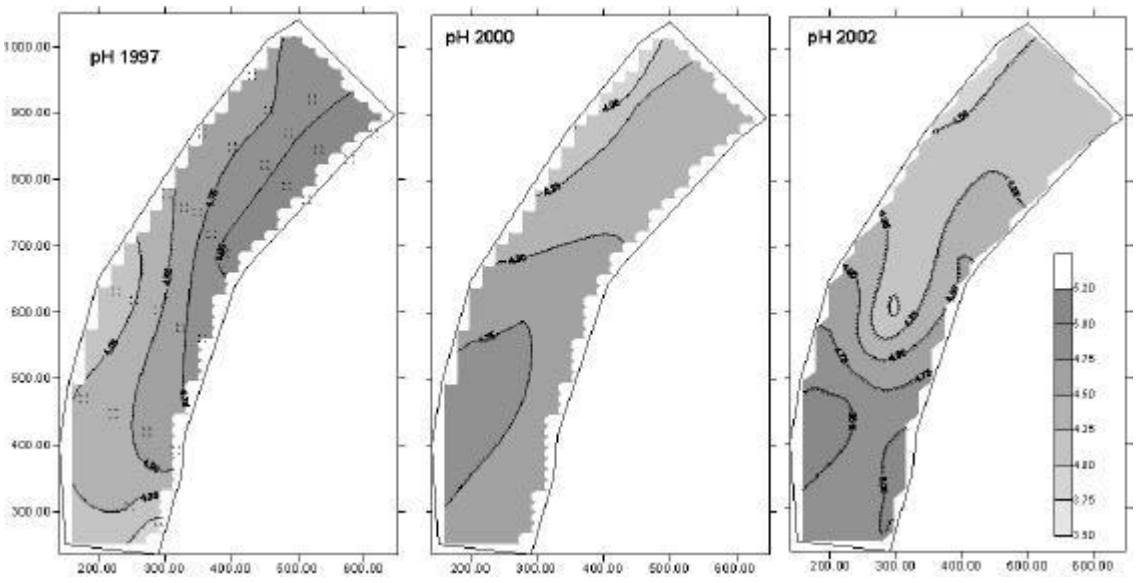
Conclusie
In het Koelbroek is in het verleden anorganisch fosfaat in de bodem geaccumuleerd dat waarschijnlijk werd aangevoerd door overstroming vanuit de beek. In de organische stof is daardoor veel fosfor ingebouwd wat zich uit in lage C/P waarden. Sinds de uitgangssituatie werd vastgelegd in 1997 is het gemiddelde anorganisch fosfaatgehalte sterk gestegen in de kwel-en overstromingszone, waarschijnlijk door fosfaatmineralisatie tijdens decompositie van organische stof. Het anorganisch fosfaatgehalte vertoont sinds 2000 weer een dalende tendens, maar is nog steeds hoog.

4.3.3 Ruimtelijke patronen

In tabel 4. 2 zijn de karakteristieken voor de ruimtelijke variabiliteit vermeld die zijn gebruikt bij de interpolatie tussen de meetpunten van de bodemchemische variabelen.

Tabel 4. 2 Karakteristieken voor de ruimtelijke variabiliteit van enkele bodemeigenschappen in de laag 0-10 cm-mv.

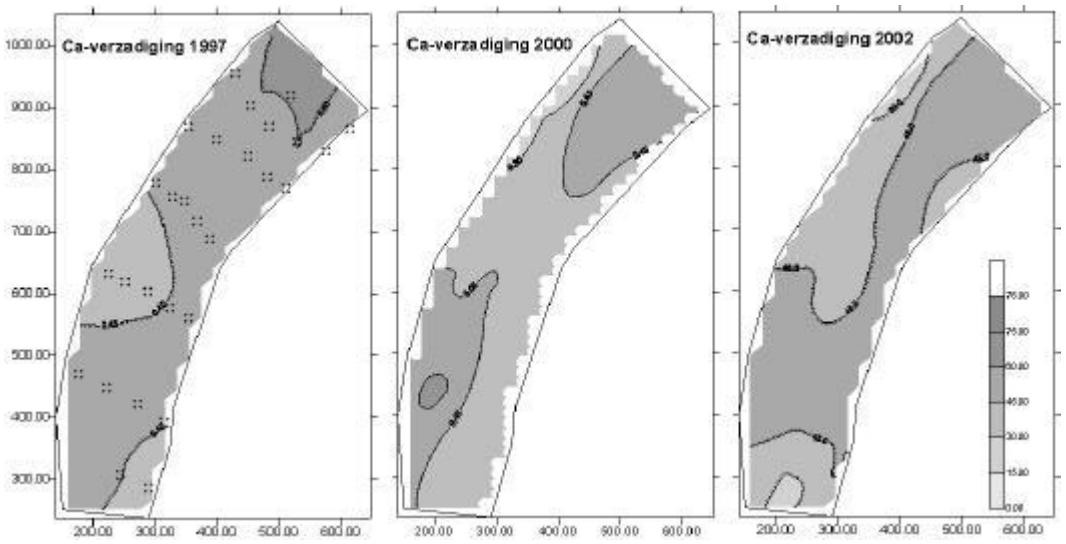
	pH	Org.stof	P-anorg.	Ca-verz	C/N	C/P
	(-)	%	Mg/100g	(-)	(-)	(-)
Model	Lineair	Exponentieel	Lineair	Lineair	Spherisch	Lineair
Nugget	0,0773	72,1	1250	0,0025	0,411	1330
Scale	0,243	295	5000	0,0075	0,878	3040
Sill	0,32	367,1	6250	0,010	1,289	4370
Range (m)	424	750	150	50	73	170



Figuur 4. 5. Patronen van de zuurgraad van de bodem in 1997, 2000 en 2002

De nugget kan als een maat voor de meetfouten worden opgevat en de scale als maat voor de ruimtelijke variatie. Tesamen leveren zij de variantie (sill) van een variabele. De range is de afstand waarbij de ruimtelijke samenhang tussen twee meetpunten is verdwenen en de punten als onafhankelijk van elkaar kunnen worden beschouwd. Naarmate de range groter is, is er minder ruimtelijke variatie en is de samenhang tussen waarnemingspunten groter. Zo blijkt bijvoorbeeld dat er een geringe ruimtelijke variatie in de pH aanwezig is, maar een grote ruimtelijke variatie in de Ca-verzadiging.

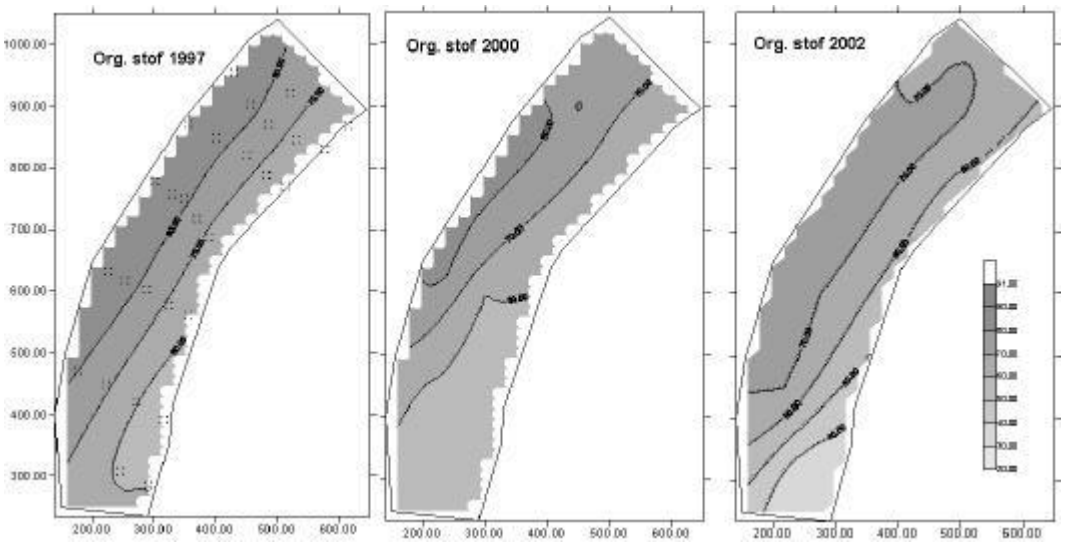
Basentoestand
In 1997 vertoont de pH een gradiënt met de hoogste waarden in de noordelijke helft langs de beek. In 2000 is de gradiënt vrijwel 180° gedraaid. Het lijkt erop of er vanuit de terrasrand langs de noordwestelijke hoek een verzurende tendens het terrein is binnengedrongen. Deze zure 'bel ' is in 2002 nog iets verder doorgedrongen naar het zuiden. De minder zure omstandigheden zijn alleen nog in het zuiden aanwezig. De calciumverzadiging geeft op hoofdlijnen een vergelijkbaar maar minder uitgesproken patroon te zien. De zone met de laagste calciumverzadiging in 1997 valt samen met de zone met de laagste pH. In 2000 is het basenrijkere karakter naar het noordoostelijke en zuidwestelijke deel teruggedrongen en in het grootste deel van het terrein vervangen door bodems met een calciumverzadiging die varieert tussen 30 en 45%. In 2002 lijkt de calciumverzadiging zich weer iets te herstellen tot waarden boven de 45%. Alleen langs de noordwestelijke terrasrand komen nog waarden tussen de 30 en 45% voor die samenvallen met de zone met lage pH waarden.



Figuur 4. 6 Patronen van de calciumverzadiging van de bodem in 1997, 2000 en 2002.

Deze ontwikkelingen wijzen erop dat er tussen 1997 en 2000 een geleidelijke toename van de regenwaterinvloed is opgetreden vanuit het noordwesten. Door infiltratie van regenwater zijn basen uitgespoeld en is de bodem zuurder geworden. In 2002 lijkt het gangbaar maken van de afvoer ertoe te hebben geleid dat de omstandigheden weer wat basenrijker zijn geworden.

Effecten van maatregelen
Geconcludeerd kan worden dat sinds de maatregelen de bodem in het noordelijke deel zuurder is geworden en in het zuidelijke deel minder zuur is geworden dan in de uitgangssituatie. In 2002 lijkt weer een licht herstel naar basenrijkere omstandigheden te zijn ingezet. Deze effecten zijn nog niet significant.



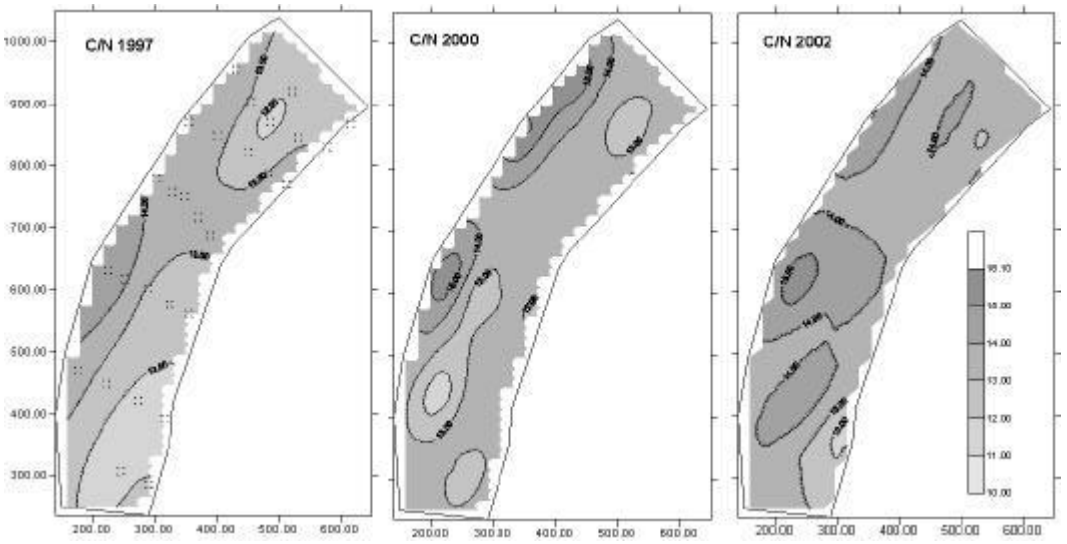
Figuur 4. 7. Patronen van het organisch stofgehaltevan de bodem in 1997, 2000 en 2002

Organische stof

In het organisch stofgehalte is in 1997 een duidelijke oost-west gradiënt aanwezig. De hoogste waarden (>80%) komen voor langs de westelijke terrasrand. In 2000 is deze zone met hoge gehalten nog steeds aanwezig maar duidelijk in areaal afgenomen. De zone met lage gehalten (<60%) is vanuit het zuidoosten opgeschoven naar het noorden. Dit proces zet zich voort tot in 2002. Over het gehele terrein is het organisch stofgehalte met ca. 10% gedaald. Dit kan erop wijzen dat hier sedimentatie van minerale delen heeft plaatsgevonden (slibafzetting door overstroming) of dat organische stof is verdwenen door decompositie. Deze decompositie zou kunnen worden verklaard uit de aanwezigheid van anaërobe omstandigheden in aanwezigheid van sulfaatrijk water. Hierdoor wordt alkaliniteit geproduceerd wat tot versterkte micro-biologische activiteit en decompositie kan hebben geleid.

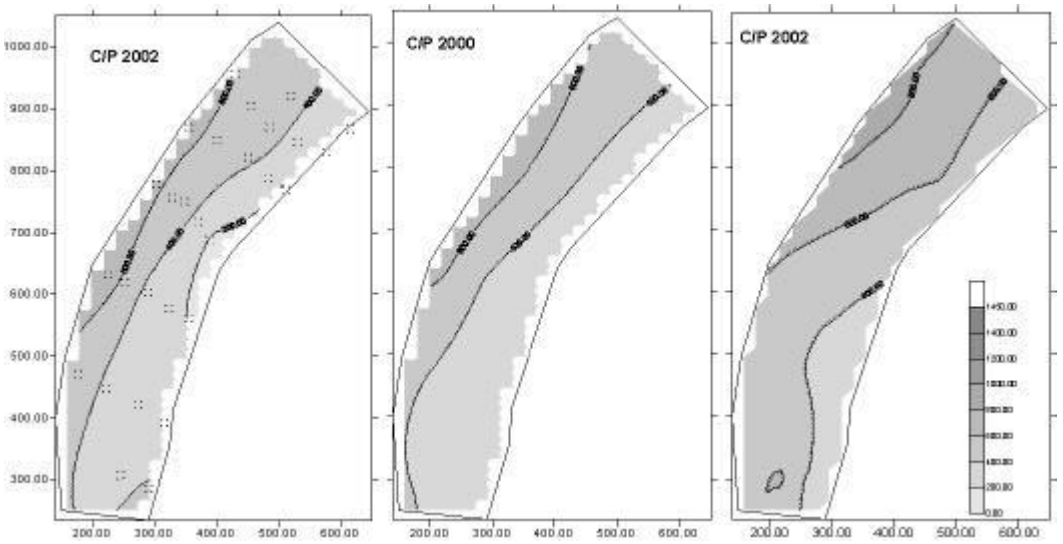
Effecten van maatregelen

Geconcludeerd kan worden dat het organische stofpatroon niet wezenlijk is gewijzigd na de maatregelen, maar dat wel over het gehele terrein een daling van het organische stofgehalte met ongeveer 10% heeft plaats gevonden. Onduidelijk is waaraan dit moet worden toegeschreven.



Figuur 4. 8. Patronen van de C/N verhouding van de bodem in 1997, 2000 en 2002.

Voedingstoestand
De C/N verhouding vertoont in 1997 grofweg een patroon van lage waarden in het zuiden en het noorden van het terrein met hogere waarden langs de westelijke terrasrand. In 2000 is er in het zuiden en het noorden nog een 'eiland ' over gebleven met lage C/N waarden (<13). Langs de westlijke terrasrand ontwikkelt zich een strook met hoge C/N waarden. In 2002 heeft zich op een aantal plaatsen een eiland met hoge C/N verhoudingen ontwikkeld ten koste van het areaal met lagere waarden. Daarbij lijkt het areaal met lage C/N waarden ingeboet te hebben ten gunste van de hoge waarden. De ontwikkeling naar hogere C/N waarden kan wijzen op een accumulatie van 'vers' strooisel dat nog slechts gedeeltelijk is verteerd.

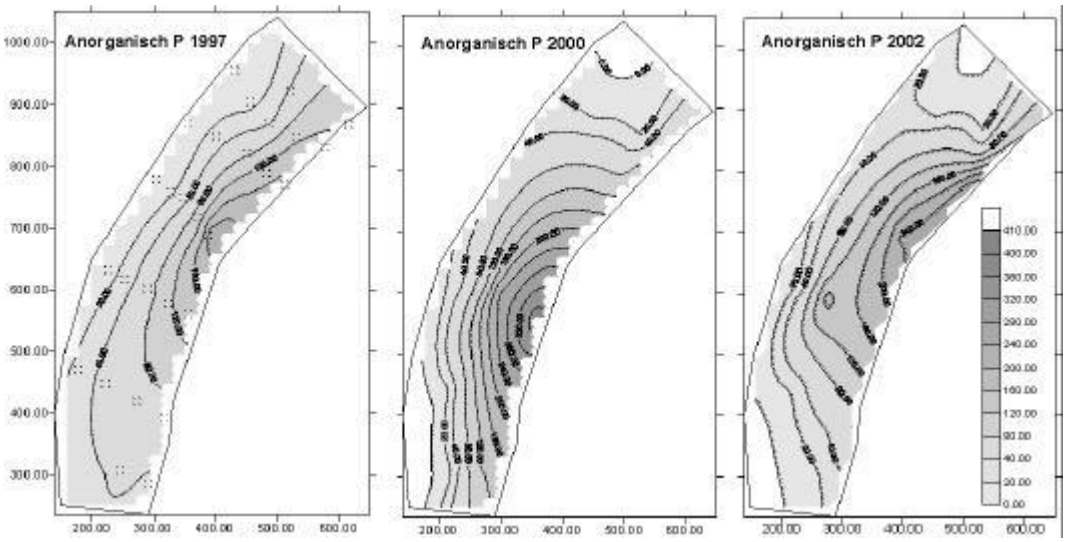


Figuur 4. 9. Patronen van de C/P verhouding van de bodem in 1997, 2000 en 2002.

De C/P verhouding laat in alle jaren een fraaie gradiënt zien met hoge waarden langs de westelijke terrasrand en lage waarden langs de beek. Van 2000 naar 2002 trekt de zone met waarden <400 zich terug langs het zuidelijke deel van de beek. De oppervlakte met hoge C/P waarden heeft zich sterk uitgebreid. Evenals bij de C/N verhouding wijst een ontwikkeling naar hogere C/P waarden naar accumulatie van slecht verteerd strooisel.

Effecten van maatregelen
Geconcludeerd kan worden dat door de maatregelen de omstandigheden natter zijn geworden en er een tendens is ontstaan naar vorming van organische stof met hogere C/N en C/P waarden dan in de uitgangssituatie. Dit kan wijzen op accumulatie van vers, slecht verteerd strooisel. Het afsterven van de boomlaag door de hoge waterstanden kan als belangrijkste proces voor de vorming van dit strooisel worden beschouwd.

Eutrofiëringstoestand
In de periode 1997-2002 verandert het patroon in het anorganisch fosfaatgehalte niet wezenlijk. De hoogste gehalten komen voor langs de beek. Dit suggereert dat de beek de oorspronkelijke bron van het fosfaat lijkt te zijn. De zone met het hoogste gehalte pendelt heen en weer langs de beek. Opvallend is echter dat sinds 1997 de inundatie van het terrein vanuit de beek niet meer mogelijk is, de gehalten in 2000 toch sterk zijn gestegen. In 2002 zijn de gehalten weer wat gedaald en lijkt de vervuiling zich naar het noorden te verplaatsen.



Figuur 4. 10. Patronen van het anorganisch fosfaatgehalte van de bodem in 1997, 2000 en 2002.

Effecten van de maatregelen
Na de maatregelen heeft de eutrofiëringstoestand zich enigszins verplaatst. De maatregelen hebben de omvang van de vervuiling nog niet kunnen terugdringen.

Conclusies

Humusprofielen
Door de maatregelen zijn de waterstanden in het gebied sterk gestegen. Hierdoor is er een sterke erosie van de bodem opgetreden. Dit heeft tot gevolg gehad dat de humusprofielen sterk verstoord zijn. Wel is over grote oppervlakten een laag met broekbosstrooisel ontstaan.

