Standaard meetprotocol verdroging

Vegetatiemonitoring

NOV-rapport 15.3

J. Runhaar (Staring Centrum-DLO)
P.C. Jansen (Staring Centrum-DLO)

mmv. J. H. Oude Voshaar (CPRO-DLO, Centrum voor Biometrie)

966765

COLOFON

Omslagontwerp:	Panthera
Foto omslag:	Veldwerk in de ruigte langs het Haringvliet
Productie:	Drukkerij Cabri bv
Druk:	1999

samenstelling begeleidingscommissie NOV-15-3:

voorzitter:	E. de Hullu	SBB
leden:	C. Aggenbach	KIWA
	G.P. Beugelink	RIVM
	H. van Buggenum	Waterschap Roer en Overmaas
	M. Dekkers	Provincie Limburg
	C. van Gool	Provincie Limburg

REFERAAT

J. Runhaar, P.C. Jansen, *Standaard meetprotocol verdroging; Vegetatiemonitoring*, NOV-rapport 15-3; 84 blz.; 15 fig.; 5 tab.; 64 ref.; 3bijl.

Trefwoorden: anti-verdrogingsmaatregelen /verdroging / monitoringssystematiek

ISBN 9036-95-229-8

@ copyright RIZA, 1999

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotocopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder uitdrukkelijke bronvermelding

prijs: f 25,-

bestellingen: Sdu / Servicecentrum Uitgevers
Afdeling Verkoop
Postbus 20014
2500 EA Den Haag
Tel. : 070 - 37 89 830
Fax : 070 - 37 89 780
e-mail : mlget@sdu.nl

VOORWOORD

Om biodiversiteit te handhaven in Nederland heeft veel van het werk van het natuurbeheer te maken met het treffen van anti-verdrogingsmaatregelen en anti-verzuringmaatregelen. Veel inzichten en technieken om deze maatregelen te kunnen uitvoeren zijn het laatste decennium beschikbaar gekomen door diverse onderzoeks-programma's o.a. het NOV programma. Ecosystemen zijn ingewikkeld en hoewel er veel kennis beschikbaar is gekomen, blijft nog altijd de vraag: is de maatregel ook effectief op een specifieke locatie. Het meten van de effectiviteit is belangrijk op de locatie waar de maatregelen zijn uitgevoerd. Maar niet alleen de locatie is belangrijk, ook willen we weten of de effecten van een bepaald gebied substantieel bijdragen aan de landelijk geformuleerde doelstellingen. (b.v. het terugdringen van het oppervlak verdroogde natuurgebieden met 25 % in 2000). Door atlas-projecten kunnen de ontwikkelingen van de biodiversiteit op landelijke schaal gevolgd worden. Door de veelheid aan gegevens die daarvoor nodig is, kunnen uitspraken gedaan worden over veranderingen in een langere tijdsperiode. De meeste doelstellingen die beleidsmatig worden geformuleerd betreffen echter een veel kortere tijdspanne en ook effecten op locatie zijn met deze systematiek niet goed te meten. Atlas-projecten voldoen niet voor dat doel omdat te veel gegevens moeten worden verzameld in een te korte periode. Waardoor de kosten te hoog worden.

De vraag voor de beheerder blijft: op welke wijze kunnen gegevens zo effectief mogelijk worden verzameld. Met als randvoorwaarde dat de financiële inspanning zo gering mogelijk, en de betrouwbaarheid van de uitspraken zo hoog mogelijk is. Bovendien is het belangrijk dat gegevens die verzameld zijn bij specifieke projecten, om de effectiviteit van die betreffende maatregelen te analyseren, kunnen worden gebruikt voor uitspraken op provinciaal en landelijk niveau. Gegevensverzameling is immers duur, dus voor verschillende schaal-niveaus verschillende gegevens verzamelen is niet effectief. Met welke betrouwbaarheid welke gegevens kunnen worden opgeschaald blijft ook een vraag.

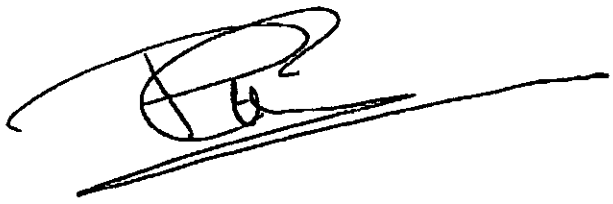
Dit rapport geeft een analyse van een aantal waarnemingsmethoden en de effectiviteit en betrouwbaarheid ervan. Het is een eerste stap in de keuze van de meest effectieve methode, maar waarschijnlijk niet de laatste. Inzichten veranderen en ook de traditie van gegevensverzameling per organisatie speelt mee. Dit rapport draagt bij aan het verhelderen van de discussie.

De wijze waarop het project tot stand gekomen is, heeft ook een duidelijke toegevoegde waarde: verschillende beheerders met verschillende doelstellingen zaten aan tafel met de onderzoekers. Dit verhoogt een wederzijds begrip en is mijn's inziens essentieel voor het gezamenlijk oplossen van de verschillende problemen die samenhangen met de monitoringssystematiek.

Ik wens de lezers van dit rapport dan ook veel leesgenoegen met voldoende stof tot nadenken voordat een keuze over de monitoringssystematiek wordt gemaakt.

Voorzitter van de projectgroep

Ella de Hullu



TEN GELEIDE

Dit rapport is vooral bedoeld voor diegenen die in de praktijk het meest te maken hebben met de monitoring van de vegetatie in anti-verdrogingsprojecten: terreinbeheerders, medewerkers van provincies en waterschappen. Getracht is in dit rapport wetenschappelijke discussies en technische termen zoveel mogelijk te vermijden. Helemaal gelukt is dit niet. Niet alleen omdat het gaat om een ingewikkeld onderwerp, maar ook omdat er op veel punten nog kennishiaten bestaan, zodat het niet altijd mogelijk is met simpele en eenduidige richtlijnen en aanbevelingen te komen. Ondanks deze laatste beperking denk ik dat het rapport veel informatie bevat die gebruikt kan worden bij de opzet van vegetatie-meetnetten, en ik hoop dat dit rapport daarmee een bijdrage kan leveren aan een doelmatige verdrogingsbestrijding.

Een belangrijke rol in de totstandkoming van dit rapport is vervuld door de begeleidingscommissie, die er voor heeft gewaakt dat de inhoud in de hoofdtekst voldoende werd afgestemd op de doelgroep, en die daarmee substantieel heeft bijgedragen aande uiteindelijke vorm en inhoud van het rapport. Leden van deze begeleidingscommissie waren: Ella de Hullu (SBB), Caroline van Gool/Marlies Dekkers (Prov. Limburg), Harry van Buggenum (waterschap Roer en Overmaas), Camiel Aggenbach (KIWA) en Guus Beugelink (RIVM).

Waar het gaat om de analyse van onderzoeksgegevens heeft vooral Jan Oude-Voshaar een belangrijke adviserende rol gespeeld. Ook Wil Tamis, Cajo ter Braak en Han Olff hebben met technische adviezen bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport. Onderzoeksgegevens van de Reitma en aanvullende informatie over de aard van de gegevens zijn aangeleverd door Walter ten Klooster en Titia Zonneveld, terwijl Thies Oomes heeft geholpen bij de analyse van de door hem aangeleverde gegevens van de Veenkampen. Informatie over de gemiddelde arbeidsinspanning per monitoringmethode is onder meer aangeleverd door Hans van der Goes, Karl Blokland, Pieter Slim en Jan Holtland.