Basentoestand
De maatregelen hebben geleid tot een verslechtering van de basentoestand, wat zich uit in een significant lagere calciumverzadiging van de bodem. In de pH komen geen significante veranderingen voor. Uit de patroonanalyse blijkt dat deze verslechtering vooral vanaf de terrasrand richting beek zich heeft voltrokken. Hoewel de pH niet significant is veranderd is er wel een duidelijk verandering in het patroon opgetreden. Vanuit de terrasrand heeft zich een naar het zuiden verplaatsend verzuringsfront ontwikkeld, met als gevolg dat de minst zure omstandigheden zich in 2002 aan de zuidzijde bevinden. In 1997 lag deze zone juist aan de noordzijde van het reservaat. Het weer gangbaar maken van de afvoer uit het gebied in 2001 heeft nog niet geleid tot een significante verbetering van de basentoestand. Wel zijn er aanwijzingen dat er een tendens naar herstel is ingezet.

Voedingstoestand
Sinds de maatregelen zijn er significante stijgingen in de C/N en C/P verhouding van de bodem opgetreden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de aanvoer van vers 'broekbosstrooisel ' dat door het massale afsterven van de boomlaag op de bodem is gevallen. Door de ongunstige (nat en zuur) condities wordt dit strooisel maar matig verteerd, waardoor de C/N en C/P verhouding relatief hoog blijven. Dit verschijnsel doet zich vooral voor langs de terrasrand en lijkt zich geleidelijk uit te breiden naar de delen die een vrij zuur karakter hebben. Het weer gangbaar maken van de waterafvoer uit het terrein heeft nog niet geleid tot een verandering in dit proces.

Eutrofiëringstoestand
Sinds de maatregelen is de eutrofieringstoestand toegenomen. Dit uit zich in een sterk significante toename van het anorganisch fosfaatgehalte in de bodem. De bron van dit fosfaat is waarschijnlijk het fosforrijke organische stof dat in de

uitgangssituatie al aanwezig was. Door de alkalinisatie als gevolg van verhoging van de waterstanden is het fosfaat via mineralisatie beschikbaar gekomen en in anorganische vorm aan de bodem geadsorbeerd. Het verspreidingspatroon van het anorganisch fosfaat is niet wezenlijk gewijzigd sinds de maatregelen. De grootste belasting komt voor in een zone langs de beek, lijkt in 2002 weer iets te zijn afgenomen en lijkt zich naar het noorden te verplaatsen. Langs de westelijke terrasrand is de fosfaatbelasting steeds gering. Het weer gangbaar maken van de afvoer vanuit het terrein lijkt tot een aarzelend inzettend herstel van de eutrofiëringstoestand te leiden.

Effectiviteit van de maatregelen
In 1997 zijn kades rond de Everlose beek opgehoogd om inundatie van het Koelbroek uit het terrein te voorkomen. In de kades werden duikers met terugslagkleppen aangelegd om de afvoer van het neerslagoverschot uit het terrein mogelijk te maken. Door de hoge waterstanden in de beek konden deze kleppen tot medio 2001 niet functioneren. Dit heeft een periode met extreem hoge winter- en zomergrondwaterstanden in het Koelbroek tot gevolg gehad. Er is hierdoor een versterkte wegzijging opgetreden die tot uitspoeling van basen en bodemverzuring heeft geleid langs de westelijke rand van het terrein. Door massale boomsterfte heeft zich een laag broekbosstrooisel op de bodem ontwikkeld dat relatief arm aan stikstof en fosfor is. Dit uitte zich in een daling van de voedingstoestand van de organische stof met name in gebiedsdelen die tevens verzuurden. In de lagere delen die binnen de invloedsfeer van de beek zijn gelegen is een sterke decompositie van organische stof opgetreden door alkalinisatie. Hierdoor is een sterke fosfaatmineralisatie opgetreden, waarbij een deel van het anorganische fosfaat in de bodem is geadsorbeerd. Hierdoor is de eutrofiëringstoestand sterk toegenomen.

Pas in de tweede helft van 2001 zakten de peilen in de beek en zijn de kleppen operationeel geworden. Sinds dat moment zijn de grondwaterstanden weer gedaald. Nog geen van de toestandsvariabelen heeft hierop met een significante verandering gereageerd. In de basentoestand lijkt zich een licht herstel aan te dienen. De voedingstoestand reageert nog niet op deze laatste ingreep, terwijl zich in de eutrofiëringstoestand eveneens een licht herstel lijkt aan te kondigen. Niettemin is de eutrofiëringstoestand nog steeds ernstig.

Bijlage 4. 1 Overzicht van resultaten van bodemchemische analyses in 1997, 2000 en 2002

Gebied	SC	diepte	pH			OS			P-HCl			P-org			P			N			Ca			H			C/N			C/P		
	nr.					%			mg/100g						totaal (mg/100g)						bezetting %											
		cm-mv	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002	1997	2000	2002
Koelbroek	I.1.A	0-10	4,66	3,78	4,61	55,4	54,0	38,4	23,8	11,9	13,3	105,1	60,1	57,5	128,8	72,0	70,8	2598,6	2220,4	1578,2	57,5	25,8	34,8	39,6	71,6	63,4	10,7	12,2	12,2	264	449	333
Koelbroek	I.1.B	0-10	3,87	4,41	5,55	46,6	39,0	51,5	93,9	44,7	18,9	189,2	93,9	64,5	283,1	138,6	83,4	2038,3	1385,0	1974,4	31,9	27,2	51,6	65,7	70,2	46,5	11,4	14,1	13,0	123	208	399
Koelbroek	I.1.C	0-10	3,98	4,63	5,44	70,5	62,9	20,0	66,4	38,3	12,7	98,6	73,7	31,6	165,0	112,0	44,3	2945,3	1856,7	809,6	44,1	26,4	43,6	53,2	70,6	54,4	12,0	16,9	12,3	358	427	316
Koelbroek	I.1.D	0-10	4,46	4,72	3,77	57,7	49,8	17,9	36,4	19,0	11,7	95,6	65,9	6,1	132,0	84,9	17,8	2586,7	1917,6	619,6	52,9	36,9	14,3	44,3	60,8	84,3	11,1	13,0	14,5	302	378	1462
Koelbroek	I.2.A	0-10	4,09	4,95	4,97	41,7	69,0	58,9	38,1	78,3	28,2	79,1	123,0	81,9	117,2	201,3	110,1	1767,2	2797,7	2191,3	31,7	48,0	47,6	65,5	49,8	51,0	11,8	12,3	13,4	264	280	360
Koelbroek	I.2.B	0-10	4,28	4,61	5,15	65,9	63,8	46,3	33,6	223,0	27,0	102,5	168,0	69,4	136,2	391,0	96,4	2849,8	2596,7	1927,1	49,2	36,2	50,0	48,2	62,3	48,6	11,6	12,3	12,0	321	190	334
Koelbroek	I.2.C	0-10	3,35	4,82	4,44	61,2	42,3	16,5	24,2	28,2	16,2	55,1	52,6	34,5	79,3	80,8	50,7	2433,9	1897,7	695,8	25,3	47,3	25,8	71,8	50,7	73,0	12,6	11,2	11,8	555	403	239
Koelbroek	I.2.D	0-10	3,20	4,87	5,74	87,9	76,7	46,0	15,3	36,2	35,8	53,0	69,8	89,5	68,4	106,0	125,2	3245,1	2807,5	1910,3	25,8	50,7	56,7	71,5	46,1	41,6	13,5	13,7	12,0	829	550	257
Koelbroek	I.3.A	0-10			4,14			14,3			12,5			11,3			23,8			545,5			25,7			73,0			13,2			635
Koelbroek	I.3.B	0-10			5,18			31,4			15,9			52,4			68,4			1277,9			39,7			58,8			12,3			299
Koelbroek	I.3.C	0-10			5,53			25,3			19,1			53,3			72,4			1149,0			40,2			58,1			11,0			238
Koelbroek	I.3.D	0-10			3,69			28,2			14,7			33,5			48,2			1034,9			17,9			80,6			13,6			420
Koelbroek	II.1.A	0-10	4,24		5,37	82,6		72,1	20,6		39,2	76,5		118,1	97,1		157,3	3020,5		2711,3	46,4		52,9	49,2		45,6	13,7		13,3	540		305
Koelbroek	II.1.B	0-10	4,32		5,02	78,0		34,5	22,3		65,8	103,1		62,9	125,4		128,7	3088,8		1513,6	47,5		43,7	48,7		54,9	12,6		11,4	378		274
Koelbroek	II.1.C	0-10	4,29		5,30	77,4		30,3	40,3		139,3	88,0		95,2	128,3		234,5	2884,8		1378,2	40,2		50,8	56,6		47,9	13,4		11,0	440		159
Koelbroek	II.1.D	0-10	4,51		5,21	87,5		18,1	19,0		42,8	64,3		31,2	83,4		74,0	3016,2		873,2	48,7		39,7	45,6		58,6	14,5		10,3	680		289
Koelbroek	II.3.A	0-10		5,42	5,61		67,7	78,6		22,6	23,2		102,5	99,4		125,1	122,6		3165,9	2927,9		66,6	61,4		30,7	36,5		10,7	13,4		330	395
Koelbroek	II.3.B	0-10		4,31	5,16		84,1	78,2		18,4	15,8		84,5	93,9		102,9	109,8		3221,2	2808,4		42,1	58,9		56,1	39,2		13,1	13,9		498	416
Koelbroek	II.3.C	0-10		4,99	5,25		43,2	75,6		20,3	19,4		73,0	100,9		93,3	120,3		1869,0	2355,6		58,7	55,4		38,6	42,8		11,6	16,1		296	375
Koelbroek	II.3.D	0-10		5,63	5,02		32,6	77,1		21,7	19,5		83,3	82,7		105,0	102,2		1732,6	2644,5		71,4	56,7		25,2	42,0		9,4	14,6		196	466
Koelbroek	II.4.A	0-10	4,92			68,6			57,5			105,8			163,3			2933,3			53,5			43,8			11,7			324		
Koelbroek	II.4.B	0-10	4,57			60,6			70,7			121,0			191,6			2506,7			46,3			50,8			12,1			250		
Koelbroek	II.4.C	0-10	4,72			32,4			37,2			46,6			83,8			1410,7			47,1			50,0			11,5			347		
Koelbroek	II.4.D	0-10	5,34			15,9			68,5			66,3			134,8			789,4			53,8			43,4			10,0			120		
Koelbroek	III.1.A	0-10	3,68	4,87	4,34	87,6	86,5	74,1	11,8	44,9	14,2	57,7	73,0	89,9	69,4	117,9	104,1	2983,0	2555,8	2488,6	27,9	42,0	32,7	68,6	52,0	64,4	14,7	16,9	14,9	759	593	412
Koelbroek	III.1.B	0-10	3,94	4,58	4,83	90,7	86,6	82,4	13,2	34,6	12,3	74,2	83,8	85,3	87,4	118,4	97,5	3123,1	2857,0	2474,4	38,8	47,6	44,4	55,3	45,4	50,7	14,5	15,2	16,7	611	516	483
Koelbroek	III.1.C	0-10	3,81	4,08	4,95	89,9	72,8	87,3	12,8	18,4	14,2	53,3	55,4	59,2	66,0	73,7	73,5	2758,5	2602,5	2789,1	38,5	26,2	49,7	56,5	70,7	45,4	16,3	14,0	15,6	844	657	736
Koelbroek	III.1.D	0-10	4,33	4,89	4,89	89,6	86,6	84,8	10,9	31,6	27,1	69,4	67,3	77,9	80,3	99,0	105,0	2941,8	2633,4	2582,3	46,9	61,0	72,0	47,7	35,5	22,9	15,2	16,4	16,4	645	643	544
Koelbroek	III.3.A	0-10	4,26	4,76	3,85	82,1	67,2	63,3	16,3	32,3	122,9	88,4	95,7	100,1	104,7	128,1	223,0	3334,9	2827,5	2184,7	45,6	49,2	43,7	51,6	47,4	54,1	12,3	11,9	14,5	464	351	316

Koelbroek	III.3.B	0-10	4,40	4,51	3,74	79,1	74,8	76,4	122,7	240,8	57,3	181,9	141,6	63,7	304,6	382,4	121,0	2922,6	2698,5	2504,5	43,4	51,3	43,3	54,0	46,3	54,4	13,5	13,9	15,3	217	264	600
Koelbroek	III.3.C	0-10	4,47	4,83	3,03	75,1	38,1	74,1	35,5	291,1	66,9	112,8	62,6	69,7	148,3	353,7	136,6	3107,9	1636,3	2532,7	42,8	33,8	38,3	54,4	63,7	60,0	12,1	11,6	14,6	333	304	531
Koelbroek	III.3.D	0-10	4,49	5,01	3,41	77,9	60,9	47,9	84,9	247,5	456,3	136,4	71,6	123,1	221,3	319,1	579,4	2906,8	2559,2	1788,9	44,6	51,9	28,6	52,6	44,4	69,8	13,4	11,9	13,4	285	425	195
Koelbroek	III.5.A	0-10		4,59			58,3			420,9			202,1			623,0			2203,9			32,0			65,8			13,2			144	
Koelbroek	III.5.B	0-10		4,86			58,7			310,2			242,5			552,7			2622,8			46,9			50,8			11,2			121	
Koelbroek	III.5.C	0-10		4,67			57,3			482,8			130,5			613,3			2146,6			36,6			61,7			13,3			220	
Koelbroek	III.5.D	0-10		4,32			62,8			369,5			108,5			478,0			2272,0			38,5			59,1			13,8			289	
Koelbroek	IV.5.a	0-10			4,23			65,8			143,7			38,7			182,4			2401,9			49,3			48,3			13,7			851
Koelbroek	IV.5.b	0-10			4,63			65,5			391,7			137,6			529,3			2478,2			48,3			49,2			13,2			238
Koelbroek	IV.5.c	0-10			5,51			63,3			185,1			83,8			268,9			2221,0			59,8			37,3			14,3			378
Koelbroek	IV.5.d	0-10			3,86			63,9			215,8			92,2			308,0			2252,7			38,9			58,7			14,2			346
Koelbroek	V.1.A	0-10	4,58	3,30	3,49	86,8	87,9	85,6	13,3	67,9	42,9	76,2	47,1	27,0	89,5	115,0	69,9	3186,9	2690,4	2735,3	50,6	16,7	19,0	42,6	80,9	77,9	13,6	16,3	15,7	569	932	1585
Koelbroek	V.1.B	0-10	4,41	4,78	3,47	85,2	84,7	87,4	11,7	23,8	16,2	62,9	62,7	46,9	74,6	86,5	63,1	2963,4	2801,6	2845,2	50,7	38,0	18,8	43,7	52,3	78,5	14,4	15,1	15,4	677	676	932
Koelbroek	V.1.C	0-10	4,61	4,71	4,40	87,1	86,8	80,2	14,2	31,6	12,5	60,8	85,5	60,4	75,0	117,0	72,9	3037,2	2684,6	2816,9	54,9	28,8	38,6	39,6	62,3	58,0	14,3	16,2	14,2	717	508	664
Koelbroek	V.1.D	0-10	4,94	3,25	4,70	75,7	87,8	75,9	8,4	15,9	5,5	67,6	42,1	63,9	76,0	58,0	69,4	3112,2	2366,5	2544,6	55,6	16,3	51,7	36,8	80,9	44,3	12,2	18,5	14,9	560	1043	594
Koelbroek	V.5.A	0-10	5,39	3,46	3,48	43,6	81,1	60,6	220,8	24,8	242,9	227,3	118,1	184,2	448,1	142,9	427,1	1592,5	2622,8	2372,4	53,9	23,6	32,2	39,7	72,3	65,1	13,7	15,5	12,8	96	343	164
Koelbroek	V.5.B	0-10	5,15	4,45	2,99	63,0	56,0	59,6	181,8	286,3	298,2	166,5	142,5	116,5	348,3	428,8	414,8	2133,4	1993,7	2270,5	50,4	31,8	26,4	44,4	65,3	71,2	14,8	14,0	13,1	189	196	256
Koelbroek	V.5.C	0-10	5,05	4,34	4,97	50,0	73,5	25,1	158,9	149,7	375,7	202,6	80,2	201,9	361,5	229,8	577,6	2103,3	2403,6	643,9	47,0	35,5	35,1	49,0	60,5	63,8	11,9	15,3	19,5	123	458	62
Koelbroek	V.5.D	0-10	4,94	5,08	4,92	66,7	28,5	22,6	125,1	76,5	356,3	182,1	65,5	6,4	307,2	142,0	362,7	2332,5	1260,0	905,6	47,8	54,3	29,4	48,0	43,1	69,6	14,3	11,3	12,5	183	218	1762
Koelbroek	VI.1.A	0-10	4,39	4,44	3,37	88,7	69,6	89,5	12,1	20,6	65,8	65,1	58,3	55,4	77,2	78,9	121,2	3284,5	2345,8	3002,4	49,3	35,5	21,5	47,2	57,7	76,0	13,5	14,8	14,9	682	596	808
Koelbroek	VI.1.B	0-10	5,07	3,31	4,18	77,8	57,3	57,5	14,2	6,7	18,4	80,3	45,9	36,8	94,6	52,7	55,2	2989,9	1852,5	2029,3	64,3	11,4	31,5	31,7	86,5	64,9	13,0	15,5	14,2	484	623	780
Koelbroek	VI.1.C	0-10	4,63	3,38	3,96	86,8	91,7	57,1	13,5	5,7	11,7	75,3	90,6	64,5	88,8	96,3	76,3	3203,3	2822,0	2087,4	52,6	19,6	28,3	42,6	77,1	68,4	13,6	16,2	13,7	576	506	443
Koelbroek	VI.1.D	0-10	4,80	3,26	3,32	86,9	72,6	23,6	10,4	3,7	4,6	68,3	45,2	9,2	78,8	48,9	13,8	3072,9	2260,8	761,2	61,2	3,7	10,3	35,5	94,5	88,4	14,1	16,1	15,5	636	803	1279
Koelbroek	VI.2.A	0-10	4,49	4,37	4,50	86,5	71,2	81,9	15,7	8,6	6,7	79,0	78,4	63,2	94,7	87,0	69,8	3181,9	2325,2	3217,8	58,9	54,9	60,6	36,9	42,0	38,0	13,6	15,3	12,7	548	455	648
Koelbroek	VI.2.B	0-10	4,79	4,83	4,50	80,5	84,6	84,0	13,7	10,4	5,3	75,1	92,1	47,1	88,8	102,5	52,4	3173,8	3038,5	3145,8	64,9	59,6	63,7	31,6	37,9	34,6	12,7	13,9	13,4	536	459	892
Koelbroek	VI.2.C	0-10	4,76	4,47	3,64	85,5	86,2	79,7	11,4	6,7	5,9	84,7	90,9	37,6	96,2	97,6	43,5	3242,3	3300,3	2701,7	55,6	58,7	36,6	40,2	38,8	61,6	13,2	13,1	14,7	504	474	1060
Koelbroek	VI.2.D	0-10	4,51	4,39	4,63	83,0	88,5	69,4	14,4	8,6	9,9	71,9	75,4	52,8	86,2	84,0	62,7	3292,7	3096,6	2666,6	48,7	53,3	56,8	47,9	44,3	41,7	12,6	14,3	13,0	578	587	657
Koelbroek	VI.4.A	0-10	4,99	5,31	3,81	78,7	38,9	78,0	38,4	13,5	9,5	73,3	53,5	62,8	111,7	67,0	72,3	3496,1	1810,0	2809,4	58,9	64,3	53,0	37,8	33,3	45,4	11,2	10,7	13,9	537	364	621
Koelbroek	VI.4.B	0-10	5,00	4,34	4,44	74,5	75,7	71,2	28,5	13,0	7,9	97,8	105,4	75,4	126,3	118,4	83,3	3299,7	2920,1	3023,1	59,3	51,4	60,3	37,4	44,7	37,9	11,3	13,0	11,8	381	359	472
Koelbroek	VI.4.C	0-10	5,00	4,36	4,35	81,5	78,3	70,4	31,0	17,9	7,9	71,6	104,8	80,6	102,6	122,7	88,5	3386,5	2838,8	2737,9	63,4	49,3	56,7	32,5	47,2	41,7	12,0	13,8	12,8	569	374	436
Koelbroek	VI.4.D	0-10	5,01	4,03	4,54	80,4	76,5	77,7	19,5	25,6	10,1	56,8	98,1	64,2	76,3	123,7	74,3	3650,3	2964,9	3048,4	61,1	45,3	56,5	34,9	51,6	42,0	11,0	12,9	12,7	708	390	606

5 Vegetatie

5.1 Inleiding

Een groot deel van de Nederlandse elzenbroekbossen is door een combinatie van oorzaken sterk verarmd en verruigd. Landelijk bezien resteert een oppervlakte van niet meer dan enkele honderden hectare van dit voor het laaggelegen Nederland eens zo karakteristieke bostype. De Europese Unie onderkent de ernstig bedreigde status van elzenbroekbossen in Europa en bestempelt in de Habitatrichtlijn het beekdal-elzenbroek als "prioritaire levensgemeenschap"(Natuurbeschermingsraad, 1989; Linden *et al.*, 1994 Poels *et al.*, 1998).
Het Koelbroek bij Venlo is een relatief fraai voorbeeld van een beekbegeleidend, nat elzenbroek (Clerkx *et al.*, 1994; Stortelder *et al.*, 1998) in een pleistocene Maasmeander. Een onderzoek naar de ecologische kwaliteit van enkele Maasmeanders, waaronder die met het Koelbroek, bracht een sterke mate van verdroging-en eutrofiëring aan het licht. Onttrekking van drinkwater ten oosten van het Koelbroek en vooral de versnelde waterafvoer van de Everlosche Beek worden als belangrijkste oorzaken van verdroging aangemerkt. Door cultuurtechnische maatregelen, zowel in het Koelbroek zelf als in de omgeving ervan, is de voorjaarsgrondwaterstand met 15 tot 30 cm gedaald (Oranjewoud, 1993). Als gevolg van atmosferische depositie en de aanvoer van gebiedsvreemd water in samenhang met de geomorfologie en de geohydrologische eigenschappen van de bodem, heeft het Koelbroek naast verdroging te lijden van eutrofiëring. Het Koelbroek is slechts aan de noordwestkant door een smalle bufferzone van de bovenstrooms gelegen, intensief gebruikte landbouwgronden gescheiden. Een duidelijk zichtbaar effect van het toestromen van verontreinigd landbouwwater in het Koelbroek is het massaal optreden van Grote brandnetel (*Urtica dioica)* en vooral Gewone braam (*Rubus fruticosus).* De uitbreiding van deze stikstofminnende soorten gaat ten koste van de karakteristieke planten van het elzenbroekbos.
Een pakket herstelmaatregelen is geformuleerd (zie Hoofdstuk 7) waarbij de nadruk ligt op een ongestoord verloop van biotische en abiotische processen nadat het effect van externe factoren door menselijk ingrijpen is geminimaliseerd (Oranjewoud, 1993). In de eerste plaats moet de toevoer van verrijkt gebiedsvreemd water worden stopgezet. Dit zal een verschuiving bewerkstelligen van verruigde broekbossen in de richting van nat elzenbroek. Bovendien moet de waterstand op het oude niveau worden teruggebracht en wel door de toevoer van kwelwater, het sturende proces van dit broekbosecosysteem, te optimaliseren. Het beheer in een dergelijk "begeleid natuurlijk systeem" zou dan beperkt kunnen blijven tot het periodiek creëren van open water om verlandingsprocessen in gang te zetten. Hiermee wordt gestreefd naar de ontwikkeling van drie natuurdoeltypen: plantengemeenschappen van open water, verlandingsgemeenschappen en broekbossen. Niets doen, dat wil zeggen vanaf nu een natuurlijke successie toestaan, leidt op de lange termijn tot broekbos zonder meerwaarde ten opzichte van de overige systemen. In 1997 is in het zuidelijk deel van het Koelbroek een begin gemaakt met werkzaamheden om het Koelbroek zo veel mogelijk te vrijwaren van instroming van geëutrofieerd water: de oeverwallen van de Everlosche Beek zijn opgehoogd en de beek is benedenstrooms van het Koelbroek gestuwd (zie Hoofdstuk 7). De relatief goede staat waarin de natste delen van het Koelbroek verkeren, zijn belangrijk met het oog op herstelmaatregelen. De nabijheid van deze genen-en zaadbron maakt een herstel van verdroogde en geëutrofieerde

delen in de omgeving op korte termijn waarschijnlijk. Mede hierdoor is het Koelbroek bij uitstek geschikt als referentieobject.

5.2 Methodiek

De vegetatieopnamen werden in 2003 op dezelfde manier gemaakt als in 1996, namelijk volgens de methode van Braun-Blanquet op permanente proefvlakken. De 26 proefvlakken liggen in zes raaien dwars op de richting van de voormalige rivierbedding.
De opnamen van 2003 zijn samen met die van 1996 in een tabel verwerkt om de veranderingen per opname overzichtelijk te kunnen vaststellen.
Om de veranderingen te visualiseren zijn de opnamen van beide situaties met DECORANA verwerkt in een ordinatiediagram. De ligging van de opnamen wordt bepaald door de soortensamenstelling van de ondergroei, waarbij de assen geïnterpreteerd kunnen worden in termen van ecologische factoren. Daarnaast is een globale vegetatiekaart gemaakt, die vergeleken wordt met de kaart van 1996.
Tenslotte is een aantal karakteristieke soorten van het broekbos opnieuw in kaart gebracht.

5.3 De veranderingen op basis van vergelijking van de proefvlakken (per vegetatietype van 1996)

De veranderingen sinds 1996 worden geïllustreerd in een DECORANA-plot (figuur 5.1) met clusters in 1996 en 2003 en in tabellen (vergelijking tussen opnamen in tabel 5.1 en opnamentabel uit 2003 in tabel 5. 2).

V1. Rompgemeenschap van verdroogd eikenbos met braam
(proefvlak 7-33).
1996: RG *Alnus glutinosae-[Quercion robori-petraea]*
2003 RG *Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]*
Uit dit drogere en soortenarme bos zijn slechts weinig soorten verdwenen. Wel zijn de vochtminnende soorten van het Elzenbroek verschenen: Elzenzegge, Gele lis, Wolfspoot, Grote wederik, Bitterzoet en Pitrus. Tamelijk sterk achteruitgegaan zijn enkele nitrofiele soorten: Gewone braam, Framboos en Brede stekelvaren. Wilde lijsterbes en Zomereik zijn ook achteruitgegaan. De bedekking van Zwarte els is niet gewijzigd. De verandering is te beoordelen als een succesvol herstel van het broekbos door vernatting.

V2. Rompgemeenschap van verdroogd bos met braam
(proefvlak 15-41 en 2-28).
1996: RG *Rubus fruticosus-[Alno-Padion]*
2003: RG *Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]*
Enkele vochtminnende soorten zijn verdwenen: Moeraszegge, Hop en Pinksterbloem evenals enkele soorten van drogere omstandigheden: Hazelaar, Zoete kers en Wilde lijsterbes. De bedekking van Framboos is sterk afgenomen. Verschenen soorten zijn o.a.: Grote brandnetel, Elzenzegge, Gewoon dikkopmos en Gewoon sterremos. De bedekking van Kleefkruid is sterk toegenomen. Hoewel de veranderingen in de vegetatie niet spectaculair zijn is ook hier sprake van herstel van het broekbos, met name in proefvlak 2-28.

V3-S1. Rompgemeenschap van licht verdroogd broekbos met Grote brandnetel
(proefvlak 3-29).
1996: RG *Urtica dioica-[Alnion glutinosae]*
2003: RG *Urtica dioica-[Alnion glutinosae]*
Wilde lijsterbes en Gewone engelwortel, beide niet karakteristiek voor broekbos, zijn verdwenen. Nieuw verschenen of soorten met hogere bedekking zijn:Aalbes, Bosveldkers, Fijn snavelmos, Gewoon sterremos en Pitrus. De bedekking van Gewone

es (struiklaag)is sterk afgenomen en van Grote brandnetel wat minder. De verandering is als licht-positief te beoordelen (figuur 5.1)

V3-S2. Elzenbroekbos, typische vorm
(proefvlakken 4-30, 16-42, 1-36, 5-31, 1-27, 9-35, 23-49 en 14-40).
1996: *Carici elongatae-Alnetum*
2003: *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
Gunstig is dat soorten van iets drogere omstandigheden (b.v. Hennegras, Wijfjesvaren, Hop en Grote brandnetel) op meerdere plaatsen zijn verdwenen, evenals ruigtesoorten en/of soorten van voedselrijke omstandigheden (b. v. Moerasspirea, Gewone engel wortel, Kruipende boterbloem, Robertskruid, Basterdwederik, Duizendknoop, Braam en Framboos). Daarentegen zijn veel vochtminnende soorten en/of soorten van Elzenbroekbos verschenen: verjonging van Zwarte els, Pluimzegge, Gele lis, Wolfspoot, Melkeppe, Bitterzoet, Slangenwortel, Pinksterbloem en Grote boterbloem. Dat de vernattig vrij rigoureus is doorgevoerd blijkt uit de vestiging van soorten van wilgenstruweel, zoals Sterrekroos, Klein kroos en verder uit vochtminnende soorten als Grote waterweegbree, Watertorkruid en Blaartrekkende boterbloem.
De veranderingen zijn positief voor wat betreft de vestiging van nieuwe soorten van Elzenbroekbos (figuur 5. 1 en tabel 5. 1 en 5. 2). In meerdere gevallen blijkt de vernatting te sterk voor Elzenbroekbos.

V3-S3. Elzenbroek met Liesgras
(proefvlakken 11-37, 24-50, 8-34, 13-39, 17-43, 18-44, 19-45).
1996: *Carici elongatae-Alnetum "glycerietosum "*
2003: overige opn. *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
2003: opn. 8-34:*Carici elongatae-Alnetum met Lemna minor*
De vernatting heeft er ook hier toe geleid dat het broekbos nu meer eigen soorten heeft. Op sommige plaatsen is de vernatting echter zodanig, dat dit ongunstige effecten heeft op de vegetatie (met name op de laagste plekken waar lang water kon blijven staan). In tabel 5.1 is dit duidelijk te zien. In de groep van soorten van het Elzenbroekbos zijn dit de kolommen waar het aantal verdwenen soorten (rood) groter is dan het aantal verschenen soorten (blauw). Het meest opvallend is deze minder gunstige ontwikkeling in proefvlak 18-44, het laagste punt van het Koelbroek. Dit gaat gepaard met de vestiging van een kroosdek van Klein kroos, een soort die in 1996 hier nauwelijks voorkwam. In proefvlak 8-34 is Klein kroos zelfs dominant. Soorten van drogere omstandigheden zijn hier grotendeels verdwenen: Zomereik in de struiklaag, Wilde kamperfoelie en Hennegras. Hier en daar zijn ook vochtminnende en/of elzenbroeksoorten verdwenen: Pluimzegge, Gewoon puntmos, Moeraswalstro, Liesgras (soms verdwenen en over de hele linie sterk in bedekking achteruitgegaan), Moerasvaren en Pinksterbloem. Ook nitrofiele en/of verstoringsoorten zijn soms verdwenen: Gewone braam, Framboos, Smalle en Brede stekelvaren e.a.
Daarentegen zijn weer andere vochtminnende soorten verschenen: Zwarte els in de struiklaag, Grote wederik, Melkeppe, Bitterzoet, Grote boterbloem, in 5 van de 7 opnamen Slangewortel, Watermunt, Klein kroos en Blaartrekkende boterbloem.
Opname 8-34, raai III-2 is afwijkend: soortenarmer, maar met een relatief groter aandeel soorten van natte omstandigheden.
Opname 18-44, raai V-2 is veel meer veranderd dan de overige uit deze groep: nagenoeg alle soorten van Elzenbroekbos zijn verdwenen en enkele nitrofiele soorten zijn verschenen: Klein kroos en Blaartrekkende boterbloem.
De vestiging van soorten van Elzenbroekbos is als positief op te vatten. In sommige gevallen echter is de vernatting te sterk; dan verdwijnen deze soorten en vormt zich een dicht kroosdek.

S4. Elzenbroekbos met Slangewortel
(proefvlak 6-32)
1996: *Carici elongatae-Alnetum "calletosum"*
2003: *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
Soorterijk broekbos waarin nauwelijks soorten van drogere omstandigheden voorkomen. Soorten van voedselrijke omstandigheden (Grote brandnetel en Liesgras) zijn verdwenen; vochtminnende soorten zijn verschenen:Grote boterbloem, Klein

kroos, Waterdrieblad en Watertorkruid. Tevens heeft zich Gewone braam met een lage bedekking gevestigd. De gemeenschap is verder weinig gewijzigd. De veranderingen duiden op minder voedserijke omstandigheden.

S5. Rompgemeenschap met Moeraszegge
(proefvlak 22-48 en 12-38)
1996: RG *Carex acutiformis-[Alnion glutinosae]*
2003: opn. 22-48 *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
2003: opn. 12-38 *Carex acutiformis-[Alnion glutinosae]*
Slechts hier en daar zijn soorten van min of meer drogere omstandigheden verdwenen: Gewone braam, Framboos, Smalle en Brede stekelvaren, Wilde lijsterbes en Gewoon sterremos. In opname 22-48 is de bedekking van Moeraszegge afgenomen.
In de struiklaag is Zwarte els verschenen in opname 12-38 en verder zijn in opname 22-48 Grote boterbloem, Slangewortel en Watermunt verschenen. Ook enkele nitrofiele soorten als Klein kroos en Blaartrekkende boterbloem zijn in de opnamen verschenen. Watertorkruid is verdwenen. Nitrofiele soorten zijn verdwenen: Framboos, Smalle en Brede stekelvaren Rietgras.
Deze groep is voor een deel niet veranderd, waardoor nog facies van Moeraszegge aanwezig zijn. Elders is door het terugdringen van Moeraszegge en het verschijnen van meer soort en van Elzenbroekbos een positieve ontwikkeling op gang gekomen.

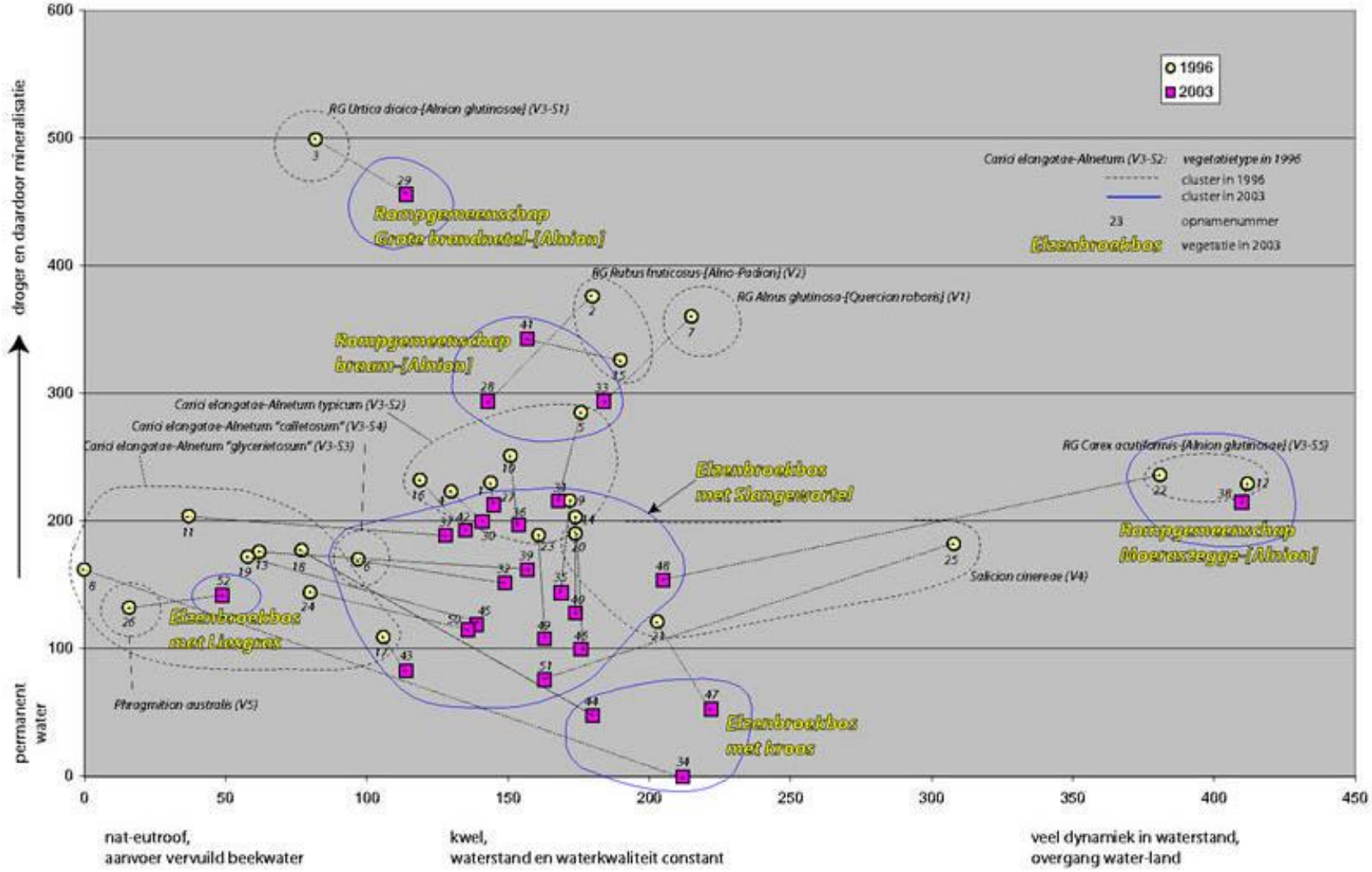
V4. Wilgenbroekstruweel
(proefvlakken 20-46, 21-47, 25-51)
1996: *Salicion cinereae* 2003:overige opn. *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
2003: opn. 21-47 *Carici elongatae-Alnetum met Lemna minor*
Er zijn veel soorten van Elzenbroekbos (Pluimzegge, Elzenzegge, Gele lis, Grote wederik, Melkeppe, Bitterzoet in de kruidlaag) en Wilgenbroeksoorten (mossen en sterrekroos) verdwenen. Daarentegen zijn andere soorten van Elzenbroekbos weer verschenen (Zwarte els en Bitterzoet in de struiklaag, Wolfspoot, Slangewortel, Pinksterbloem en Grote boterbloem). Plaatselijk is Slangewortel en Grote boterbloem verschenen. Nitrofiele soorten van natte standplaatsen zijn verschenen: Klein kroos, Moerasvergeet-mij-nietje en Gewoon kweldergras. Ook in deze groep is Klein kroos verschenen. De veranderingen laten een ontwikkeling in de richting van Elzenbroekbos zien;in opname 21-47 is de vernatting te sterk.

V5. Rietbegroeiing (proefvlak 26-52)
1996: *Phragmition australis*
2003: *Carici elongatae-Alnetum met Glyceria maxima*
Alleen Zwarte els is uit de boomlaag verdwenen en Grote wederik en Grote lisdodde zijn uit de kruidlaag verdwenen. Veel soorten van Elzenbroekbos zijn verschenen (Grote boterbloem, Holpijp, Bosveldkers, Waterscheerling, Klein kroos en Grauwe wilg. De veranderingen zijn positief in de richting van Elzenbroekbos (soorten en Zwarte els in de struiklaag).