Alle genoemde personen wil ik bij deze bedanken voor hun bijdrag aan de totstandkoming van dit rapport.

Han Runhaar

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD

TEN GELEIDE

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING 1

1 INLEIDING 3
1.1 Doel van het onderzoek 3
1.2 Vegetatie als te monitoren variabele 3
1.3 Vegetatiemonitoring: theoretisch kader 4
1.4 Randvoorwaarden 8
1.5 Onderzoeksopzet 8
1.6 Opzet rapport 9

2 METHODEN VEGETATIEMONITORING 11
2.1 Inleiding 11
2.2 Overzicht methoden 12
2.3 Geschiktheid van methoden voor monitoring 14
2.4 Keuze van methoden 17

3 BEMONSTERINGSSTRATEGIE 21
3.1 Inleiding 21
3.2 Referenties, controles en duplo's 21
3.3 Gebiedsindeling 23
3.5 Volledigheid streeplijsten, selectie van soorten 29
3.6 Abundantieschaal 31
3.7 Meetfrequentie 33

4 OPSLAG EN VERWERKING VAN GEGEVENS 37
4.1 Inleiding 37
4.2 Opslag van gegevens 37
4.3 Interpretatie van gegevens 38

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 41
5.1 Conclusies ten aanzien van de keuze van de meetmethode 41
5.2 Conclusies ten aanzien van de bemonsteringsstrategie 42
5.3 Aanbevelingen 43

LITERATUUR 45

BIJLAGEN 51
BIJLAGE 1 Case-study 'de Veenkampen' 53
BIJLAGE 2 Case-study 'De Reitma' 71
BIJLAGE 3 Case-study 'Groot Zandbrink' 79

SAMENVATTING

In dit rapport wordt ingegaan op een belangrijke onderdeel bij de monitoring van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen, te weten de monitoring van de vegetatie. Aangegeven wordt met welke aspecten bij de opzet van een vegetatie-meetnet rekening moet worden gehouden, en welke meetmethoden vanuit een bepaalde doelstelling het meest geschikt zijn. In het rapport worden twee mogelijke functies onderscheiden die een vegetatiemeetnet kan vervullen. In de eerste plaats een controlerende functie, waarbij de gegevens gebruikt worden om te bepalen in hoeverre de beoogde vegetatie-doelen in termen van soortensamenstelling en doeltype zijn behaald. En in de tweede plaats een signalerende functie, waarbij de vegetatiegegevens worden gebruikt om een beeld te krijgen van veranderingen in standplaatscondities, om zo ongewenste ontwikkelingen vroegtijdig te kunnen signaleren. Beide type meetdoelstelingen vragen om een verschillende aanpak. Probleem bij de monitoring van antiverdrogingsprojecten is dat het meetnet vaak aan beide functies gelijktijdig moet kunnen voldoen.

Voor de monitoring kan gebruik worden gemaakt van streeplijsten, vegetatie-opnamen, vegetatietypenkarteringen en soortskarteringen. Streeplijsten zijn met name geschikt vanuit de controlerende functie van een meetnet, en vegetatie-opnamen vanuit een signalerende functie. Vegetatietypenkarteringen en soortskarteringen sluiten wat minder goed aan bij bovenstaande, meer beleidsgerichte meetnetfuncties, maar hebben weer het voordeel dat ze een goed inzicht geven in ruimtelijke patronen, en daarmee voor het terreinbeheer belangrijke informatie verschaffen. Welke methode of combinaties van methoden wordt gekozen is sterk afhankelijk van de vooraf gekozen meetdoelstellingen. In het rapport worden een aantal suggesties gedaan voor mogelijke combinaties.

Bij de monitoring in anti-verdrogingsprojecten zal het zelden mogelijk zijn om te voldoen aan alle voorwaarden waaraan een meetnet theoretisch zou moeten voldoen om de effecten van de genomen maatregelen met zekerheid aan te kunnen tonen. Belangrijke is echter dat tenminste wordt voldaan aan de eis dat begonnen wordt met monitoring vóór uitvoering van de maatregelen, en dat waar mogelijk ook wordt gemeten op controle-plekken zonder ingreep. Voor een juiste interpretatie van de gegevens is het daarnaast nuttig wanneer het gebied vooraf op grond van toestandsvariabelen en te verwachten ingrepen wordt ingedeeld in vlakken die plusminus homogeen zijn ten aanzien van te verwachten effecten.

In het rapport wordt ingegaan op de keuze van opnamelocaties en de keuze van de schaal waarin bij het maken van opnamen of streeplijsten de bedekking en de aantallen per soort worden weergegeven. Ook wordt ingegaan op de snelheid waarmee veranderingen in het abiotische milieu doorwerken op de vegetatie, en de consequenties die dat heeft voor de frequentie waarmee wordt geïnventariseerd.

Voor de verwerking van gegevens wordt aanbevolen gebruik te maken van gestandaardiseerde methoden. Aangegeven wordt welke bestaande systemen gebruikt kunnen worden bij de opslag en de interpretatie van gegevens.

Gesignaleerd wordt dat het over een aantal onderwerpen moelijk is met zekerheid uitspraken te doen doordat door meetgegevens ontbreken. Bijvoorbeeld over de mate

waarin herhaalde vegetatietypenkarteringen en soortskarteringen bruikbaar zijn om veranderingen in de vegetatie en in standplaatscondities aan te tonen, en over de bruikbaarheid van streeplijsten om uitspraken te doen over veranderingen in milieucondities. Daarom verdient het aanbeveling om in een aantal praktijksituaties meetnetten op te zetten waarin meerdere methoden naast elkaar worden toegepast, zodat een beter inzicht kan worden verkregen in de bruikbaarheid van de verschillende methoden voor monitoring doeleinden.

1 INLEIDING

1.1 Doel van het onderzoek

Het 'Standaard-Meetprotocol Verdroging' vormt één van de thema's binnen het Nationaal Onderzoek Verdroging. Binnen dit thema wordt gerapporteerd welke methoden het meest geëigend zijn voor het monitoren van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen in natuurterreinen. Er zijn rapporten uitgebracht waarin wordt ingegaan op de keuze van te onderzoeken variabelen (Kemmers et al. 1995) en op de bemonsteringsstrategie van hydrologische variabelen in afhankelijkheid van meetdoelstellingen en de variatie in ruimte en tijd van de te meten grootheden (Van Geer en Gieske 1995). In deze rapporten wordt echter slechts in beperkte mate ingegaan op de monitoring van de vegetatie.