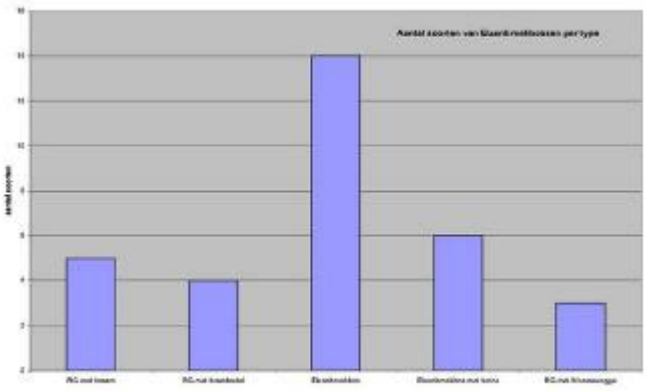
5.4 Plantengemeenschappen in 1996 en 2003

Gemeen-schap		Proef-vlak	1996	2003
V1		Alle	RG *Alnus glutinosa-[Quercion robori-petraeae]*	*RG Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]*
V2		Alle	RG *Rubus fruticosus-[Alno Padion]*	*RG Rubus fruticosus-[Alnion glutinosae]*
V3	S1	Alle	RG *Urtica dioica-[Alnion glutinosae]*	RG *Urtica dioica-[Alnion glutinosae]*
	S2	Alle	*Carici elongate-Alnetum typicum*	*Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
	S3	Overige	*Carici elongate-Alnetum var."glycerietosum"*	*Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
		8-34	*Carici elongate-Alnetum var."glycerietosum"*	*Carici elongatae-Alnetum met Lemna minor*
	S4	Alle	*Carici elongate-Alnetum var."calletosum"s*	*Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
	S5	22-48	RG *Carex acutiformis-[Alnion glutinosae]*	*Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
		12-38	RG *Carex acutiformis-[Alnion glutinosae]*	RG *Carex acutiformis-[Alnion glutinosae]*
V4		Overige	*Salicion cinereae*	*Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris*
		21-47	*Salicion cinereae*	*Carici elongatae-Alnetum met Lemna minor*
V5		Alle	*Phragmition australis*	*Carici elongatae-Alnetum met Glyceria maxima*

Uit deze typologie komt naar voren dat alle in 1996 minder goed ontwikkelde opnamen nu tot het *Carici elongatae-Alnetum* of het *Alnion glutinosae* gerekend kunnen worden. Voor de samenstelling van de typen in 2003 wordt verwezen naar tabel 5.1 en 5.2.
Type V1 bestaat uit opnamen die in 1996 nog tot het *Quercion* of het *Alno-Padion* gerekend werden. In 2003 konden ze, door het verschijnen van Elzenzegge, worden geclassificeerd als *Alnion* gemeenschap.
Type V2 behoorde in 1996 tot het *Alno-Padion*, maar door het terugdringen van Grote brandnetel en het verschijnen van Elzenzegge in 2003 behoort de opname tot het *Alnion*. Veel opnamen die in 1996 nog werden opgevat als *glycerietosum* hebben een dusdanige verandering ondergaan (o.a. verschijnen van Grote boterbloem, Slangewortel en verdwijnen of terugdringen van Liesgras) dat ze in 2003 alle kunnen worden opgevat als het *Carici elongatae-Alnetum met Calla palustris.*
In een deel van de gemeenschappen, die tot het *Carici elongatae-Alnetum* gerekend worden, is een kroosdek met Klein kroos verschenen. Niet overal is de bedekking hoog, maar sommige opnamen springen er uit door de combinatie van een kroosdek en een afname van de soorten van Elzenbroekbos;vooral bij opname 18-44 is dat het geval. Deze opname ligt op het laagste punt van het Koelbroek en heeft daardoor de hoogste waterstand, maar ook de langdurigste.
De opname 26-52 (Elzenbroekbos met Liesgras) is de enige die nog kan worden opgevat als *Carici elongatae-Alnetum glycerietosum*, maar ook hier is de bedekking van Liesgras afgenomen. Opname 12-38 bestaat uit een facies van Moeraszegge.
Het gemiddelde aantal soorten van Elzenbroekbos dat in de infiguur 5.1 onderscheiden groepen gevonden is, is te zien in figuur 5.2. Daaruit blijkt dat het typische Elzenbroekbos (*Carici elongatae-Alnetum)* het rijkst aan soorten is (14 soorten). Het aantal soorten wordt verlaagd tot 6 als er een kroosdek aanwezig is. Ook in de rompgemeenschappen is het aantal soorten van Elzenbroekbos het laagst (3-5).



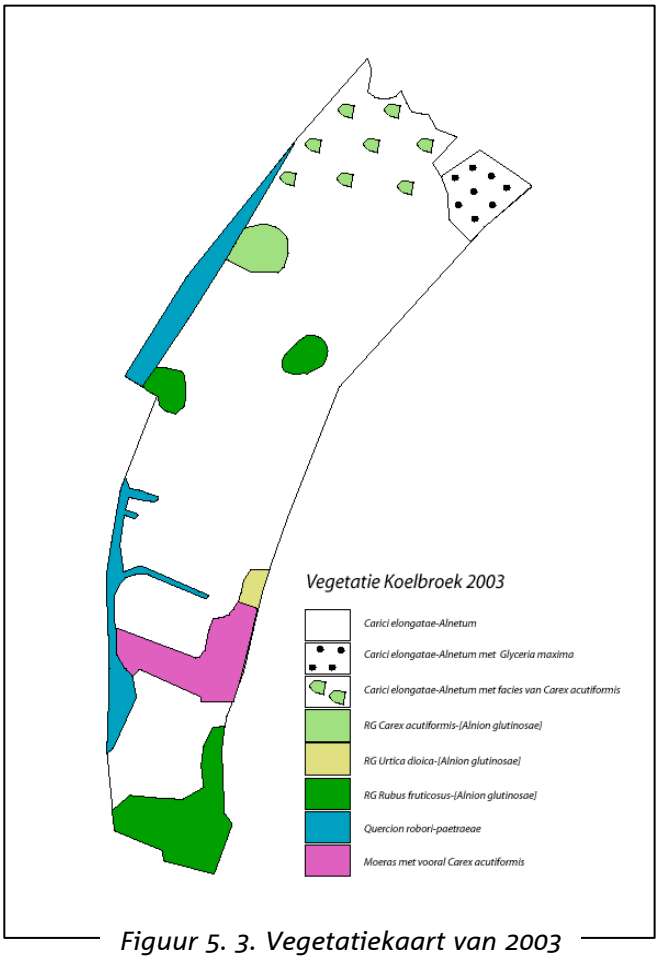
Figuur 5. 1. DECORANA plot van de vegetatieopnamen in 1996 en 2003



Figuur 5. 2. Aantal 'soorten van Elzenbroekbos'per type in 2003

5.5 Veranderingen in het vegetatiepatroon

In figuur 5.3 is de vegetatiekaart van 2003 te zien. Over het gehele gebied is nu sprake van het Verbond der elzenbroekbossen (*Alnion glutinosae).* Het Elzen-Vogelkersbos (*Alno-Padion)* is door hogere waterstanden teruggezet naar Elzenbroekbos (langgerekte deel in het midden en het deel in het zuiden). Op sommige plaatsen domineert een bepaalde soort, waardoor zich rompgemeenschappen van Elzenbroekbos hebben gevormd met Gewone braam, Grote brandnetel of Moeraszegge. De rompgemeenschap met Gewone braam komt vooral voor in de zuidelijke punt; die met Grote brandnetel in een klein stukje aan de oostrand. Het Wilgenbroekstruweel met Liesgras in het noord-oostdeel is door de vestiging van Zwarte els en andere soorten van Elzenbroekbos opgevolgd door Elzenbroekbos. In het noorden is nog veel Liesgras aanwezig, maar van een rompgemeenschap is geen sprake meer. Het meest opvallende is de toename van het Elzenbroekbos (*Carici elongatae-Alnetum)* waarin zich ook nog Slangewortel en Grote boterbloem hebben gevestigd. Langs de westgrens is nog een strook Eiken-Berkenbos aanwezig evenals op enkele hoger gelegen rabatten.



Figuur 5. 3. Vegetatiekaart van 2003

Over het algemeen is de vitaliteit van de Zwarte els in de boomlaag achteruitgegaan, waardoor het systeem veel lichter is geworden en soorten zich daardoor al sterk hebben kunnen uitbreiden. Wel zijn veel elzenstobben uitgelopen of heeft zich Zwarte els opnieuw gevestigd, zodat regenratie van elzenbos waarschijnlijk is.

Ecologische oorzaken
Door de vernatting heeft zich in het grootste deel van het Koelbroek Elzenbroekbos ontwikkeld. Doordat soms de waterstand te hoog en te lang hoog blijft voor Elzenbroekbos, is de vitaliteit van Zwarte els afgenomen (lichter kroondek) en hebben zich soorten van natte standplaatsen gevestigd. Hierdoor kan gesteld worden dat de vegetatie in het Koelbroek in successie is teruggezet richting een kraggevegetatie uit het Waterscheerling-verbond. Zulke vegetatie komt vooral voor op plaatsen waar voedsel-en basenarm water (regenwater) in contact staat met voedsel-en basenrijk water (hier grondwater). Het grondwater is afkomstig van basenrijke kwel; daar duiden soorten als Holpijp, Dotterbloem en Grote boterbloem op.

5.6 Veranderingen van de verspreiding van een aantal karakteristieke soorten

Hoewel de bedekking van soorten als Gewone braam, Framboos en Grote brandnetel sterk is afgenomen, is het verspreidingspatroon van die soorten niet wezenlijk veranderd.

In de noordelijke helft van het Koelbroek is Grote boterbloem en Slangewortel in grotere hoeveelheden verschenen. Terwijl in 1996 Slangewortel slechts in drie opnamen is gevonden, werd de soort in 2003 in 12 opnamen gevonden (de soort is uit opname 18-44 verdwenen). Grote boterbloem is in 1996 niet waargenomen; in 2003 in 10 opnamen. Daarnaast zijn daar Blaartrekkende boterbloem, Klein kroos, op twee plaatsen Waterdrieblad (figuur 5. 6) en sporadisch Waterscheerling gevonden. Op twee plaatsen in de zuidelijke helft, in de oude loop, is Waterdrieblad gevonden.
Van een aantal soorten is de verspreiding min of meer gelijk gebleven: Moerasvaren, Wijfjesvaren, IJle zegge, Framboos, Elzenzegge (uitbreiding in noord-oosten), Holpijp, Gewone braam en Grote brandnetel.
De verspreiding van Gewone dotterbloem is kleiner geworden; de soort heeft zich uit het noordelijke deel teruggetrokken. Zoals gezegd is Grote boterbloem een nieuwe soort met de verspreiding in de noordelijke helft.

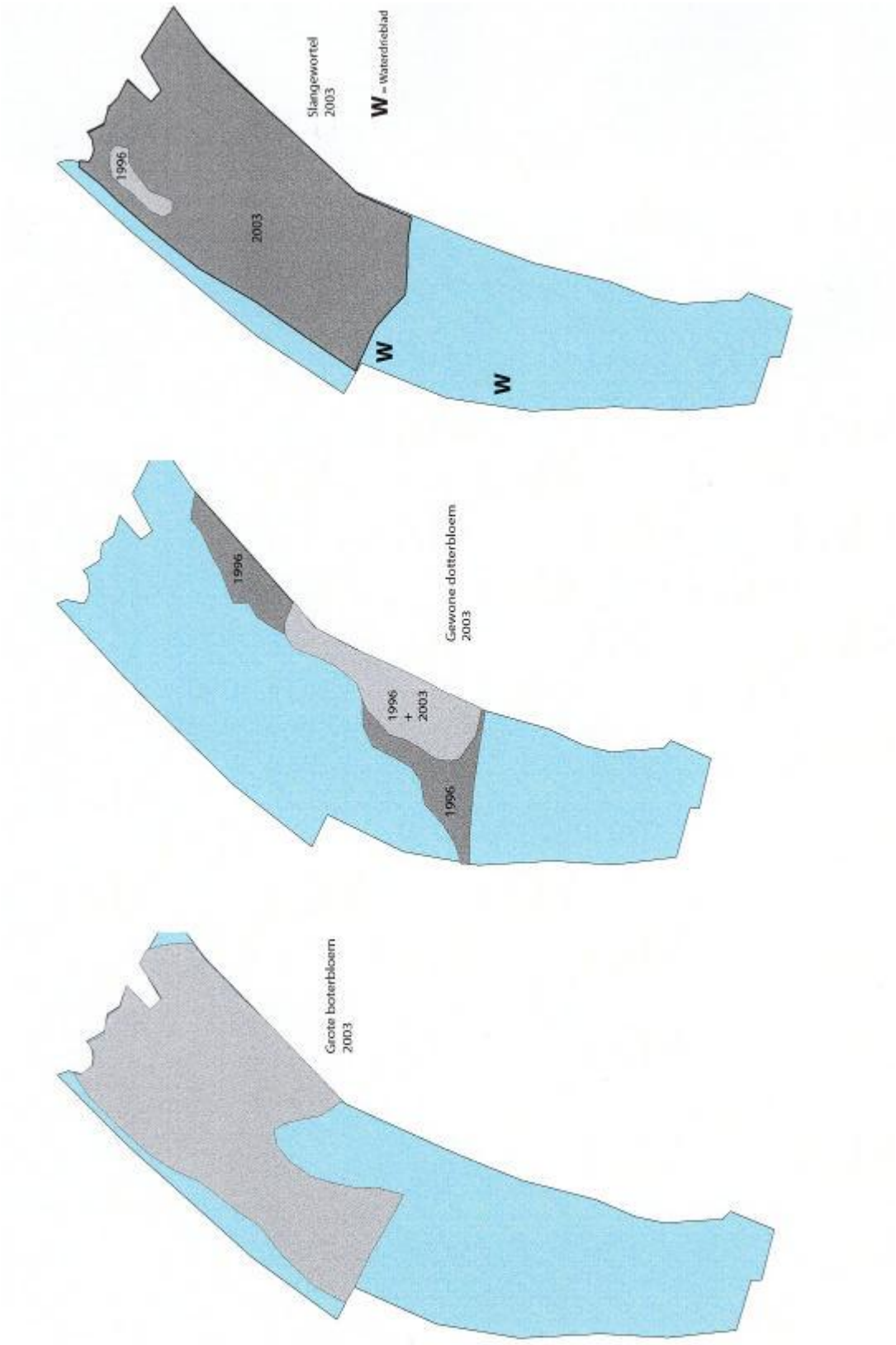
5.7 Verspreiding van Slangewortel, Grote boterbloem en Dotterbloem

In de figuren 5.4, 5.5 en 5.6 is respectievelijk de verspreiding te zien van Grote boterbloem, Gewone dotterbloem en Slangewortel. Van deze soorten is de verspreiding sterk veranderd sinds 1996. De verspreiding van Slangewortel is toegenomen, Grote boterbloem is nieuw voor 2003. De verspreiding van Gewone dotterbloem is beperkter.
Opmerkelijk is dat de verspreiding van Grote boterbloem en Slangewortel ongeveer dezelfde is nl. de noordelijke helft van het Koelbroek.

5.8 Samenvatting

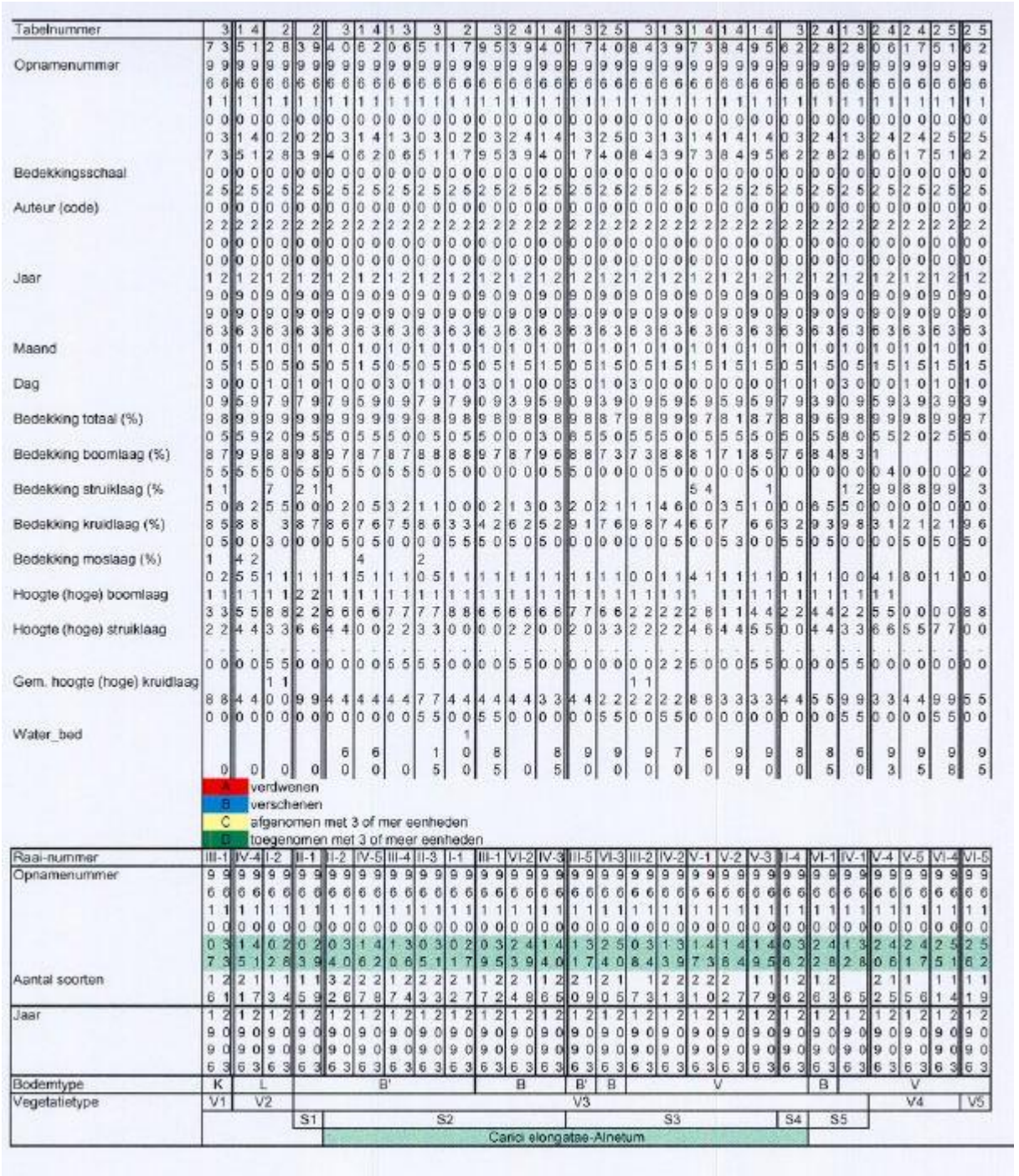
Sinds 1996 is de vegetatie van het Koelbroek door de vernatting spectaculair veranderd, grotendeels in de gewenste richting: naar het herstel van de karakteristieke broekbosvegetatie. Verdroogde delen van het boscomplex, zelfs opnamepunten die in 1996 al niet meer tot het Elzenbroek konden worden gerekend, zijn nu qua soortensamenstelling weer als zodanig te classificeren. Doordat de

vernatting niet werd gekoppeld aan een variabel peilbeheer (blank in de winter en oppervlakkig uitdrogend in de zomer), staat de bodem te lang onder water en is de boomlaag veel minder vitaal geworden. Over grote delen is de bedekking van houtige gewassen in de boom-, struik-en kruidlaag sterk afgenomen. Dit geldt in de eerste plaats voor soorten als Zomereik en Wilde lijsterbes, die de successie inluidden naar drogere bostypen, maar ook veel elzen zijn gedeeltelijk of zelfs geheel afgestorven. Sterk verminderd in de ondergroei zijn de (ongewenste) soorten die indicatief zijn voor verdroogde broekbossen, zoals Framboos, Gewone braam, Grote brandnetel en Smalle en Brede stekelvaren. Daar staat tegenover dat de typische soorten van het Elzenbroekbos zich hebben uitgebreid; in de eerste plaats Elzenzegge, kensoort van het Elzenbroek en verder soorten als Gele lis, Melkeppe, Bitterzoet, Wolfspoot en Grote wederik. Als gevolg van de langdurig hoge waterstanden (in de eerste jaren na de vernatting werd het beekwater in het voorjaar niet afgelaten) en de sterk toegenomen hoeveelheid licht op de bodem, hebben ook plantensoorten van drijftillen, die in de successie voorafgaan aan het broekbos, zich sterk uitgebreid: o.a. Waterscheerling, Waterdrieblad, Grote boterbloem en Slangenwortel, alle fraaie en weinig algemene soorten die hier ook vroeger voorkwamen bij de verlanding van deze Oude Maasarm. Dit is voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de (te) hoge waterstanden. Vooral op de laagste delen is de bedekking van Klein kroos sterk toegenomen en plaatselijk zelfs dominant; hierdoor verliep het herstelproces tijdelijk in een ongewenste richting. Doordat de bodem de laatste jaren weer eerder droogvalt, is de bedekking van het kroos nu weer op zijn retour. Hoewel de aard van de ondergroei zich sterk heeft gewijzigd (in de beoogde richting), is het gemiddelde aantal soorten op de opnamepunten gelijk gebleven (18 soorten per proefvlak). Het gemiddelde aantal ‘soorten van Elzenbroekbos’ is het grootst in het Elzenbroekbos (14; *Carici elongatae-Alnetum),* lager als een kroosdek aanwezig is (6) en het laagst in de rompgemeenschap met Moeraszegge (3).

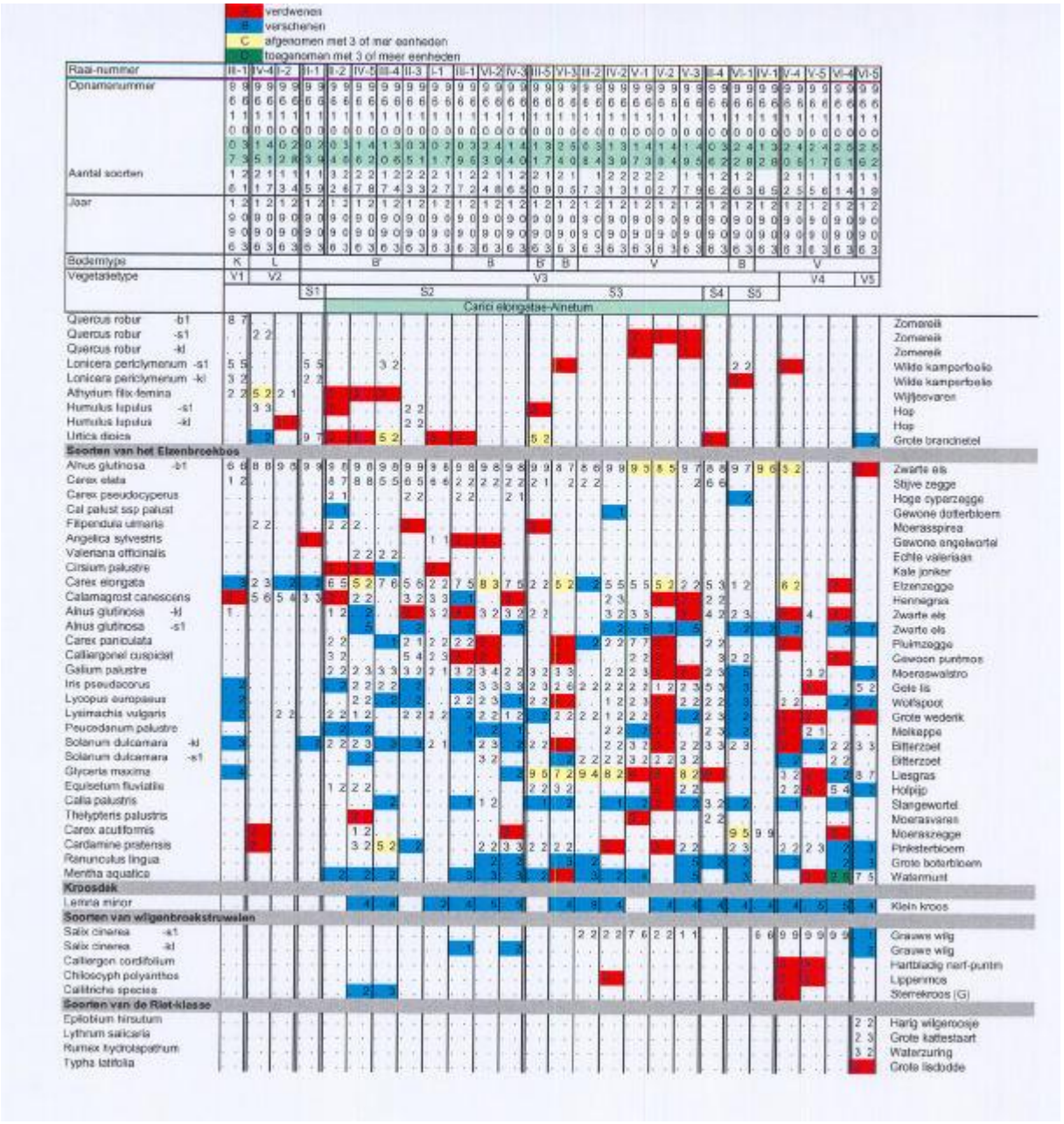


Figuur 5. 4, 5. 5 en 5. 6. Verspreiding van Grote boterbloem, Gewone dotterbloem, Slangewortel en Waterdrieblad in 2003

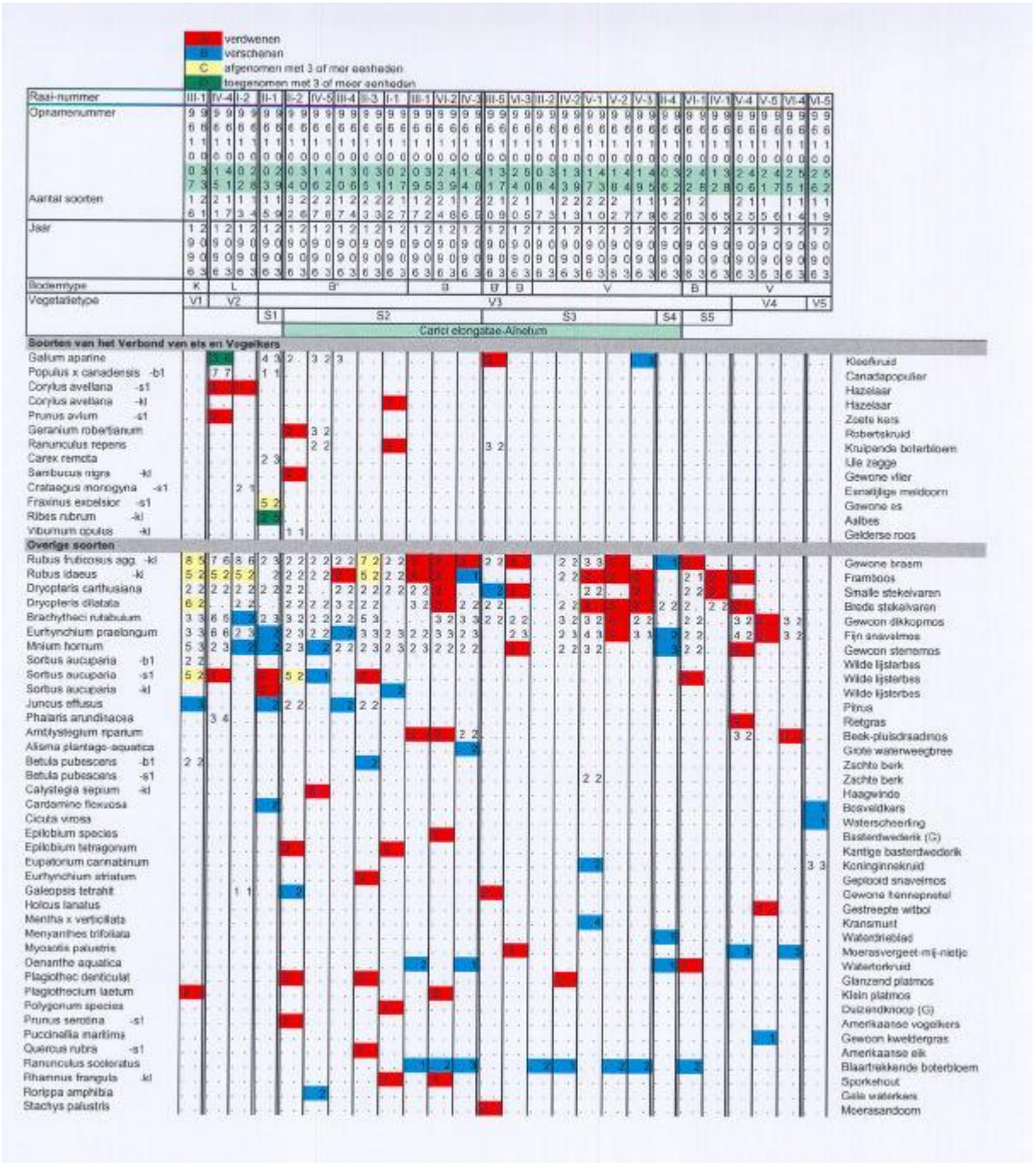
Tabel 5. 1 Vergelijkingstabel van de opnamen van 1996 en 2003



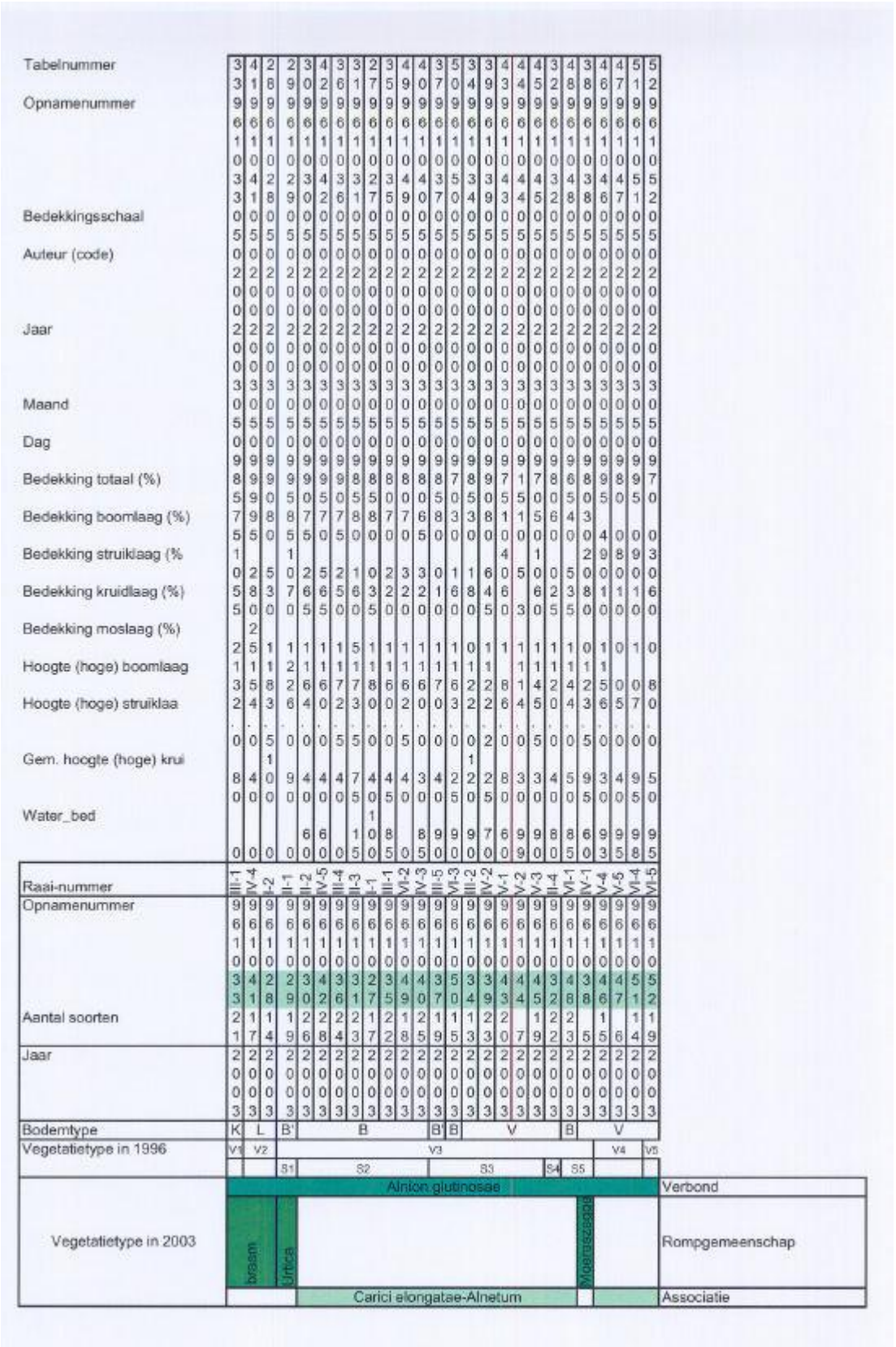
tabel 5.1 (vervolg)



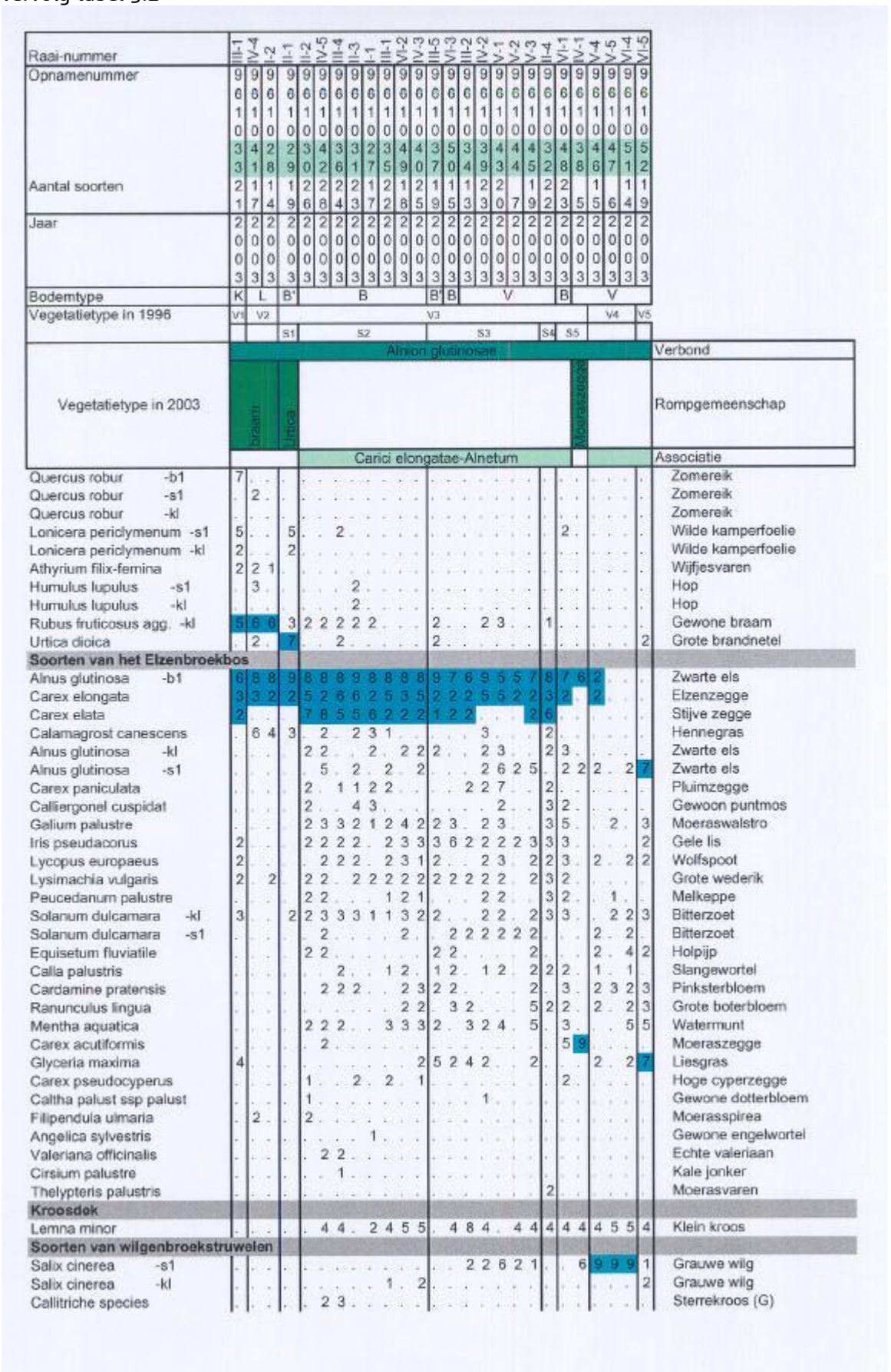
tabel 5.1 (vervolg)



Tabel 5.2 Opnametabel van 2003



vervolg tabel 5.2



Raai-nummer	III-1	IV-4	I-2	II-1	II-2	IV-5	III-4	II-3	I-1	III-1	VI-2	IV-3	III-5	VI-3	III-2	IV-2	V-1	V-2	V-3	II-4	VI-1	IV-1	V-4	V-5	VI-4	VI-5	
Opnamenummer	9961103	9961104	9961102	9961109	9961102	9961104	9961103	9961103	9961107	9961105	9961109	9961100	9961107	9961106	9961104	9961109	9961103	9961104	9961105	9961102	9961108	9961106	9961106	9961107	9961106	9961102	9961101
Aantal soorten	21	17	14	19	26	28	24	23	27	25	28	25	29	25	33	30	37	30	37	29	23	35	25	56	24	49	19
Jaar	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
Bodemtype	K	L	B'	B									B'	B	V						B	V					
Vegetatietype in 1996	V1	V2	V3																				V4		V5		
			S1	S2										S3							S4	S5					
Vegetatietype in 2003	Alnion glutinosae																										Verbond
	Braam	Urtica																				Moeraszegge					Rompgemeenschap
			Caricl elongatae-Alnetum																								Associatie
Quercus robur -b1	7	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zomereik
Quercus robur -s1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zomereik
Quercus robur -kl	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zomereik
Lonicera periclymenum -s1	5	.	.	5	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	Wilde kamperfoelie
Lonicera periclymenum -kl	2	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wilde kamperfoelie
Athyrium filix-femina	2	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wijfjesvaren
Humulus lupulus -s1	.	3	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Hop
Humulus lupulus -kl	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Hop
Rubus fruticosus agg. -kl	5	6	6	3	2	2	2	2	2	.	.	.	2	.	.	2	3	.	.	1	.	.	.	.	.	.	Gewone braam
Urtica dioica	.	2	.	7	.	.	2	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	Grote brandnetel
Soorten van het Elzenbroekbos																											
Alnus glutinosa -b1	6	8	8	9	8	8	8	9	8	8	8	8	9	7	6	9	5	5	7	8	7	6	2	.	.		Zwarte els
Carex elongata	3	3	2	2	5	2	6	6	2	5	3	5	2	2	2	5	5	2	2	3	2	.	2	.	.		Elzenzegge
Carex elata	2	.	.		7	8	5	5	6	2	2	2	1	2	2	.	.	.	2	6	.	.	.	.	.		Stijve zegge
Calamagrost canescens	.	6	4	3	.	2	.	2	3	1	.	.	.	.	.	3	.	.	.	2	.	.	.	.	.		Hennegras
Alnus glutinosa -kl	.	.	.		2	2	.	.	2	.	2	2	2	.	.	2	3	.	.	2	3	.	.	.	.		Zwarte els
Alnus glutinosa -s1	.	.	.		.	5	.	2	.	2	.	2	.	.	.	2	6	2	5	.	2	2	2	.	2	7	Zwarte els
Carex paniculata	.	.	.		2	.	1	1	2	2	.	.	.	.	2	2	7	.	.	2	.	.	.	.	.		Pluimzegge
Calliergonel cuspidat	.	.	.		2	.	.	4	3	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	3	2	.	.	.	.		Gewoon puntmos
Galium palustre	.	.	.		2	3	3	2	1	2	4	2	2	3	.	2	3	.	.	3	5	.	.	2	.	3	Moeraswalstro
Iris pseudacorus	2	.	.		2	2	2	2	.	2	3	3	3	6	2	2	2	2	3	3	3	.	.	.	2	Gele lis
Lycopus europaeus	2	.	.		.	2	2	2	.	2	3	1	2	.	.	2	3	.	2	2	3	.	2	.	2	2	Wolfspoot
Lysimachia vulgaris	2	.	2		2	2	.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	.	2	3	2	.	.	.	.		Grote wederik
Peucedanum palustre	.	.	.		2	2	.	.	.	1	2	1	.	.	.	2	2	.	.	3	2	.	1	.	.		Melkeppe
Solanum dulcamara -kl	3	.	.	2	2	3	3	3	1	1	3	2	2	.	.	2	2	.	2	3	3	.	.	2	2	3	Bitterzoet
Solanum dulcamara -s1	.	.	.		.	2	.	.	.	2	.	.	.	2	2	2	2	2	2	.	.	.	2	.	2		Bitterzoet
Equisetum fluviatile	.	.	.		2	2	.	.	.	.	.	.	2	2	.	.	.	.	2	.	.	.	2	.	4	2	Holpijp
Calla palustris	.	.	.		.	.	2	.	.	1	2	.	1	2	.	1	2	.	2	2	2	.	1	.	1		Slangewortel
Cardamine pratensis	.	.	.		.	2	2	2	.	.	2	3	2	2	.	.	.	.	2	.	3	.	2	3	2	3	Pinksterbloem
Ranunculus lingua	.	.	.		.	.	.	.	.	.	2	2	.	3	2	.	.	.	5	2	2	.	2	.	2	3	Grote boterbloem
Mentha aquatica	.	.	.		2	2	2	.	.	3	3	3	2	.	3	2	4	.	5	.	3	.	.	.	5	5	Watermunt
Carex acutiformis	.	.	.		.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	9	.	.		Moeraszegge
Glyceria maxima	4	.	.		.	.	.	.	.	.	.	2	5	2	4	2	.	.	2	.	.	.	2	.	2	7	Liesgras
Carex pseudocyperus	.	.	.		1	.	.	2	.	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.		Hoge cyperzegge
Caltha palust ssp palust	.	.	.		1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Gewone dotterbloem
Filipendula ulmaria	.	2	.		2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Moesspirea
Angelica sylvestris	.	.	.		.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Gewone engelwortel
Valeriana officinalis	.	.	.		.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Echte valeriaan
Cirsium palustre	.	.	.		.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Kale jonker
Thelypteris palustris	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.		Moerasvaren
Kroosdek																											
Lemna minor	.	.	.		.	4	4	.	2	4	5	5	.	4	8	4	.	4	4	4	4	4	4	5	5	4	Klein kroos
Soorten van wilgenbroekstruwelen																											
Salix cinerea -s1	.	.	.		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	6	2	1	.	.	6	9	9	9	1	Grauwe wilg
Salix cinerea -kl	.	.	.		.	.	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	Grauwe wilg
Callitriche species	.	.	.		.	2	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		Sterrekroos (G)