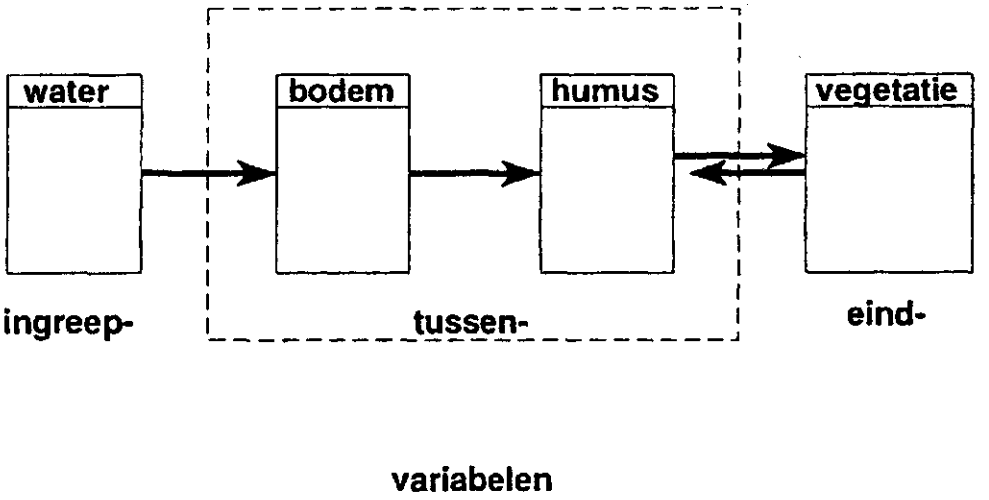
De vegetatie is een belangrijke doelvariabele bij anti-verdrogingsprojecten. Daarom wordt in dit vervolgonderzoek uitgebreider aandacht besteed aan de bemonsteringsstrategie voor de vegetatie, in afhankelijkheid van meetdoelstellingen en in relatie tot de aanwezige variatie in ruimte en tijd. Daarbij is het, anders dan de naam van het thema doet vermoeden, niet de bedoeling om te komen tot de aanbeveling voor één standaardmethode, die binnen alle verdrogingsprojecten gevolgd zou moeten worden. Er zijn verschillende methoden die in principe bruikbaar zijn. Bovendien hebben de instellingen die verantwoordelijk zijn voor de monitoring vaak ook eigen, aanvullende meetdoelstellingen die kunnen leiden tot een afwijkende meetnetopzet. Daarom wordt in dit rapport alleen aangegeven wat vanuit een beperkte doelstelling, namelijk de evaluatie van anti-verdrogingsprojecten en de signalering van eventuele ongewenste ontwikkelingen, geschikte methoden zijn. Tevens wordt aangegeven met welke aspecten bij de opzet van een meetnet rekening dient te worden gehouden.

1.2 Vegetatie als te monitoren variabele

Door Kemmers et al. (1995) wordt bij monitoring onderscheid gemaakt tussen ingreepvariabelen, tussenvariabelen en eindvariabelen (figuur 1.1). Bij ingreepvariabelen gaat het om hydrologische grootheden als grondwaterstanden of waterkwaliteit, en bij de eindvariabelen om soorten of bepaalde typen ecoystemen. Tussenvariabelen in de ingreepeffectketen vormen bijvoorbeeld bodem en humus. Om een volledig inzicht inzicht te krijgen in de effecten van hydrologische maatregelen zouden idealiter metingen in alle compartimenten (water, bodem, humus en vegetatie) moeten worden verricht. Vaak is dat vanwege het kostenaspect niet mogelijk en blijft de monitoring beperkt tot de ingreepvariabelen (water) en de eindvariabelen (vegetatie en fauna).

De belangrijkste reden om de vegetatie te monitoren vormt het feit dat de meeste antiverdrogingsprojecten gericht zijn op herstel van de vegetatie, waarbij er vaak impliciet van wordt uitgegaan dat herstel van de vegetatie op termijn ook weer zal leiden tot herstel van voor de betreffende ecosystemen kenmerkende fauna. Een aanvullende reden om de vegetatie-ontwikkelingen te volgen vormt het feit dat veranderingen in soortensamenstelling indicatief zijn voor processen in bodem en water, zodat ook zonder gedetailleerde metingen aan bodem en grondwater het soms toch mogelijk is een beeld te krijgen van onderliggende processen.

Figuur 1.1 Relatieketen tussen verschillende compartimenten bij ingrepen in de waterhuishouding. Uit: Kemmers et al. 1995.



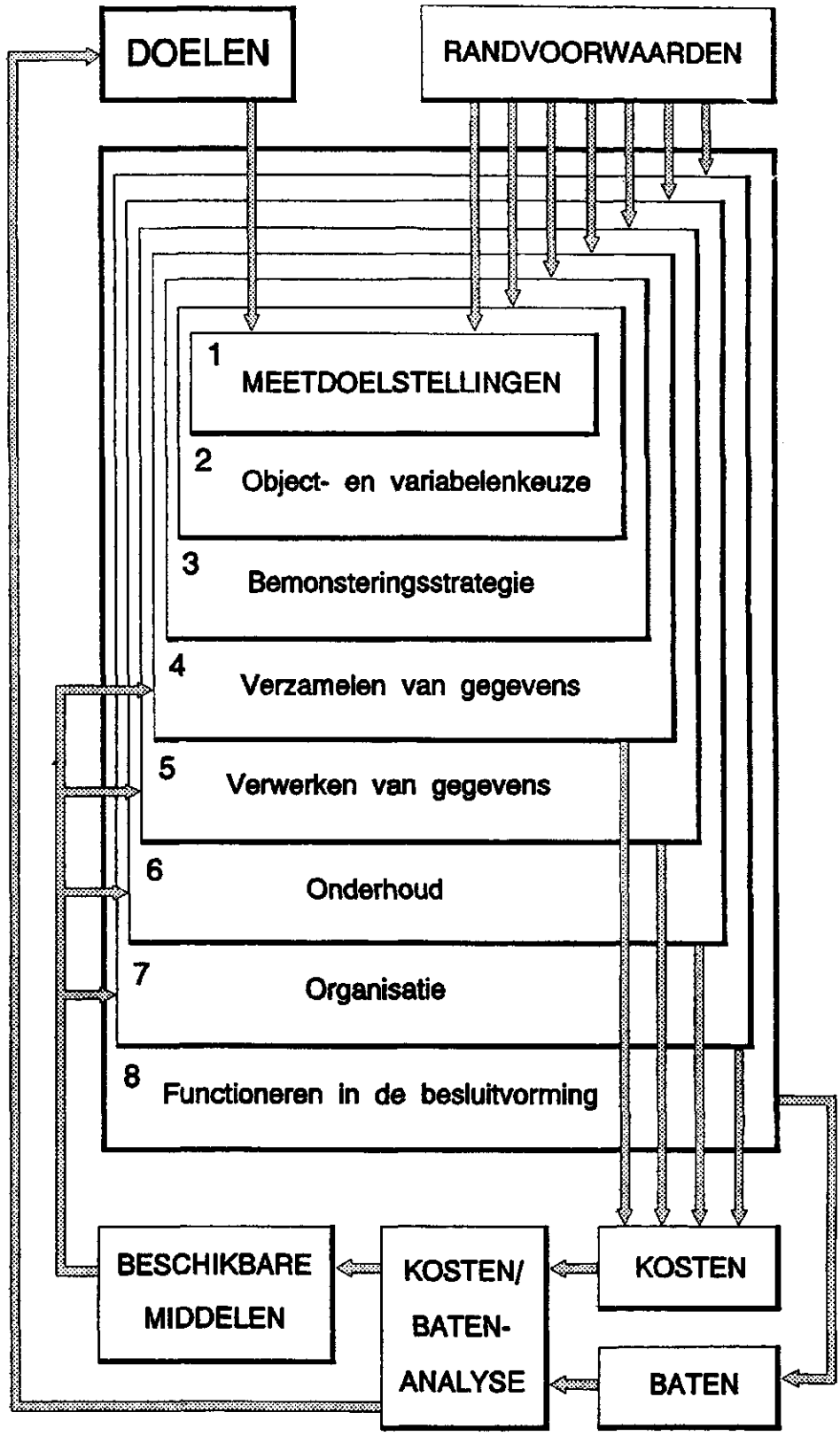
1.3 Vegetatiemonitoring: theoretisch kader

Het is van belang om bij opzet van een meetnet vooraf rekening te houden met de meetdoelstellingen en de eigenschappen van de meten variabele. Door Vos et al. (1990, 1991) wordt aangegeven welke fasen kunnen worden onderscheiden bij de opzet van een meetnet, welke informatie nodig is om vooraf de bemonsteringsstrategie te kunnen bepalen, en op welke manier uit deze informatie het meetnetontwerp kan worden afgeleid.