vervolg tabel 5.2

Raai-nummer	IIII-1	IV-4	II-2	II-1	II-2	IV-5	IIII-4	II-3	II-1	IIII-1	VI-2	IV-3	IIII-5	VI-3	IIII-2	IV-2	V-1	V-2	V-3	III-4	VI-1	IV-1	V-4	V-5	VI-4	VI-5
Opnamenummer	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	4	2	2	3	4	3	3	2	3	4	4	3	5	3	3	4	4	4	3	4	3	4	4	5	5
	3	1	8	9	0	2	6	1	7	5	9	0	7	0	4	9	3	4	5	2	8	8	6	7	1	2
Aantal soorten	2	1	1	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1	1	1	2	2		1	2	2		1		1	1
	1	7	4	9	6	8	4	3	7	2	8	5	9	5	3	3	0	7	9	2	3	5	5	6	4	9
Jaar	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Bodemtype	K	L		B'	B								B'	B	V					B	V					
Vegetatietype in 1996	V1	V2		V3																			V4		V5	
				S1	S2										S3					S4	S5					
					Alnion glutinosae																					Verbond
Vegetatietype in 2003				Erigeron																Moerasspirea						Rompgemeenschap
					Carici elongatae-Alnetum																					Associatie
Soorten van de Riet-klasse																										
Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	Harig wilgeroosje
Lythrum salicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	Grote kattestaart
Rumex hydrolapathum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	Waterzuring
Soorten van het Verbond van els en Vogelkers																										
Galium aparine	.	6	.	3	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	Kleefkruid
Populus x canadensis -b1	.	7	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Canadapopulier
Geranium robertianum	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Robertskruid
Ranunculus repens	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Kruipende boterbloem
Carex remota	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Ijle zegge
Crataegus monogyna -s1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Eenstijlige meidoorn
Fraxinus excelsior -s1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Gewone es
Ribes rubrum -kl	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Aalbes
Viburnum opulus -kl	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Gelderse roos
Overige soorten																										
Rubus idaeus -kl	2	2	2	2	2	2	.	2	2	.	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	1	.	.	.	.	Frambocs
Dryopteris carthusiana	2	2	2	2	2	.	2	2	2	2	.	.	2	.	.	.	2	.	.	.	2	.	.	.	.	Smalle stekelvaren
Dryopteris dilatata	2	.	2	.	2	2	2	2	.	2	.	2	2	.	.	2	.	.	.	2	.	2	.	.	.	Brede stekelvaren
Brachytheci rutabulum	3	5	2	3	2	2	2	3	.	.	2	3	2	2	.	2	2	.	2	.	2	.	2	.	2	Gewoon dikkopmos
Eurhynchium praelongum	3	6	3	2	3	2	2	3	3	2	3	3	.	3	.	3	3	.	3	2	2	.	2	.	2	Fijn snavelmos
Mnium hornum	3	3	2	2	3	2	2	3	3	3	2	2	.	.	.	2	2	.	.	3	2	.	.	.	.	Gewoon sterremos
Sorbus aucuparia -b1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wilde lijsterbes
Sorbus aucuparia -s1	2	.	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wilde lijsterbes
Sorbus aucuparia -kl	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Wilde lijsterbes
Juncus effusus	3	.	.	2	2	.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Pitrus
Phalaris arundinacea	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Rietgras
Amblystegium riparium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	Beek-pluisdraadmos
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Grote waterweegbree
Betula pubescens -b1	2	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Zachte berk
Betula pubescens -s1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	Zachte berk
Cardamine flexuosa	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	Bosveldkers
Cicuta virosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	Waterscheerling
Eupatorium cannabinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	3	Koninginnekruid
Galeopsis tetrahit	.	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Gewone hennepnetel
Mentha x verticillata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	Kransmunt
Menyanthes trifoliata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	Waterdrieblad
Myosotis palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	3	Moerasvergeet-mij-nietje
Oenanthe aquatica	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	Watertorkruid
Puccinellia maritima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	Gewoon kweldergras
Ranunculus sceleratus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	3	.	.	2	1	.	2	2	.	2	.	.	.	.	Blaartrekkende boterbloem
Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Gele waterkers

6 Bosstructuur

6.1 Inleiding

Eind 1997 zijn de kades tussen de beek en het Koelbroek verhoogd, zodat eutroof water uit de beek tijdens hoge beekwaterstanden niet meer in het elzenbroekbos kan treden. Tijdens lage beekwaterstanden kan echter ook geen water meer uit het terrein treden. Uit inventarisatie in 1999 bleek in het elzenbroekbos een 10 tot 40 cm hogere waterstand dan tijdens dezelfde periode in 1997.
De gevolgen van een verhoogde waterstand gedurende twee groeiseizoenen had voor de bosvitaliteit grote gevolgen. De meeste elzen stonden in 1999 slecht in blad, de bomen op de terreindelen met de hoogste oppervlaktewaterstand hadden veel blad verloren en sommige elzen vertoonden

Figuur 6. 1. Boomsterfte

sterfte in de kroon (figuur 6. 1). Na drie groeiseizoenen met een hoge zomergrondwaterstand (1998 t/m 2000) is in de navolgende zomers (2001 en 2002) juist veel water afgevoerd, zodat een deel van het elzenbroek droog valt in de zomer.

6.2 Methode

In september 2002 zijn in het Koelbroek fish-eye foto 's gemaakt. Deze opnamen zijn een herhaling van de opnamen in 1997 en 1999. De methode was identiek aan die in voorgaande meetsessies, kort samengevat bestond deze uit het volgende: In het bos worden zwart/wit foto 's genomen met een camera en een fish-eye lens (opname-hoek 180 graden), in het midden van de permanente proefperken, die liggen langs de zes raaien voor monitoring. De foto's worden contrastrijk afgedrukt en gedigitaliseerd. Van de digitale bestanden wordt de kronenbedekking berekend met het computerprogramma WINPHOT.
Ook zijn in de plots alle boomdiameters gemeten en dode bomen genoteerd. Er zijn alleen opnames gemaakt in de plots die uit elzen bestaan. De plots begroeid met Grauwe wilg waren niet toegankelijk vanwege de zeer hoge waterstand en/of de plots waren niet meer te lokaliseren. De zeer natte plots met een elzenbegroeiing waren zeer slecht toegankelijk, vanwege de hoge grondwaterstand en soms vanwege zeer scherpe planten (zeggen en Galigaan). Van alle bomen met een dbh groter dan 5 cm is de dbh opgenomen.

6.3 Waarnemingen

Tabel 6. 1 bevat een overzicht van de opstandskenmerken resulterend uit de opnames van 1997 en 2002. In 1997 bevatten 24 van in totaal 25 plots elzen. In 2002 waren dat er nog 22 van de 25. In de meeste plots zijn in de periode 1997-2002 meerdere elzen afgestorven.
In structuurtype 1 (hoog elzenbroek) is 16 %van de elzen in de periode 1997-2002 gestorven. In de structuurtypen 3, 4 en 5 (middel en laag elzenbroek) 57-58%, en in type 6 (voornamelijk wilgenbos) 100%. Sterfte heeft vooral in de lagere diameterklassen plaatsgevonden (veldobservatie). De gemiddelde diameter (op V-1 na) is in alle plots toegenomen. Het grondvlak vertoont als gevolg van deze twee fenomenen een tamelijk onvoorspelbaar verloop: een lichte toename (1,6 m^2 /ha) in structuurtype 1, maar een afname in type 3 (min 11, 4 m^2/ha) en 4 (min 14,0 m^2/ha). De kronenbedekking in het elzenbroek (gemiddeld over alle structuurtypen) was in 1997 79%, in 1999 74%en in 2002 77%. In 1999 was het bladerdak op alle groeiplaatstypen duidelijk waarneembaar doorzichtiger geworden en was er de gehele zomer sprake van bladval. In 2002 lijkt echter een zeker herstel ingezet te zijn. het duidelijkst waarneembaar is dit in het elzenbroek in structuurtype 1, waar het gemiddelde bedekkingspercentage sinds de opname in 1999 toegenomen is tot de aanvangswaarde in 1997. In structuurtype 3 is echter sprake van een verdere afname van de kronenbedekking. In structuurtype 5 (laag elzenbroek, sabelvoet- type) is een open kroonlaag ontstaan (figuur 6.3) doordat de meeste wilgen zijn afgestorven.
Er lijkt op basis van de totaalcijfers voor het Elzenbroek sprake van een licht herstel van de kronen; echter, er bestaat veel variatie in de waarnemingen binnen en tussen de structuurtypen. Tijdens de opname van 2002 bleek bovendien dat waterlot-vorming tot een verkeerde interpretatie kan leiden. Bij veel elzen zorgt waterlot (gevormd als reactie op het afsterven van takken en/of op de toename van lichtbeschikbaarheid) voor een hogere bedekkingsgraad op de foto, terwijl de kroonlaag feitelijk relatief open kan zijn. Of de kronen zich herstellen is daardoor moeilijk aan de foto af te lezen. Het waterlot onderaan de stammen is zichtbaar als een dichtere structuur langs het buitenste deel van de foto (figuur 6.4). Met de overige boomsoorten in de elzen-plots gaat het in het algemeen niet goed. In type 1, hoog elzenbroek, groeien veel jonge Lijsterbessen, hun aantal is tussen 1997 en 2002 gehalveerd (124 resp. 61), evenals jonge Essen (10 resp. 6). De jonge Zoete kersen zijn verdwenen (4-0). In type 3 zijn 10 jonge Lijsterbessen aanwezig, in 1997 waren er nog 11. Van de 11 kleine Grauwe wilgen zijn er slechts 6 overgebleven. In type 4 zijn van de 10 Grauwe wilgen nog 2 over. In type 5 en 6 zijn de enkele jonge Lijsterbessen (4), Zachte berken (1) en Zoete kersen (3) in 2002 verdwenen.

6.4 Conclusies

6.4.1 Inhoudelijk

De kadeverhoging in 1997, die leidde tot hoge zomergrondwaterstanden in de jaren 1998 t/m 2000, heeft geleid tot veel bladval en kronensterfte bij de elzen. Dat bleek onder meer uit de lagere kronenbedekkingsgraden in 1999. In de periode 2001- 2002, waar sprake was van relatief drogere groeicondities in de zomer, is op een aantal plaatsten sprake van een licht herstel van de kronenbedekkingsgraad in de elzen-typen. Daar waar herstel achter blijft, is dat in belangrijke mate te wijten aan sterfte van bomen, zowel elzen als andere soorten, hetgeen geresulteerd heeft in een sterke daling van het grondvlak en (in eerste instantie ook) de bedekkingsgraad.
Concluderend valt hieruit op te maken dat zowel bij te natte als te droge voeten de elzen het loodje dreigen te leggen. Een duidelijk patroon is echter op basis van deze waarnemingen hieruit niet op te maken; ook is geen eenduidige link te leggen met het structuurtype. Wel is duidelijk dat bijna alle soorten (op els en wilg na) gevoelig zijn voor sterk wisselende waterstanden en/of voor erg natte groeicondities: van de overige boomsoorten is een groot deel in de periode 1998-2000 afgestorven.

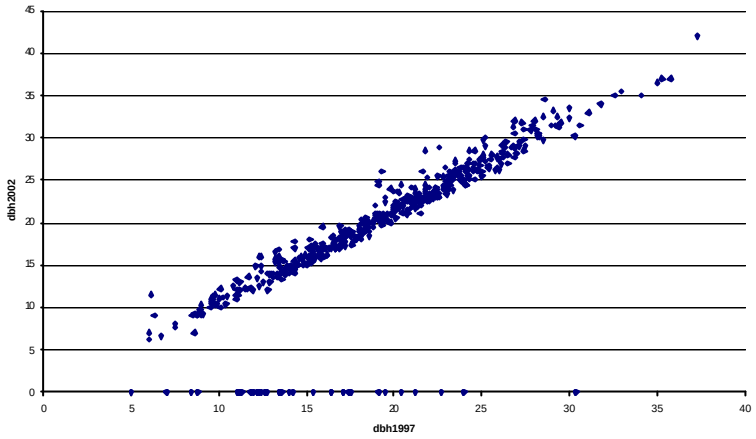
6.4.2 Methodologisch

Fish-eye fotografie geeft in principe objectieve informatie. Gebleken is hier echter dat de interpretatie van fish-eye-foto's bemoeilijkt kan worden door de specifieke condities van dit onderzoek. Het onderscheid tussen waterlot en kronen kan niet afgelezen worden uit bedekkingspercentages. Dit verklaart ook de soms grote bedekkingspercentages bij relatief lage grondvlakken (vergelijk tabellen 6. 1 en 6. 2). Ook bestaat er daardoor geen verband tussen grondvlak en bedekkingsgraad (niet getoond). Dit probleem geldt echter ook voor andere methoden. Het beste antwoord lijkt een benadering waarbij niet alleen op de grond wordt gefotografeerd, maar op meerdere hoogten, zodat een verticaal "licht"-profiel ontstaat. Voorwaarde hiervoor is dat het terrein begaanbaar moet zijn.

Tabel 6.1 Ppstandskarakteristieken in 1997 en 2002 in de permanente plots

		10-1997			10-2002		
		N	dbh	G	N	dbh	G
Perk	Struct. Type	Stamtal #/ha	Cm	Grondvlak M^2/ha	Stamtal #/ha	Cm	Grondvlak M^2/ha
		Els					
I-1	1	1022	22.3	41.6	978	25.7	53.2
I-2	1	1911	17.6	48.7	1733	19.5	55.5
II-1	1	1200	21.2	44.8	1022	24.6	50.7
II-2	1	756	25.4	46.9	711	27.8	53.4
II-3	1	1689	19.0	50.2	1511	21.7	58.3
II-4	3	1511	13.3	23.6	1244	14.0	23.0
II-2	4	1200	15.3	22.9	89	16.5	1.9
III-3	1	1556	18.2	43.9	1422	20.5	49.8
III-4	1	1244	20.0	42.4	933	23.2	41.3
III-5	1	1422	19.0	44.8	1422	20.5	52.5
IV-1	5	2000	13.3	32.4	400	18.5	11.0
IV-2	3	1555	16.1	34.6	1244	18.2	35.4
IV-3	4	1333	19.4	41.6	1200	20.5	41.6
IV-4	1	1511	19.5	47.3	1155	21.8	44.2
IV-5	1	1067	26.3	61.4	800	30.2	58.9
V-1	3	2711	10.9	27.4	356	10.9	3.4
V-2	4	2000	14.1	34.5	622	16.4	13.5
V-3	1	1911	17.2	50.0	1067	18.8	31.3
V-4	3	533	18.1	15.6	89	23.3	3.8
V-5	6	0	-	-	0	-	-
VI-1	1	2178	18.0	59.6	1911	19.6	61.6
VI-2	1	1244	19.9	42.4	844	23.3	39.1
VI-3	1	933	24.2	44.3	933	25.9	50.9
VI-4	6	44	30.2	3.2	0	-	-
VI-5	7	133	15.9	2.8	0	-	-

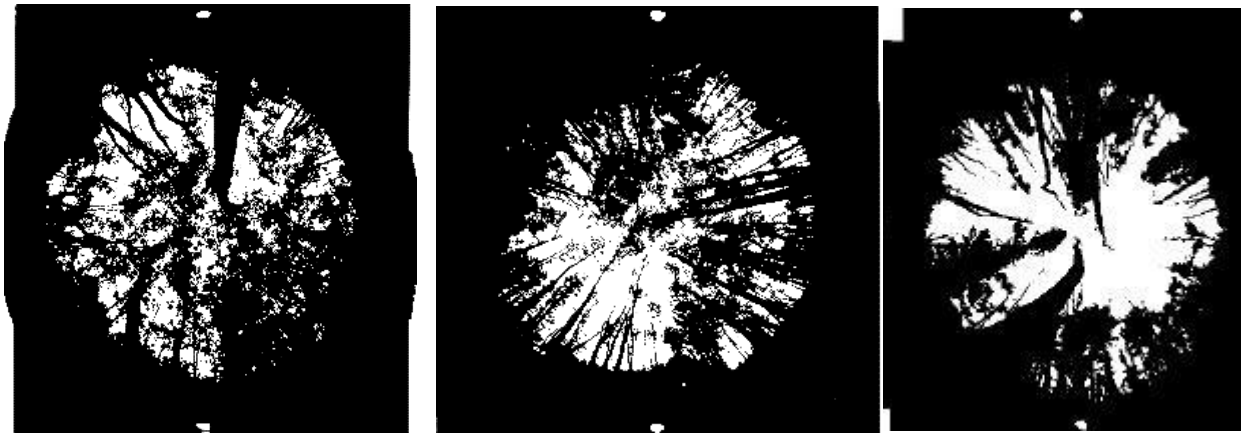
Legenda:
1=hoog elzenbroek
3=laag elzenbroek
4=middel elzenbroek
5=laag sabelvoet elzenbroek
6=wilgenbroek
7=open ruimte



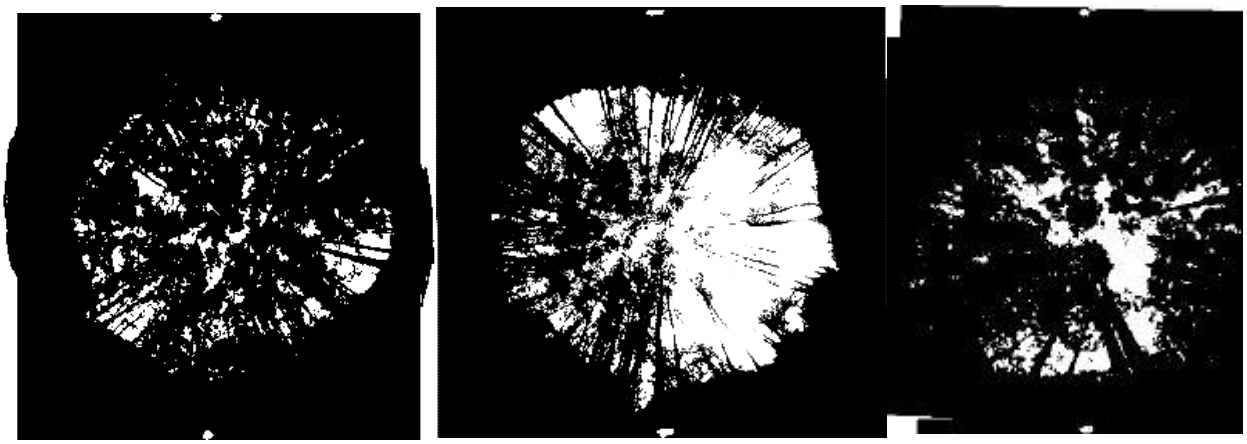
Figuur 6.2. Boomdiameter (dbh) van alle gemeten elzen in de permanente plots in 1997 en 2002.

Tabel 6.2. Resultaten van de fish-eye foto analyses in de permanente plots. N.B. Data van plot VI-5 ontbreken omdat de terreincondities het in 1999 en 2002 onmogelijk maakten toegang tot de plot te krijgen.

Perk	Type	Kronen bedekking	Kronen bedekking	Kronen bedekking	Verschil 1997-1999	Verschil 1999-200
		1997 (%)	1999 (%)	2002 (%)		
I-1	1	75	76	70	1	-6
I-2	1	73	73	71	0	-2
II-1	1	77	78	70	1	-8
II-2	1	73	68	67	-5	-1
II-3	1	75	66	75	-9	9
III-3	1	86	86	86	0	0
III-4	1	81	81	78	0	-3
III-5	1	89	66	88	-23	22
IV-4	1	69	67	85	-2	18
IV-5	1	69	58	87	-11	29
V-3	1	83	62	77	-21	15
VI-1	1	82	79	83	-3	4
VI-2	1	87	82	75	-5	-7
VI-3	1	74	69	86	-5	17
gem.		78,1	72,2	78,4		
II-4	3	72	72	67	0	-5
IV-2	3	80	70	65	-10	-5
V-1	3	75	78	72	3	-6
V-4	3	91	89	88	-2	-1
gem.		79,5	77,2	73,0		
III-2	4	82	73	61	-9	-12
IV-3	4	82	75	86	-7	11
V-2	4	86	70	74	-16	4
gem.		83,3	72,6	73,6		
IV-1	5	78	72	68	-6	-4
V-5	6	85	82		-3	
VI-4	6	82	82	81	0	-1
gem.		79,5	79,9	76,3		
VI-5	7					
gem.						



Figuur 6.3. Fish-eye foto's van plot IV-1 in resp. 1997 (bedekking 78%), 1999 (72%) en 2002 (68%).



Figuur 6.4. Fish-eye foto's van plot III-5 in resp. 1997 (bedekking 89%), 1999 (66%) en 2002 (88%).

7 Ingrepen in de waterhuishouding

7.1 Inleiding

In opdracht van de provincie Limburg werd in 1992 en 1993 een onderzoek uitgevoerd naar de verdrogings-en eutrofiëringsproblematiek van de in Noord- Limburg gelegen oude Maasmeander het “Koelbroek”. Een en ander vloeide voort uit het Waterhuishoudingsplan van de provincie Limburg 1991-1995 waarin onder meer het Koelbroek is aangewezen als een gebied met een specifiek ecologische functie waar herstelmaatregelen tegen verdroging en eutrofiëring moeten worden uitgevoerd. Uit het door onderzoeksbureau Oranjewoud (1993) uitgevoerde onderzoek bleek dat er voor herstel en uitbouw van de natuurwaarden in het Koelbroek een aantal maatregelen op korte, middellange en langere termijn genomen moeten worden, waarbij onder andere de Provincie Limburg, gemeente Venlo, Waterschap Peel & Maasvallei en het Staatsbosbeheer betrokken zijn. Van het Waterschap werd verwacht dat zij op korte termijn een aantal maatregelen doorvoert. De voorbereiding van maatregelen startte in 1994.

7.2 Advies Oranjewoud

Door Oranjewoud werd geadviseerd om de Everlosche Beek, die nu in de lengterichting dwars door het broekbos stroomt, in verband met de slechte waterkwaliteit om het natuurgebied heen te leiden. De slechte kwaliteit wordt veroorzaakt door landbouwlozingen (drainage m.n.) en de aanvoer van Maaswater in de bovenloop ten behoeve van verdrogingsbestrijding in de landbouw in de zomer. Bij hogere afvoeren stroomt het water vanuit de beek de kwetsbare broekbossen in, hetgeen ernstige eutrofiëring met zich mee brengt. Bij lage afvoeren draineert de beek het broekbos zodanig dat over grote oppervlakken verdroging optreedt. De omleiding van de Everlosche Beek (zie figuur 7.1) en een beter peilbeheer van het broekbos dienen eutrofiëring en verdroging te beperken.

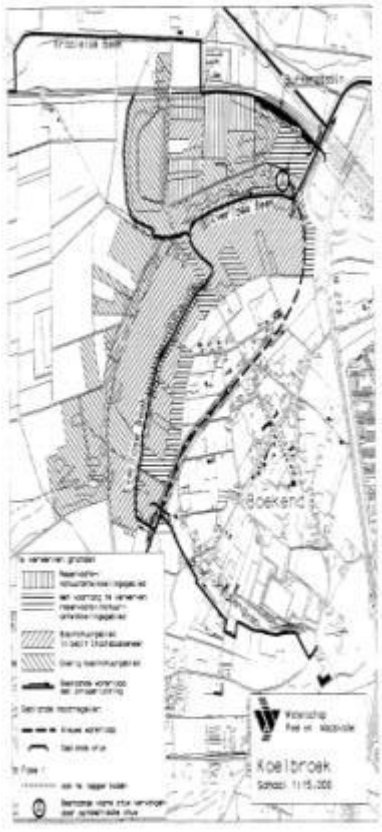
7.3 Planvorming

De plankosten voor het bovengenoemde pakket van maatregelen bedragen ƒ 1.200.000,-, hetgeen voor 2/3 gesubsidieerd zou worden, o.m. vanuit OBN/ EGM en Regiwa. Om echter de omleiding te kunnen realiseren is het noodzakelijk om van een zevental grondeigenaren stroken grond te verwerven. Bij drie daarvan stuit dat op vooralsnog onoverkomelijke bezwaren. Dat betekent dat verwerving van de grond in enkele gevallen uitsluitend via procedures tot onteigening kan worden verkregen. Planologische vastlegging (wijziging bestemmingsplan) en onteigeningsprocedure kunnen in totaal tenminste 3 à 4 jaar gaan duren, hetgeen de beschiksbaarheidtermijn van de toegezegde subsidies verre zou overschrijden. Mede omdat het Koelbroek inmiddels als proefobject voor het OBN-Deskundigenteam Bossen was geselecteerd als een onderzoekslokatie voor de bestudering van de inhoudelijke effecten van dergelijke maatregelen op broekbossystemen, waarbij reeds activiteiten waren gestart ter vastlegging van de uitgangssituatie en mede omdat het Koelbroek wordt beschouwd als nog een der best bewaarde beekbegeleidende elzenbroekbossen van

Nederland, is onderzocht of een tussenoplossing gevonden kon worden. Deze tussenoplossing is gevonden in de vorm van een gefaseerde uitvoering van de noodzakelijke maatregelen.

7.3.1 Fase 1

Er worden maatregelen getroffen voor verdrogingsbestrijding door de instelling van het gewenste streefpeil. Hiertoe wordt de benedenstrooms gelegen stuw (figuur 7. 1) vervangen door een automatische stuw, zodat een permanent hoog normaal-peil kan worden gerealiseerd waardoor de waterconservering veel meer dan nu het geval is, kan worden beïnvloed. Door de stuw te automatiseren kan worden bewerkstelligd dat bij hoge afvoeren de stuw automatisch lager wordt ingesteld zodat de huidige maximale waterstanden niet worden overschreden. Er worden maatregelen getroffen voor eutrofiëringsbestrijding door te verhinderen dat geëutrofiëerd beekwater lateraal en via terugloop in het broekbos kan doordringen. Hiertoe wordt in het zuidelijk deel van het broekbos de beek aan weerszijden voorzien van een ongeveer 500 meter lange lage kade (figuur 7. 1), zodat het beekwater bij hogere afvoeren niet in het natuurgebied kan instromen. De benodigde specie wordt gewonnen uit de beek zelf door deze iets te verdiepen. Het vrijkomende zandige materiaal is prima geschikt voor de opbouw van de kadetjes. Tegelijk krijgt de beek hierdoor een iets ruimer profiel. Door op een aantal plaatsen in de kade duikers met terugslagkleppen aan te leggen kan het gebiedseigen water (neerslag en kwel) in het broekbos op een af te stellen niveau worden vastgehouden en kan eventueel een teveel worden geloosd.



Figuur 7. 1. Het Koelbroek met de omleiding van de Everlosche Beek

7.3.2 Fase 2

Er wordt een wijzigingsprocedure van het bestemmingsplan doorlopen; er wordt een onteigeningsprocedure voor de benodigde grond doorlopen; de omleiding van de Everlosche beek wordt gerealiseerd. Na de uitvoering van fase 1 zal sprake zijn van een flink herstel van de waterhuishouding van het gebied, met name ook het deel waarin de onderzoekslokatie is gelegen. Daarnaast wordt verwacht dat de eutofierende effecten van het instromende water tot het verleden zullen behoren, en dat het broekbos zich weer onder geëigende omstandigheden kan herstellen en ontwikkelen. Uiteraard zijn de huidige beek en de te realiseren kadetjes gebiedsvreemde aspecten. Na uitvoering van fase 2 zal dan ook moeten worden bezien of beekherstel, uitsluitend in de zin van systeemgebonden afvoer, kan worden gerealiseerd.

8 Synthese: Vernatten, maar hoe?

8.1 Algemene uitgangssituatie in 1997

Het Koelbroek herbergt onder meer een elzenbroekbos en een wilgenstruweel met een grote variatie aan hydrologische en hydrochemische omstandigheden, die deels natuurlijk, deels door de mens beïnvloed zijn. Dit uit zich in een brede variatie in bodemopbouw en humusvormen en in vegetatie. Het Koelbroek is een oude, verlaten en verveende Maasmeander met goed ontwikkelde elzenbroekbossen, die duidelijk tekenen van vervuiling (overstroming met gebiedsvreemd, verontreinigd Maaswater en met door de landbouw beïnvloed kwelwater) en verdroging (na aanleg van de Everlosche beek en grondwaterstandsdaling) vertonen. De waargenomen verdroging lijkt momenteel nog een relatief gering probleem, de grondwaterspiegel is echter wel 15–30 cm gedaald. Het ecosysteem is verschoven van een aquatisch naar een semi-terrestrisch milieu. Verdrogingseffecten treden alleen daar op waar dit van nature thuis hoort, nl. op de hogere terreindelen, maar in potentie is verdroging echter wel een uiterst belangrijke bedreiging. Het Koelbroek representeert zo een relevant en bedreigd bostype, waar door herstel van de oorspronkelijke waterhuishouding, al dan niet in combinatie met verarmende maatregelen, herstel van de vegetatie zou kunnen optreden (Poels *et al.,* 1998).

Figuur 8. 1 Het Koelbroek, voor uitvoering van de vernattingsmaatregelen in 1997

Ondanks een duidelijke achteruitgang van natuurwaarden gedurende de afgelopen decennia is het Koelbroek een van de best bewaarde beekbegeleidende elzenbroekbossen in Limburg (Figuur 8.1). De vroegere natuurwaarden zijn goed gedocumenteerd (Roelofs *et Al.,* 1974; Coolen, 1993). Een aantal ten aanzien van

waterkwaliteit kritische soorten is sterk achteruit gegaan of uit het gebied verdwenen, onder meer de kwelindicatoren Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*) en Waterviolier (*Hottonia palustris).* Het Koelbroek vormt echter nog steeds een belangrijk refugium voor Slangewortel (*Calla palustris)*, Elzenzegge (*Carex elongata)*, Holpijp (*Equisetum fluviatile)*, Moerasvaren (*Thelypteris palustris)*, Koningsvaren (*Osmunda regalis)* en Grote boterbloem (*Ranunculus lingua)*. De huidige waarde van het Koelbroek moet grotendeels worden toegeschreven aan de aanwezigheid van een lokaal vrijwel optimaal ontwikkeld Elzenzegge-Elzenbroek (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae)*, het 'Beekdal-Elzenbroek' (Clerkx *et al*., 1994; Stortelder *et al*., 1998). Behalve de typische variant, het *Carici elongatae-Alnetum* '*typicum*', zijn verschillende kwel-en voedselrijkere varianten vertegenwoordigd, lokaal in mozaïek met wilgenstruweel (het *Salicion cinereae)*.
Het Koelbroek heeft een goed ontwikkelde boom-en kruidlaag, waarin veel typische elzenbroekbosplanten nog in ruime mate aanwezig zijn. De landelijk bezien tamelijk zeldzame kensoort van het Beekdal-Elzenbroek, Elzenzegge, komt zelfs massaal voor. Hetzelfde geldt voor Stijve zegge (*Carex elata)*. Naast specifieke *Alnion*-soorten, vallen in de huidige kruidlaag echter ook een aantal storingssoorten op. Met name Liesgras (*Glyceria maxima)* bedekt een aanzienlijke oppervlakte. Andere nitrofiele soorten zijn:Kruipende boterbloem (*Ranunculus repens)* en Grote brandnetel. Bramen (*Rubus* - spec.) zijn, in tegenstelling tot vroeger, geen randverschijnsel meer en duidelijk in opmars, hetgeen valt op te maken uit de talloze kiemplantjes die op veel plaatsen in het broekbos worden gevonden. Overigens is ook verjonging van zowel Zwarte els als van Elzenzegge rijkelijk aanwezig, vooral rond stobben, op de zijkant van zeggenhorsten en op stammen in het water.

8.2 Maatregelen

Om verdere verdroging van het gebied tegen te gaan, zijn in 1997 de kades van de Everlosche beek opgehoogd. Het effect was tweeledig: ten eerste werd inundatie met gebiedsvreemd Maaswater te voorkomen en ten tweede accumuleerde hierdoor wat er in het Koelbroek waardoor verdroging werd tegengegaan. Tegelijk met de verhoging van de kades zijn afvoerbuizen, voorzien van een terugslagklep, onder de kades door naar de beek geplaatst (Figuur 8.2) met de bedoeling om overtollig water vanuit het gebied af te voeren.

Figuur 8. 2. Juli 2003. Zo hoort het: het peil van de beek is lager dan de afvoerbuis, waardoor wateraflaat vanuit het Koelbroek plaats kan vinden.

Doordat de afvoerbuizen te hoog zijn geplaatst en het beekpeil vrijwel continu hoog was, kon er nauwelijks afvoer van water plaats vinden. Als gevolg hiervan steeg het waterpeil in het Koelbroek tot soms meer dan 80 cm boven maaiveld. Gedurende de jaren 1998 tot en met 2000 heeft er zowel in de zomer als in de winter altijd water boven maaiveld gestaan. In de zuidelijke helft van het gebied kon nog enige doorstroom plaats vinden, in de noordelijke helft ontstond een vrijwel stagnante waterlaag. Ongeveer een jaar na deze maatregel ontwikkelde zich op de waterlaag een zeer dichte mat van klein kroos (*Lemna minor)* met een bijna 100% bedekkingsgraad (Figuur 8.3).

Figuur 8. 3. Het Koelbroek, na uitvoering van de vernattingsmaatregelen in 1997

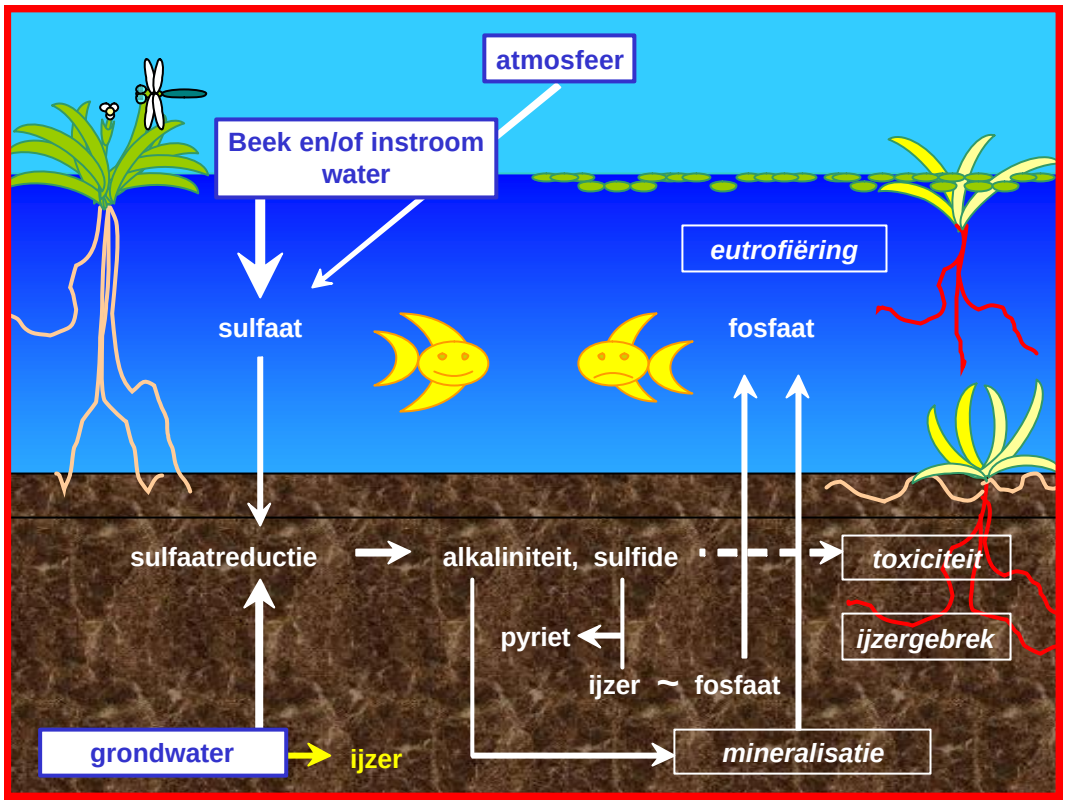
8.3 Resultaten van de maatregelen

De permanente hoge waterstand heeft tot een sterke eutrofiëring geleid. Enerzijds door de toegenomen alkalinisatie, waardoor versnelde afbraak van de veenlaag optreedt en anderzijds door accumulatie van voedingsstoffen doordat er geen afvoer van water uit het gebied plaats kon vinden. Een permanent hoge waterstand leidt tot anaërobie in de bodem waardoor reducerende processen zullen gaan optreden: nitraat gaat over in ammonium, ijzer (III) in ijzer (II), sulfaat in sulfide en er wordt methaangas gevormd. Anaërobie leidt tot een verhoogde afbraak van de organische laag waarbij ammonium, kalium en sulfaat in oplossing gaan en kunnen diffunderen naar de waterlaag. Wanneer bodems permanent in de reductieve staat verkeren leidt dit tot ernstige eutrofiëring, waarbij uiteindelijk een zeer voedselrijk (hypertroof) ecosysteem ontstaat.

Uit de beschrijving van de humusprofielen blijkt dat vrijwel overal een enkele centimeters dikke laag ‘broekveenstrooisel’, bestaande uit bladstrooisel, takjes en wortelresten vermengd met ‘bagger’, tot ontwikkeling is gekomen. Het aëroob veraarde veen (Oh) dat in eerdere jaren kon worden aangetroffen, is door de langdurig natte omstandigheden verder verteerd en overgegaan in slap yutja-achtig materiaal (Og). De horizontdifferentiatie is sterk afgenomen; de profielen zijn eenvormiger geworden door plaatselijke erosie als gevolg van hydrodynamiek (stroming), zodat een kleiige bodem met yutja (Og) is gevormd. Door de sterke fysieke verstoring na de inundaties is het onmogelijk gebleken de ontwikkeling van het

humusprofiel in verband te brengen met verzurings-en eutrofiëringsprocessen in de bodem.
De calciumverzadiging is in de periode 1997-2000 significant gedaald en daarna gelijk gebleven, zodat de waarden in 2002 significant lager zijn dan in 1997. De pH is niet veranderd. De C/N verhouding is in de periode 1997-2000 significant gestegen en daarna eveneens gelijk gebleven. In de C/P verhouding is sinds 2000 een significante stijging opgetreden. Ruimtelijk gezien moet deze ontwikkelingen in basen- en voedingstoestand worden toegeschreven aan significante veranderingen in de infiltratiezone. In de kwelzone treden geen veranderingen op. Het over het gehele terrein gemiddelde anorganisch fosfaatgehalte is in 2000 significant hoger dan in 1997. Na 2000 treden er geen veranderingen meer op. De gesignaleerde stijging blijkt geheel te moeten worden toegeschreven aan veranderingen in de kwel-en overstromingszone van het terrein. Na 2000 zijn de gehalten in deze zone weliswaar weer gedaald, maar deze daling is niet significant.
De conclusie is dat het verhogen van de kaden van de beek in 1997 tot stagnatie van de regenwaterafvoer en een verzuring van de hogere infiltratiezones heeft geleid. De ingreep heeft tot een verhoging van de waterstanden geleid, waardoor er op grote schaal boomsterfte is opgetreden. Hierdoor is de productie van 'broekbosstrooisel' versterkt, wat in de infiltratie zone door de betrekkelijk zure en natte omstandigheden slecht wordt verteerd. Hierdoor accumuleert een voedselarmer strooiseltype dan in de uitgangssituatie aanwezig was. Dit uit zich in significante verhoging van de C/N en C/P verhouding van de bodem in de infiltratiezone, waardoor zich daar voedselarmere omstandigheden ontwikkelen. Deze processen treden niet op in de kwel-en overstromingszone. Het gangbaar maken van de afvoer uit het reservaat in 2001 heeft nog niet geleid tot een verandering in dit proces. De eutrofiëringstoestand is van 1997 tot 2000 toegenomen en vertoont daarna weer een dalende tendens. In 2002 is de eutrofiëringstoestand echter nog steeds hoog. Het lijkt erop dat de grootste fosfaatbelasting achter de rug is en dat door het gangbaar maken van de afvoer uit het reservaat de belasting weer wordt teruggedrongen. Waarschijnlijk wordt fosfaat onder natte omstandigheden gedesorbeerd en met het water afgevoerd naar de beek.