In deze studie zal vooral aandacht worden besteed aan de eigenlijke meetnetopzet, waarbij de volgende stappen worden onderscheiden (fig. 1.2):
1 Bepalen meetdoelstellingen
2 Keuze van object en variabelen
3 Bepalen bemonsteringsstrategie
Daarnaast zal ook beknopt worden ingegaan op de opslag en interpretatie van gegevens (stap 5). In de volgende paragrafen zal kort op deze stappen worden ingegaan. Voor het theoretisch kader wordt verwezen naar de rapporten van Vos et al., waar uitgebreider wordt ingegaan op het ontwerpen van (biologische) meetnetten en op de achterliggende theorie. Voor een meer praktijkgerichte behandeling van de opzet van een vegetatie-meetnet en het verzamelen van gegevens (stap 4) wordt verwezen naar de beknopte en inzichtelijke brochure van Ferris-Kaan en Patterson (1991).

(1) Bepaling doel vegetatiemonitoring
De opzet van een meetnet wordt, behalve door de eigenschappen van de te monitoren variabele, sterk bepaald door de meetdoelstelling. Wat moet met het beoogde meetnet aangetoond kunnen worden ?
Bij monitoring van de vegetatie in anti-verdrogingsprojecten kan aan twee verschillende doelstellingen worden gedacht, namelijk (a) het volgen van de vegetatie-ontwikkelingen om na te kunnen gaan in hoeverre de ingrepen leiden tot de gewenste veranderingen in de soortensamenstelling van de eindvariabele vegetatie (*controlerende functie*), en (b) het vol-

Figuur 1.2 Schematische weergave van de onderlinge verbanden tussen de verschillende aspecten die van belang zijn bij het ontwerp, opzet en gebruik van een meetnet. Uit: Vos et al. (1991).



De functies van een vegetatie-meetnet

Controlerende functie
Het primaire doel van vegetatiemonitoring is het bepalen van de effectiviteit van de maatregelen: in hoeverre lukt het om de soorten (terug) te krijgen waarop de maatregelen zijn toegesneden? Welke soorten dat zijn varieert per gebied. In veel gevallen zal het gaan om soorten van natte schraalgraslanden en natte bloemrijke hooilanden, in andere gevallen om soorten van elzenbroekbos of natte heide.

Signalerende functie
Wanneer de doelstellingen niet worden gehaald of wanneer de vegetatie-ontwikkeling anders verloopt dan verwacht kunnen vegetatiegegevens worden gebruikt om te bepalen welke processen daarvoor verantwoordelijk kunnen zijn. Uit veranderingen in bedekking en hoogte van vegetatielagen kan direct worden afgeleid in hoeverre bijvoorbeeld verruiging is opgetreden, en verder kan uit de soortensamenstelling worden afgelezen of er mogelijk sprake is van verzuring of eutrofiëring. Veranderingen in abiotische omstandigheden kunnen ook direct gemeten worden, bijvoorbeeld door grondwaterstandsmetingen in peilbuizen of door zuurgraad van bodem en grondwater te meten. Dat vaak toch gebruik wordt gemaakt van de vegatie als indicator heeft te maken met enerzijds het feit dat vegetatiemonitoring relatief goedkoop is, en anderzijds met het feit dat bepaalde standplaatsfactoren moeilijk rechtstreeks te meten zijn (voedselrijkdom).

gen van veranderingen in de soortensamenstelling om een beeld te krijgen van biotische en abiotische processen om zo na te kunnen gaan of de tussendoelen ten aanzien van abiotische condities wel zijn gehaald en om vroegtijdig ongewenste ontwikkelingen te kunnen signaleren (*signalerende functie*).

De twee meetdoelstellingen vragen elk om een andere aanpak. Om vast te kunnen stellen of gestelde doelen worden bereikt is het voldoende om te weten in hoeverre bepaalde soorten in een gebied vooruit- of achteruit zijn gegaan. Daarbij is het vooral van belang dat het het gehele gebied, of althans dat deel van het gebied waar veranderingen worden verwacht, is bezocht en geen soorten zijn gemist. De interne homogeniteit van het te onderzoeken gebied is daarbij van minder belang. Om een beeld te krijgen van processen die in het terrein optreden is het daarentegen beter om op een aantal plekken de ontwikkelingen meer in detail te volgen. Daarbij is het vooral van belang dat de te onderzoeken plekken relatief homogeen zijn ten aanzien van toestandsvariabelen. Het is dan minder van belang dat het hele gebied wordt bezocht en beschreven.

In gebieden waar herstelmaatregelen gepland of uitgevoerd zijn gelden meestal beide doelstellingen gelijktijdig. Men wil weten in hoeverre de geplande veranderingen in vegetatie ook daadwerkelijk optreden. En als dat niet het geval is, wil men weten waaraan dat te wijten is; is het grondwaterregime niet voldoende hersteld, is verzuring opgetreden, of is door onvoldoende beheer verruiging opgetreden?

In dit rapport zal worden uitgegaan van situaties waarin beide meetdoelstellingen aan de orde zijn. Aangegeven zal worden in hoeverre bij de opzet van een meetnet rekening kan

Tabel 1.1 *Overzicht van de proefgebieden en de onderzochte parameters. Voor een uitgebreidere beschrijving wordt verwezen naar de case-studies in de bijlagen 1 t/m 3.*

Gebied	type vegetaties	ingrepen	meetreeksen	onderzochte parameters
De Veenkampen	voedselrijke graslanden op vochtige klei-op-veenbodem	vernatting en verschraling door maai-beheer	3 x 5 proefvlakken van 100 m^2, 1987 t/m 1996	- aantal soorten van natte schraalgraslanden en natte hooi-landen - vochtindicatie vegetatie
De Reitma	blauwgraslanden op natte zand- en veengrond onder invloed van regionale kwel	verzuring door waterconser-vering,	2 pq's van 2.25 m^2, 1966 t/m 1989, 1 streeplijst van 5,5 ha, 1979 t/m 1987	- aantal soorten van natte schraalgraslanden - zuurindicatie vegetatie - vochtindicatie vegetatie
Groot-Zandbrink	blauwgraslanden op natte zandgrond	-	57 pq's van 4 m^2, 1985 t/m 1997	- aantal soorten van natte schraal graslanden - vochtindicatie vegetatie - zuurindicatie vegetatie

worden gehouden met de soms tegengestelde eisen die beide meetdoelstellingen aan een meetnet stellen. Wanneer de hoeveelheid tijd en geld beperkt zijn, zal het vaak niet mogelijk zijn een meetnet te ontwerpen dat een beide eisen voldoet en zullen keuzen moeten worden gemaakt. In dat geval heeft de controlerende functie van het meetnet de hoogste prioriteit. Voor het signaleren van ongewenste ontwikkelingen zoals verzuring of vermesting kan immers ook gebruik worden gemaakt van abiotische metingen en van veldindrukken van beheerders.

(2) Object- en variabelenkeuze
Het object van studie vormt de vegetatie. Daarmee is echter nog niet vastgelegd welke eigenschappen van de vegetatie worden gemeten: structuur, presentie of abundantie van plantensoorten, locatie van plantensoorten of vegetatietypen? En ook niet welke methode gebruikt moet worden om deze eigenschappen vast te leggen. Anders dan bij grondwaterstanden, waar sprake is van een standaardmeetmethode (tweemaandelijkse meting van standen in peilbuizen), is er bij de vegetatie sprake van een veelvoud aan methoden en varianten op deze methoden.

(3) Bemonsteringsstrategie
De zekerheid waarmee uitspraken over veranderingen kunnen worden gedaan is sterk afhankelijk van de variabiliteit van de te meten variabele in ruimte en tijd. Wanneer de schommelingen in de tijd erg groot zijn kan pas na een langere periode met voldoende zekerheid worden gezegd of er sprake is van structurele veranderingen. Er dient dan frequent te worden gemeten om de invloed van toevallige variaties uit te kunnen middelen. Wanneer de variabiliteit in de ruimte erg groot is, kunnen resultaten afkomstig uit steekproeven slechts onder voorbehoud worden geëxtrapoleerd naar het gehele gebied en zijn meer en/of grotere proefvlakken nodig om een representatief beeld te krijgen van de veranderingen. Een goed inzicht in de variatie in tijd en ruimte is daarom onontbeerlijk bij het ontwerp van een bemonsteringsstrategie. De ligging en de grootte van de proefvlakken en

de meetfrequentie dient te worden afgestemd op de meetdoelstellingen en geschatte variabiliteit in tijd en ruimte.

(5) Opslag en interpretatie van gegevens
Bij regelmatige bemonstering ontstaan al snel gegevensbestanden met duizenden gegevens. Zonder een geautomatiseerde opslag is het vrijwel onmogelijk om de gegevens adequaat te kunnen raadplegen. Het is belangrijk om al vooraf een beeld te hebben van de manier waarop de gegevens geinterpreteerd zullen worden, zodat hiermee bij de gegevensverzameling en de opslag van gegevens rekening kan worden gehouden.

1.4 Randvoorwaarden

De keuze van de te gebruiken monitoringsmethoden wordt niet alleen bepaald door de meetdoelstellingen en de variabiliteit in ruimte en tijd, maar ook door een aantal randvoorwaarden. Hoewel er verschillen kunnen bestaan ten aanzien van de mate van detail waarin men ontwikkelingen wil kunnen volgen, zijn er vooraf een aantal algemene eisen aan te geven waaraan de gebruikte methode voor vegetatie-monitoring dient te voldoen. In dit rapport zal worden uitgegaan van de volgende randvoorwaarden:

- De monitoring moet inzicht geven in veranderingen binnen een periode van enkele jaren, zodanig dat op relatief korte termijn (< 10 jaar) uitspraken mogelijk zijn over de effectiviteit van de genomen maatregelen ten aanzien van de vegetatie en, wanneer de gewenste ontwikkeling uitblijft, welke factoren hiervoor naar verwachting verantwoordelijk zijn.

- De aan te tonen effecten moeten met voldoende betrouwbaarheid zijn te onderscheiden van niet trendmatige random-variatie in ruimte en tijd.

- De methode mag niet te duur zijn. Op dit moment zijn het vaak de kosten die een reden vormen om bij herstelprojecten de monitoring achterwege te laten. Dit betekent dat arbeidsintensieve methoden weinig kans maken om standaard te worden toegepast. Er zal vooral aandacht worden besteed aan methoden waarbij met een beperkte inspanning, in de orde van enkele dagen per gebied per jaar, de gegevens verzameld en ingevoerd kunnen worden.

- Bij voorkeur worden niet-geïnterpreteerde basisgegevens verzameld. De ideeën over doelstellingen en uitwerkingsmethoden kunnen in de loop der tijd veranderen. Wanneer gegevens direct in het veld worden geïnterpreteerd (in termen van typen of indices) is het later niet mogelijk de gegevens volgens andere inzichten te bewerken.

1.5 Onderzoeksopzet

Bij het schrijven van het rapport is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van bestaande literatuur over het ontwerp en de inrichting van vegetatie-meetnetten. Daarbij is onder meer gebruik gemaakt van de recente bibliografie van Elzenga & Evenden (1997) over vegetatiemonitoring. Een knelpunt is echter dat er weinig bruikbare informatie is over de

variabiliteit van vegetatie-parameters in ruimte en tijd. Er is wel veel onderzoek gedaan naar de nauwkeurigheid waarmee met verschillende methoden de bedekking en de aantallen van plantensoorten geschat kunnen worden, en in mindere mate naar de ruimtelijke variabiliteit. Er is echter weinig onderzoek gedaan naar de variabiliteit in ruimte én tijd in afhankelijkheid van de bemonsteringsmethode en de schaal waarop het onderzoek wordt verricht.

Omdat voldoende inzicht in de variabiliteit onontbeerlijk is voor het ontwerp van een meetnet, is behalve van algemene literatuur over meetnetontwerp en vegetatie-monitoring ook gebruik gemaakt van een aantal bestaande meetreeksen om inzicht te krijgen in de variabiliteit in ruimte en tijd van te onderzoeken vegetatieparameters. Er zijn gegevens gebruikt uit De Veenkampen, De Reitma en Groot Zandbrink (tabel 1.1). Voor een toelichting op de bewerking van de meetreeksen en een beschrijving van de gebieden waaruit ze afkomstig zijn wordt verwezen naar de bijlagen 1 t/m 3.

1.6 Opzet rapport

In het rapport zal worden ingegaan op de bemonsteringsstrategie voor de vegetatie, waarbij achtereenvolgens wordt aangegeven welke vegetatiemonitoringsmethoden bestaan en hoe geschikt ze zijn voor de hier beoogde doeleinden (hoofdstuk 2), en met welke aspecten rekening dient te worden gehouden bij de bepaling van de bemonsteringsstrategie (hoofdstuk 3). Daarna komen in hoofdstuk 4 de opslag en de interpretatie van de gegevens aan de orde. Het rapport wordt afgesloten met een hoofdstuk conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 5).

In de bijlagen worden de resultaten van het variabiliteitsonderzoek op basis van gegevens uit de gebieden de Veenkampen, Groot-Zandbrink en de Reitma gepresenteerd. Deze bijlagen hebben de vorm gekregen van zelfstandig leesbare case-studies. In de hoofdstukken over de bemonsteringsstrategie en interpretatie van gegevens (hoofdstukken 3 en 4) zal regelmatig worden verwezen naar de resultaten uit deze case-studies.

2 METHODEN VEGETATIEMONITORING

2.1 Inleiding

Er zijn veel verschillende manieren om de vegetatie te bemonsteren, afhankelijk van de object- en schaalkeuze. Een belangrijk onderscheid is die naar het object van bemonstering: Wordt gekeken naar plantensoorten of naar karakteristieke combinaties van soorten in de vorm van vegetatietypen? En als wordt gekeken naar soorten, wordt dan het voorkomen van soorten ruimtelijk vastgelegd of wordt volstaan met het aangeven van de mate van voorkomen?

Er kan een indeling van basismethoden voor vegetatiemonitoring worden gemaakt op basis van het object (soorten versus vegetatietypen), de representativiteit (steekproef versus vlakdekkend) en de nauwkeurigheid waarmee de ruimtelijke verspreiding wordt vastgelegd (kartering of bepaling van het voorkomen binnen een vlak) (tabel 2.1).

Vegetatietypenkarteringen vormen de meest afwijkende methode, omdat hier niet wordt gekeken naar het voorkomen van afzonderlijke plantensoorten maar naar combinaties van plantensoorten, vegetatietypen. De verspreiding van de vegetatietypen wordt daarbij vastgelegd in de vorm van een vegetatiekaart.