Elzenbroekbossen zijn matig voedselarme ecosystemen, waarin de fosfaat-en stikstofconcentratie soms hoog kunnen zijn. Deze systemen zijn in hoge mate afhankelijk van calcium-en ijzerrijk kwelwater. Een hoge calciumverzadiging van de bodem voorkomt ophoping van ammonium, dat vrijkomt bij afbraak van organisch materiaal. Elzen zijn hieraan aangepast doordat de wortels in symbiose leven met micro-organismen die stikstof kunnen binden. Wordt in een systeem het waterpeil hoog opgezet dan vermindert door tegendruk de kweldruk en zal de invloed van calcium en ijzer afnemen. Sinds 1997 is de Ca-verzadiging van de bodem afgenomen. De rol van calcium wordt dan overgenomen door ammonium, waardoor de bodems steeds rijker aan stikstof worden. Wanneer de invloed van ijzer minder wordt kan dit tot grote problemen leiden. IJzer heeft een grote affiniteit voor fosfaat en door binding blijft de fosfaatconcentratie laag. Wanneer, echter, er ook een grote aanvoer van sulfaat is, zal fosfaat-eutrofiëring gaan optreden. Via het grondwater en door inundatie met gebiedsvreemd beekwater worden grote hoeveelheden sulfaat aangevoerd, evenals door de hoge atmosferische zwaveldepositie van de afgelopen decennia (Figuur 8. 4).
Onder anaërobe omstandigheden en bij voldoende hoge temperatuur wordt sulfaat gereduceerd tot sulfide, te herkennen aan de rotte eieren geur. Sulfiden zijn zeer giftig voor planten en dieren. Sulfiden hebben een zeer sterke affiniteit voor ijzer, waarbij onoplosbare ijzersulfiden ontstaan, en waardoor ijzer niet meer beschikbaar is om fosfaat te binden. Als gevolg hiervan neemt de fosfaatbeschikbaarheid sterk toe. Voedingstoffen die uit de bodem diffunderen, accumuleren in een stagnante waterlaag en hierdoor kan kroos explosief gaan woekeren. Bij een hoge kroosbedekking wordt zelfs de waterlaag anaëroob, waardoor sulfide in de waterlaag gaat accumuleren.
Bij voortduring van de anaërobe toestand wordt de redoxpotentiaal zo laag dat methaanvorming gaat optreden. Het methaangas stijgt op naar het oppervlak en neemt daarbij bodemmateriaal en nutriënten mee. Hierdoor neemt de verankering van de elzen af en vallen om.



Figuur 8. 4. Eutrofiëring bij een permanent, stagnant waterpeil. (Naar, en met toestemming van Lamers, 2001).

Sinds in het voorjaar van 2001 lagere afvoerbuizen zijn geplaatst en het beekpeil in het voorjaar en de zomer onder de afvoeropeningen wordt gehouden, kan het gebied weer droogvallen en dus ook doorstromen, waarbij geaccumuleerde stoffen geloosd kunnen worden. Sinds 2001 lijkt een licht herstel in de bodem en in het bodem-en oppervlaktewater op te treden: afname in trofiegraad. De effecten zijn nog niet significant, maar de verwachting is dat dit na een aantal cycli van vernatting en weer droogvallen zal gebeuren.

Sinds 1997 is de vegetatie van het Koelbroek spectaculair veranderd. Opnames in 2003 laten een beeld zien dat grotendeels in de gewenste richting verloopt: naar het herstel van de karakteristieke broekbosvegetatie. Verdroogde delen van het boscomplex, zelfs opnamepunten die in 1997 al niet meer tot het Elzenbroek konden worden gerekend, zijn nu qua soortensamenstelling weer als zodanig te classificeren. De boomlaag is echter veel minder vitaal geworden. Over grote delen is de bedekking van houtige gewassen in de boom-, struik-en kruidlaag sterk afgenomen.

Figuur 8.5. Juli 2003. Verjonging van de els.

Figuur 8.6. Juli 2003. Gele lis

Figuur 8. 7. Juli 2003. Wolfspoot.

Figuur 8. 8. Juli 2003. Slangewortel.

Dit geldt in de eerste plaats voor soorten als Zomereik en Wilde lijsterbes, die de successie inluidden naar drogere bostypen, maar ook veel elzen zijn gedeeltelijk of zelfs geheel afgestorven, maar verjonging vindt op grote schaal plaats (figuur 8.5). Sterk verminderd in de ondergroei zijn de (ongewenste) soorten die indicatief zijn voor verdroogde broekbossen, zoals Framboos, Gewone braam, Grote brandnetel, en Smalle en Brede stekelvaren. Daar staat tegenover dat de typische soorten van het Elzenbroekbos zich hebben uitgebreid; in de eerste plaats de Elzenzegge, kensoort van het Elzenbroek, en verder soorten zoals Gele lis, Melkeppe, Bitterzoet, Wolfspoot en Grote wederik (figuur 8.6 tm 8.8). Ook plantensoorten van drijftillen, die in de successie voorafgaan aan het broekbos hebben zich sterk uitgebreid, o.a. Waterscheerling, Waterdrieblad, Grote boterbloem en Slangenwortel, alle fraaie en weinig algemene soorten die hier ook vroeger voorkwamen. Doordat in de eerste jaren na de vernatting het beekwater in het voorj aar niet werd afgelaten, is in de diepere delen de bedekking van Klein kroos sterk toegenomen (plaatselijk dominant). Hierdoor verliep het herstelproces tijdelijk in een ongewenste richting. De bedekking van het kroos lijkt nu weer op zijn retour, maar is zeker nog niet verdwenen (figuur 8. 9). Het lichter worden van het elzenbos door de boomsterfte gaat gepaard met een uitbreiding van het wilgenstruweel.

Figuur 8. 9. Juli 2003. Klein kroos

De verhoging van de kades in 1997, die leidde tot hoge zomergrondwaterstanden in de jaren 1998 t/m 2000, heeft geleid tot veel bladval en kronensterfte bij de elzen. Dat bleek onder meer uit de lagere kronenbedekkingsgraden in 1999. In de periode 2001-2002, waar sprake was van relatief drogere groeicondities in de zomer, is op een aantal plaatsten sprake van een licht herstel van de kronenbedekkingsgraad in de elzen-typen. Daar waar herstel achter blijft, is dat in belangrijke mate te wijten aan sterfte van bomen, zowel elzen als andere soorten, hetgeen geresulteerd heeft in een sterke daling van het grondvlak en (in eerste instantie ook) de bedekkingsgraad. Hieruit valt op te maken dat zowel bij te natte als te droge voeten de elzen afsterven. Een duidelijk patroon is echter op basis van deze waarnemingen hieruit niet op te maken; ook is geen eenduidige link te leggen met het structuurtype. Wel is duidelijk dat bijna alle soorten (op els en wilg na) gevoelig zijn voor sterk wisselende waterstanden en/of voor erg natte groeicondities:van de overige boomsoorten is een groot deel in de periode 1998 t/m 2000 afgestorven.

8.4 Vernatten, maar hoe?

Wil men verdroogde gebieden gaan vernatten dan is het zeer belangrijk dit te doen met gebiedseigen water. Inlaat van gebiedsvreemd beek-of rivierwater leidt vrijwel altijd tot problemen. Elzenbroekbossen zijn afhankelijk van calcium-en ijzerrijke kwel. Het is dus van belang dat een goed peilbeheer in deze bossen is afgestemd op de locale en regionale hydrologie. Na het opzetten van het waterpeil moet de kweldruk voldoende hoog blijven om doorstroming in het gebied te waarborgen. Het te hoog opzetten van het waterpeil kan leiden tot een afname van de kwel, simpel door een tegendruk van het waterlaag. De regionale hydrologie bepaalt dus de mogelijkheden om het waterpeil op te zetten. Wil men toch een hoog waterpeil opzetten dan zijn ingrepen in de regionale hydrologie nodig en zal men ook rekening moeten houden met factoren als landbouw en landgebruik. Kan aan deze voorwaarde niet voldaan worden dan is het sterk af te raden om vernattingsmaatregelen toe te passen. Vernatten om het vernatten is in de praktijk een slechte maatregel gebleken. Voor een optimale kwaliteit van dit soort ecosystemen is de aanvoer van kwelwater en dus een zekere mate van doorstroom van belang. Dit betekent dat men moet streven naar min of meer natuurlijke omstandigheden, waarbij in de winter het waterpeil hoog en in de zomer laag moet zijn. Een hoog waterpeil in de winter leidt niet tot de vorming van sulfiden omdat de micro-organismen in dit jaargetijde inactief zijn. Gedurende de zomer moeten delen van het gebied droog kunnen vallen, wat tot afvoer van geaccumuleerde voedingsstoffen leidt. Droogvallen leidt tot aërobe omstandigheden waardoor de concentraties aan voedingsstoffen dalen. Gereduceerde ijzerverbindingen gaan over in ijzeroxiden, binden fosfaat en slaan vervolgens neer. Ammonium wordt geoxideerd tot nitraat, wat vervolgens bij de volgende vernatting (=anaërobie) wordt gedenitrificeerd tot stikstofgas en uit het systeem verdwijnt. Het is echter zeer belangrijk om de kwelzones niet te laten verdrogen. In deze zones hebben zich gedurende vele jaren pyrietverbindingen afgezet en bij oxidatie leidt dit tot een ernstige verzuring waardoor het systeem aanzienlijke, en mogelijk onherstelbare schade kan oplopen.

Niet alleen in broekbossen, maar ook in andere ecosystemen zijn negatieve effecten te verwachten indien vernatting leidt tot een permanente hoge waterstand op plaatsen waar van oorsprong het maaiveld in de zomer droogvalt zoals in laagveengebieden en natte schraallanden. Nog steeds geldt de oude zegswijze: bezint, eer ge begint!.

Literatuur

Anoniem, 2002. Stroomgebiedvisie zuidwestelijk Maasterras. In opdracht van: Waterschap Peel en Maasvallei, Zuiveringschap Limburg en Provincie Limburg. Royal Haskoning, Arcadis, Grontmij. pp. 1-72.

Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W. & Sukopp, H., 1984. Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Kilda-Verlag. 270pp.

Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (eds.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Bodeux, A., 1955. Alnetum glutinosae. Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Neue Fassung Heft 5:114-137.

Brand, R. E. van den, 1975. Palynologisch onderzoek van een oude Maasmeander in het Koelbroek bij Venlo. Doctoraalscriptie afd. Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Brongers, M. & Altenburg, W., 1996. De vegetatie van de natuurreservaten Het Koelbroek, De Moeselpeel, Den Ouden Bosch en De Hulsbergerbeemden in 1994. Altenburg &Wymenga-rapport 135. Veenwouden.

Boxman, A. W., Bartelink, H. H., Bossenbroek, Ph., Kemmers, R. H. & Stortelder, A. H. F., 2000. Referentieproject Koelbroek;beschrijving van de uitgangssituatie in 1997 en uitvoering van maatregelen op praktijkschaal. Aquatische oecologie &Milieubiologie. Katholieke Universiteit Nijmegen.

Boxman, A. W. & Stortelder, A. H. F., 2000. Hoe natter, hoe beter? Vakblad Natuurbeheer, 5, 75-77.

Burg, J. van den & Schaap, W. 1995:Richtlijnen voor mineralentoediening en bekalking als effectgerichte maatregel in bossen. IKC-N rapport 16

Clerkx, A. P. P. M., Dort, K. W. van, Hommel, P. W. F. M., Stortelder, A. H. F., Vrielink, J. G., Waal, R. W. de & Wolf, R. J. A. M., 1994. Broekbossen van Nederland. IBN-rapport 096. IBN-DLO &SC-DLO. Wageningen

Coolen, F. C. M., 1993. Het veranderende Koelbroek. Natuurhistorisch Maandblad 82 (2) :30-35.

Curtis, P. J., 1989. Effects of hydrogen ion and sulphate on the phosphorus cycle of a Precambrian Shield lake. Nature, 337, 156-158.

Dijk, H. F. G. van & Roelofs, J. G. M., 1988. Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. Physiologia Plantarum, 73, 494-501.

Dirkse, G. M. 1993: Bostypen in Nederland. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. Wetenschappelijke mededeling no 208. 166 pp.

Drehwald, U. & Preising, U., 1991. Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens. Moosgesellschaften. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 20/9. 202pp. . 120 Literatuur

Everts, F. H. & Vries, N. P. J. de, 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Historische Uitgeverij, Groningen. 223pp.

Giesen T. & Geurts, M., 1998. Analyse van bodem-en humusmonsters in Koelbroek. Giessen &Geurts Biologische Projecten. Ulft

Gradstein, S. R. & van Melick, H. M. H., 1996. De Nederlandse Levermossen en Hauwmossen. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. Natuurhistorische Bibliotheek nr. 64. 366 pp .

Green, R. N. , Trowbridge, R.L. & Klinka, K., 1993. Towards a taxonomic classification of humusforms. Forest Science Monograph 29

IKC-Oranjewoud, 1995: Rapport Overlevingsplan Bos en Natuur 1995 -2010. Plan van aanpak voor de uitvoering van de wetenschappelijke begeleiding van het OBN. Projectnummer 27972. Heerenveen.
Isaaks, E. H. & Mohan Srivastava, R., 1989. Applied geostatistics. Oxford University Press.
Khalid, R. A., Patrick, W. H. J. Jr. & DeLaune, R. D., 1977. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. Soil Science Society of America Journal, 41, 305-310.
Keckler, D. 1995 Surfer for windows; version 6 user's guide. Contouring and 3D surface mapping. Golden software, Inc. Colorado
Kemmers, R. H., Gieske, J. M. J., Veen, P. & Zonneveld, L. M. L., 1995. Standaard meetprotocol verdroging. Voorlopige richtlijnen voor monitoring van antiverdrogingsprojecten. NOV rapport 15-1.
Kemmers, R. H., De Waal, R., Van Delft, S. P. J. & Mekkink, P., 2002. Ecologische typering van bodems;actuele informatie over bodemkundige geschiktheid voor natuurontwikkeling. Landschap, 19.
Klap. J. M. & Schmidt, P., 1992 . Maatregelen om effecten van eutrofiëring en verzuring in bossen tegen te gaan. Hinkeloord Rapport no 3.
Klap, J. M. & Schmidt, P. (Eds), 1995. Maatregelen om effecten van eutrofiëring en verzuring in bossen met bijzindere natuurwaarden tegen te gaan. Hinkeloord Rapport no 13.
Klinka, K., Green, R. N., Trowbridge, R. L. & Lowe, L. E., 1981. Taxonomic classification of humusforms in ecosystems of British Columbia. First Approx. Ministery of Forestry, Province of British Columbia
Lamers, L. P. M., Smolders, A. J. P., Brouwer, E. & Roelofs, J. G. M., 1996. Sulfaat verrijkt water als inlaatwater?De rol van de waterkwaliteit bij maarregelen tegen verdroging. Landschap, 13/3, 169-180.
Lamers, L. P. M., Tomassen, H. B. M. & Roelofs, J. G. M., 1997. Sulphate induced eutrofication and phytotoxicity in freshwater wetlands. Environmental Scientific Technology, 32, 199-205. Literatuur 121
Lamers, L. P. M., 2001. Tackling biogeochemical questions in peatlands. Proefschrift Universiteit Nijmegen. pp. 1-161.
Linden, M. van der, Blokland, K. A., Zonneveld, L. M. L. & Runhaar J., 1994. Herstel van natte en vochtige ecosystemen. Basisrapport. NOV rapport 9-1.
Lucassen, E. C. H. T., Smolders, A. J. P. &Roelofs, J. G. M., 2000. De effecten van verhoogde sulfaatgehalten op grondwater gevoede ecosystemen. H 2 O, 25/26, 28-31
Meijden, R. van der, 1990. Heukels' Flora van Nederland. 21e druk. Met medewerking van: E. J. Weeda, W. J. Holverda & P. H. Hovenkamp. Wolters-Noordhoff, Groningen. 662pp.
Murray, T. E., 1995. The correlation between iron sulphide precipitation and hypolymnetic phosphorus accumulation during one summer in a softwater lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52, 1190-1194.
Natuurbeschermingsraad, 1989. Beekbegeleidende broekbossen, Betekenis, bedreiging en mogelijkheden voor herstel en ontwikkeling van elzenbroekbossen op de zandgronden. Utrecht.
Oranjewoud, 1993. Verdrogings-en eutrofiëringsproject Maasmeanders. Hoofdrapport. Oosterhout.
Ott, E., 1973. Een vegetatiekartering van het Lottumer Schuitwater. Afdeling Vegetatiekunde en Plantenoecologie, Landbouwhogeschool Wageningen.
Poels, R. L. H., Schmidt, P., Burg, J. van den. Kemmers, R. H. & Verhoef, H. A., 2000. Pre-advies natte bossen -Verdroging, verzuring en eutrofiëring van natte bossen in Nederland: effecten en maatregelen. IKC-Natuurbeheer 186 pp.
Ponnamperuma, F. N., 1984. Effects of flooding on soils. Flooding and plant growth. (ed. T. T. Kozlowski), pp. 9-45. Acad Press, Orlando.
Reuver, P. J. H. M., 1997. De vitaliteit van bossen in Nederland in 1997. Verslag meetnet bosvitaliteit nr. 3. Rapport IKC-Natuurbeheer Nr. 28. Wageningen.
Roden, E. E. &Edmonds, J. W., 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobis sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. Arch. Hydrobiol., 139, 347-378.

Roelofs, J. G. M., Teunissen, D., Schoonen, J. & Roelofs, B., 1974. Natuurgebied het Koelbroek. Natuurhistorisch Maandblad 63 (7/8) :119-146.
Schütz, P., & Tol, G. van, 1992. Aanleg en beheer van bos en beplantingen. Pudoc, Wageningen.
Siebel, H. N., Aptroot, A., Dirkse, G. M., Dobben, H. F. van, Melick, H. M. G. van & Touw, A., 1992. Rode lijst van in Nederland verdwenen en bedreigde mossen en korstmossen. Gorteria 18 (1). Rijksherbarium/Hortus botanicus, Leiden.
Smolders, A. J. P., & Roelofs, J. G. M., 1993. Sulphate-mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. Aquatic Botany, 46, 247-253.
Smolders, A. J. P., & Roelofs, J. G. M., 1995. Internal eutrofication, iron limitation and. 122 Literatuur sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine watyer in peaty shallow waters in the Netherlands. Arch. Hydrobiol., 133, 349-365.
Stortelder, A. H. F., Hommel, P. W. F. M. & Waal, R. W. de, 1998. Bosecosystemen van Nederland. Broekbossen. KNNV, Utrecht.
Tol, G. van, 1995. Neveneffecten van bekalking en minerale giften in bossen. IKC- N, rapport 13.
Vos, W. & Stortel der, A. F. H., 1992. Vanishing Tuscan Landscapes. Pudoc, Wageningen.
Waal , R. W. de, in voorbereiding, Humusvormen van de rijke bossen. Alterra, Wageningen.
Weeda, E. J., Westra, R., Westra, Ch. & Westra, T., 1985. Nederlandse oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 1. IVN in samenwerking met VARA en VEWIN, Amsterdam. 304pp.
Werf, S. van der., 1991. Bosgemeenschappen. Natuurbeheer in Nederland. Deel 5. Pudoc, Wageningen. 375 pp.