Bij alle andere methoden vormen niet vegetatietypen, maar soorten het object van onderzoek. De wijze waarop het voorkomen van soorten wordt vastgelegd verschilt nogal. Bij soortskarteringen wordt het voorkomen van soorten op een kaart ingetekend. Bij vegetatie-opnamen en streeplijsten wordt volstaan met het aangeven van de bedekking en/of de aantallen per soort binnen een ruimtelijke eenheid. Bij vegetatie-opnamen gaat het om steekproeven van vaak niet meer dan enkele vierkante meters die gedetailleerd beschreven worden, bij streeplijsten worden gebieden of delen van een gebied in hun geheel geïnventariseerd.

In de volgende paragraaf zullen de verschillende methoden kort behandeld worden. Let er daarbij wel op dat er geen eenduidigheid bestaat in de naamgeving van de methoden, zodat soms in de literatuur methoden onder een andere naam worden aangeduid dan in tabel 2.1. Een voorbeeld vormt de 'indicatorsoortkartering' van het KIWA (Aggenbach et al. 1996), waarbij het voorkomen van indicatorsoorten binnen een ruimtelijke eenheid wordt genoteerd. Omdat het voorkomen van de plantensoorten in deze methode niet wordt ingetekend op kaart, valt deze methode in de hier gebruikte systematiek -anders dan de naam zou doen vermoeden- niet onder soortskarteringen maar onder streeplijsten.

Tabel 2.1 *Overzicht basismethoden vegetatie-monitoring zoals onderscheiden in deze studie.*

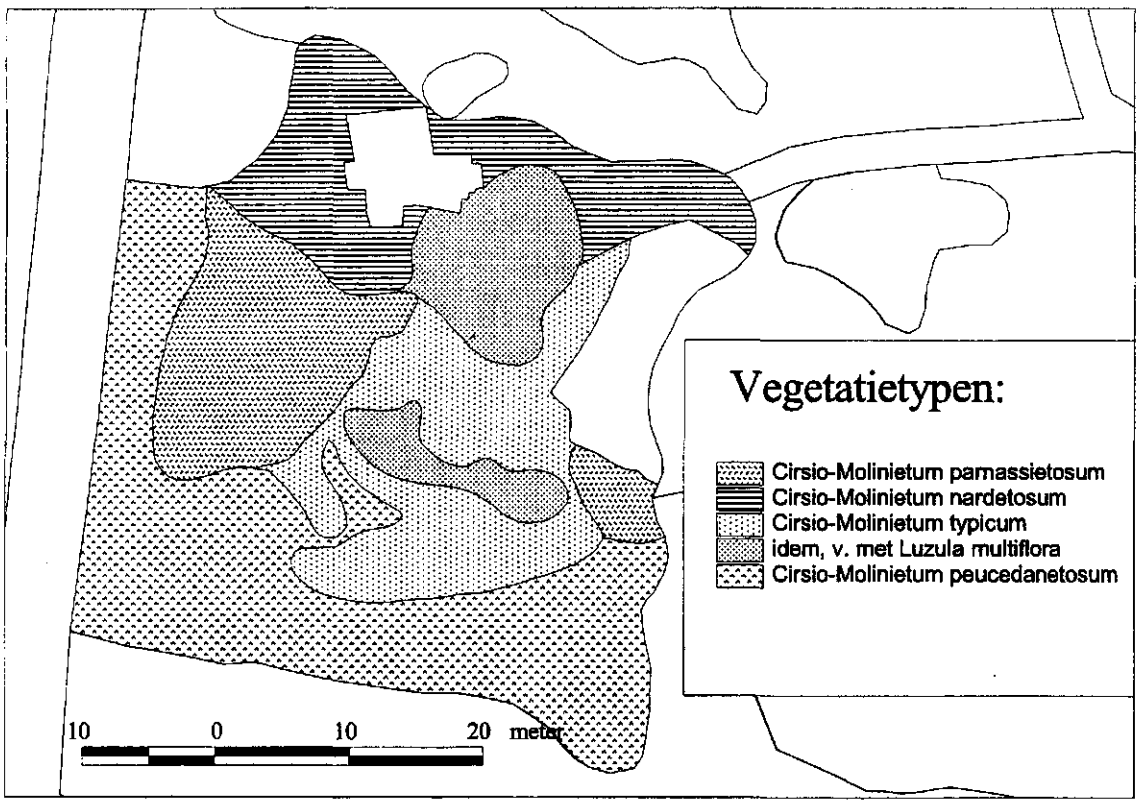
Bemonsterings-methode: / Object:	Inventarisatie mate van voorkomen: via steekproef	vlakdekkend	Kartering
Soorten	vegetatie-opnamen	streeplijsten	soortskartering
Vegetatietypen	-	-	vegetatietypenkartering

2.2 Overzicht methoden

Streeplijsten
Bij streeplijsten wordt alleen het voorkomen van soorten binnen een gebied of gebiedje genoteerd, zonder nadere lokalisatie, en al dan niet met vermelding van aantallen waarin de soort is aangetroffen. Vaak hebben de streeplijsten betrekking op grote en intern heterogene eenheden. Voorbeelden zijn de streeplijsten die gebruikt worden voor het landelijk flora-onderzoek, waarbij gewerkt wordt met ruimtelijke eenheden van 1 x 1 kilometer (FLORON 1996). Ook bij veel provinciale inventarisaties wordt gewerkt met streeplijsten, waarbij kilometercellen eveneens de basis vormen voor de inventarisatie, maar waarbij de kilometercellen weer worden onderverdeeld in landschappelijke eenheden als sloten, weiland, broekbos, stedelijk gebied en dergelijke. Per landschapselement wordt een aparte streeplijst gemaakt. De grootte van de ruimtelijke eenheden waarvoor streeplijsten worden gemaakt varieert dus sterk, en hoeft dus niet per sé veel groter groter te zijn dan bij vegetatie-opnamen. Een meer principieel verschil met vegetatie-opnamen is echter dat bij een streeplijst een gebied of gebiedje in zijn geheel beschreven wordt, terwijl bij vegetatie-opnamen sprake is van een steekproef, waarbij slechts een deel van een gebied in detail wordt beschreven.

Vegetatie-opnamen
Bij vegetatie-opnamen wordt van een klein proefvlak, meestal in de orde van een enkele vierkante meters tot enkele tientallen vierkante meters, een gedetailleerde beschrijving gemaakt. Het proefvlak wordt meestal zo gekozen dat de opname representatief is voor de vegetatiesamenstelling van een groter gebied waarbinnen het proefvlak gelegen is. Binnen het proefvlak wordt de samenstelling van de vegetatie beschreven door per soort de aantallen en de bedekking van de planten die tot een soort behoren te noteren. Tevens wordt de structuur van de vegetatie vastgelegd door de hoogte en bedekking van vegetatiestructuurlagen op te schrijven. Vegetatie-opnamen worden binnen de vegatiekunde veel gebruikt om vegetaties te karakteriseren en om de vegetatiesuccessie te onderzoeken. In het laatste geval worden in verschillende jaren beschrijvingen gemaakt van dezelfde proefvlakken. Deze worden aangeduid als 'permanente quadraten' (pq's). Ook door de provincies worden vaak opnamen gebruikt om de vegetatie te beschrijven. Door de provincie Zuid-Holland en Gelderland vormen vegetatie-opnamen de basis voor het provinciale vegetatie-overzicht. Door ander provincies worden ze vaak gebruikt als aanvullende methode om bijzondere plaatsen in meer detail te beschrijven of om ontwikkelingen in de tijd te kunnen volgen.

Vegetatietypenkartering
Bij vegetatietypenkarteringen wordt het voorkomen van vegetatietypen in kaartvorm vastgelegd (fig. 2.1). Voordat begonnen kan worden met de feitelijke kartering dient eerst een indeling in vegetatietypen te worden vastgesteld. Daarbij kan men uit gaan van een landelijke typologie, zoals de indeling van Westhoff & Den Held (1975) of de meer recente indeling door Schaminée et al. (1995 a en b, 1996). Voor karteringen op lokale schaal zijn dergelijke landelijke indelingen echter doorgaans te grof en te weinig gebiedspecifiek. Daarom wordt doorgaans gewerkt met een lokale typologie, waarbij vooraf opnamen worden verzameld die een representatief beeld geven van de in het gebied aanwezige vegetatie. Deze gegevens worden vervolgens gebruikt om een nieuwe lokale typologie of een aangepaste versie van de landelijke typologie te maken (zie bijvoorbeeld Dienst Landinrichting en Be-



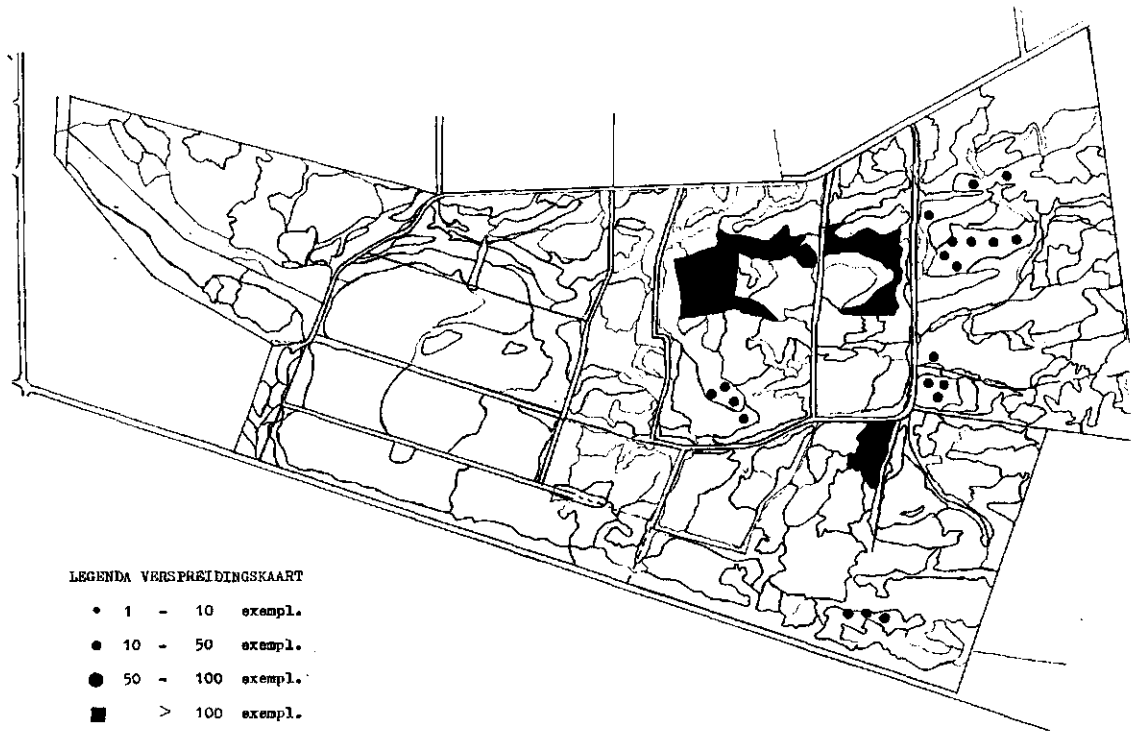
Figuur 2.1 Voorbeeld van een vegetatietypenkartering: voorkomen van vegetatietypen in een schraalgraslandperceel in Groot Zandbrink. Uit: Kemmers e.a. 1994.

heer Landbouwgronden 1995). Vegetatietypenkarteringen worden vooral gebruikt in het terreinbeheer, omdat ze inzicht geven in de binnen een natuurgebied aanwezige vegetatiepatronen en daarmee een goede basis vormen voor de beheersplanning.

Soortskartering

Bij soortskarteringen wordt het voorkomen van soorten in een gebied op kaart vastgelegd (fig. 2.2). Omdat het niet mogelijk is van alle soorten de verspreiding ruimtelijk vast te leggen, beperkt een soortskartering zich meestal tot een beperkt aantal, minder frequent voorkomende soorten die een grote indicatieve waarde hebben voor bepaalde milieu-omstandigheden en/of een hoge natuurwaarde vertegenwoordigen. Meestal worden deze soorten aangeduid als indicatorsoorten of aandachtsoorten. Soortskarteringen worden vaak aanvullend op andere methoden (vegetatiekarteringen, streeplijsten, vegetatie-opnamen) gebruikt om een betere beeld te krijgen van de verspreiding van bijzondere soorten. Bij provinciale milieukarteringen en karteringen ten behoeve van de landinrichting vormen soortskarteringen een belangrijk hulpmiddel om de verspreiding van in kleinere landschapselementen als bermen en slootkanten voorkomende waardevolle soorten vast te kunnen leggen. Vaak worden soortskarteringen gecombineerd met vegetatietypenkarteringen.

Een tussenvorm tussen soortskarteringen en het werken met streeplijsten vormt een soortskartering met behulp van grids, waarbij in rasters van enkele tientallen of honderden vierkante meters het voorkomen van bepaalde soorten wordt genoteerd. Vanwege het arbeidsintensieve karakter zal op deze methode niet verder worden ingegaan.

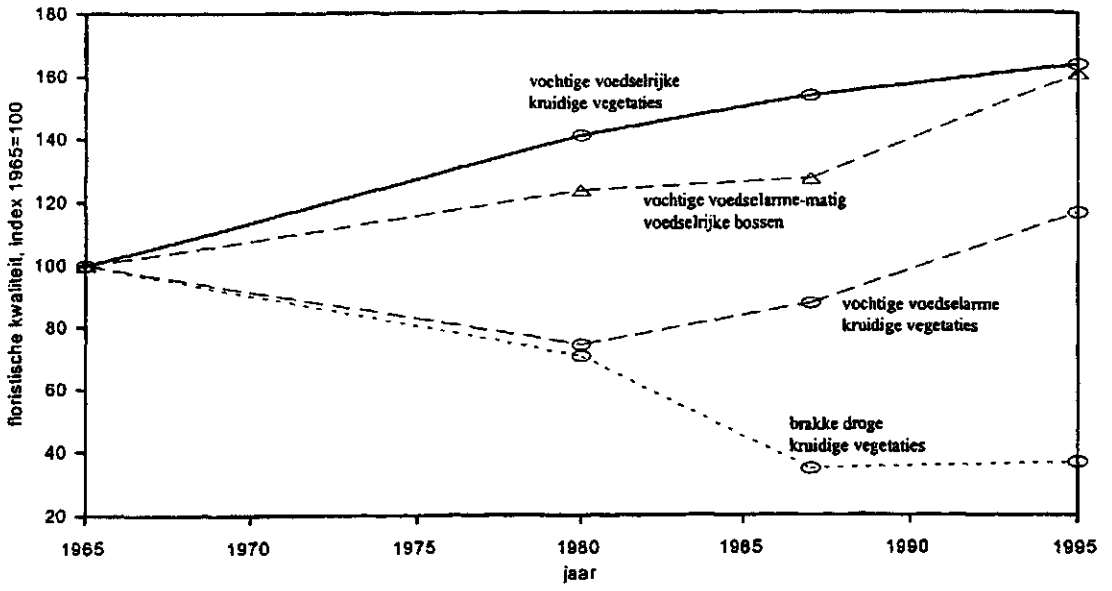


*Figuur 2.2 Voorbeeld van een soortskartering: Verspreiding van Beenbreek (*Narthecium ossifragum*) in de Reuselse Moeren. Uit: De Graaf en Boogaart 1985.*

2.3 Geschiktheid van methoden voor monitoring

Een belangrijke vraag in dit onderzoek is in hoeverre de verschillende methoden geschikt zijn voor de monitoring van ontwikkelingen in de vegetatie bij herstelprojecten. De geschiktheid van de methoden is onder meer afhankelijk van de meetdoelstellingen: zijn de metingen vooral bedoeld als (1) controle op het behalen van de doelstellingen ten aanzien van soorten en vegatietypen, of om (2) te controleren of tussendoelen in termen van abiotische condities zijn gehaald en om eventuele ongewenste ontwikkelingen te signaleren (zie par. 1.3 voor onderscheid tussen controlerende en signalerende functie van het meetnet).

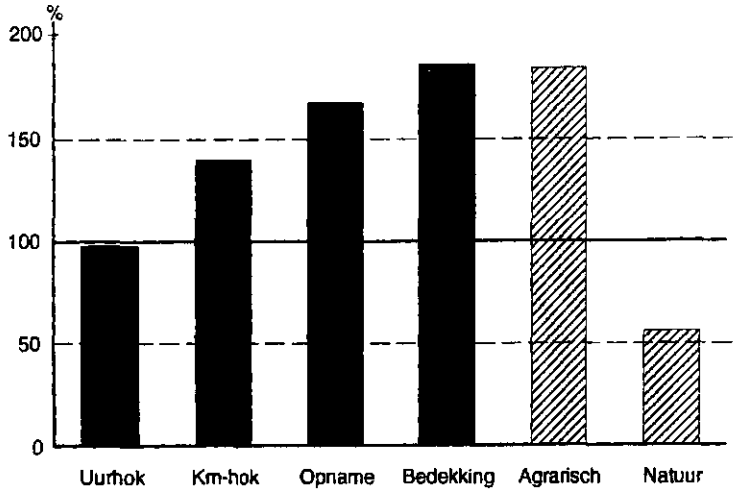
Streeplijsten kunnen goed gebruikt worden om veranderingen in de vegetatie te volgen, zij het dat de grootte en de heterogeniteit van de geïnventariseerde gebieden voor sommige toepassingen een beperkende factor kan vormen. Ze zijn met name geschikt voor doelstelling 1, het vaststellen van een toename of afname van afzonderlijke soorten of groepen soorten. Figuur 2.3 laat als voorbeeld de voor- en achteruitgang van een aantal soortengroepen zien in Voorne's Duin, waar tussen 1985 en 1995 verschillende malen geïnventariseerd is met streeplijsten (Tamis en Groen, 1997a, Werkgroep Evaluatie Slufter 1997). Te zien is dat, mogelijk als gevolg van de aanleg van de Maasvlakte en de verminderde dynamiek, het aantal zeereepsoorten (soorten van droge brakke standplaatsen) is afgenomen. Het aantal soorten kenmerkend voor vochtige voedselarme open duinvalleivegetaties neemt als gevolg van het dichtgroeien van valleien aanvankelijk af, maar is sinds 1980 weer toegenomen als gevolg van herstelmaatregelen zoals het verwijderen van struiken en bomen, afgraven en afplaggen.



Figuur 2.3 Veranderingen in de floristische kwaliteit van groepen soorten in Voornes Duin in de periode 1965 tot en met 1995 op basis van streeplijstgegevens. Vanaf 1965 neemt het aantal kenmerkende duinvalleisoorten (vochtige voedselarme kruidige vegetaties) eerst af, om door gerichte herstelmaatregelen (kappen van struweel, plaggen, maaien) weer toe te nemen. Het aantal kenmerkende zeereepsoorten (brakke droge kruidige vegetaties) neemt in de gehele periode af als gevolg van de verminderde zee-invloed. Bron: Tamis en Groen 1997b.

De grootte van de geïnventariseerde gebieden is van invloed op het onderscheidend vermogen. Zo laat Van Heerden (1995) zien dat op uurhokniveau (eenheden van 5 x 5 km) een vooruitgang in het voorkomen van Watergras in Zuid-Holland niet kan worden aangetoond, waar dat op het niveau van kilometerhokken en opnamen wel het geval is (figuur 2.4). Wordt gewerkt met kleinere eenheden dan uurhokken, en wordt ook rekening gehouden met de aantallen per soort dan is de invloed van de grootte en de homogeniteit van de inventarisatie-eenheden waarschijnlijk gering. Door Tamis en Groen (1997b) wordt aangegeven dat het voor het aantonen van veranderingen in Voorne's Duin niet uitmaakt of wordt gewerkt met eenheden van 10 of 100 ha.

Streeplijsten zijn minder geschikt voor meetnetdoelstelling 2, het signaleren van veranderingen in standplaatscondities. Dit vanwege het feit dat de streeplijsten vaak betrekking hebben op intern heterogene gebieden. Bij de meeste indicatiesystemen wordt uitgegaan van de veronderstelling dat de vegetatiegegevens afkomstig zijn van een homogeen milieu en dat veranderingen in de relatieve presentie en abundantie van soorten met een preferentie voor bepaalde milieu-omstandigheden veroorzaakt wordt door een verandering in milieu-omstandigheden waarvoor de soort indicatief is. Wanneer de geïnventariseerde eenheid heterogeen is hoeft dat laatste niet het geval te zijn.
Wanneer bijvoorbeeld binnen een duingebied met droge en natte delen het aantal hygrofyten (soorten aangepast aan natte omstandigheden) toeneemt hoeft dat niet te wijzen op het natter worden van de valleien. Het kan ook een gevolg zijn van een toename van de soortenrijkdom van de natte delen door maaien of plaggen. Wanneer alleen de valleien geïnventariseerd zouden worden zou dat geen problemen opleveren, omdat het relatieve aandeel van hygrofyten in de vegetatie bij veranderingen in beheer naar verwachting



Figuur 2.4 Invloed van de groote van de inventarisatie-eenheid op het onderscheidend vermogen. Aangegeven is de verschuiving in de periode 1976 tot 1994 van het aantal eenheden waarbinnen Watergras (Catabrosa aquatica) is aangetroffen in de provincie Zuid-Holland. Terwijl het aantal opnamen en kilometerhokken waarbinnen de soort is aangetroffen duidelijk is toegenomen, is op het niveau van uurhokken (5 x 5 km) geen verandering merkbaar. De grootste veranderingen worden gevonden wanneer wordt gekeken naar de gemiddelde bedekking per opname. Uit: Van Heerden, 1995.

niet toeneemt. Wanneer de gegevens echter betrekking hebben op grotere eenheden waarbinnen zowel duinvalleien als droge duinen vallen, dan zou de toename van het aantal natte duinvallei-soorten -zowel in absolute als in relatieve aantallen- ten onrechte kunnen worden aangezien als een indicatie voor vernatting.

Vegetatie-opnamen worden eveneens veel gebruikt om vegetatie-ontwikkelingen te volgen. Omdat ze betrekking hebben op homogene standplaatsen, zijn ze goed te gebruiken voor meetdoelstelling 2, dat wil zeggen het signaleren van veranderingen in standplaatscondities. Daarentegen zijn ze weer weinig geschikt om de toe- of afname van soorten of groepen soorten te volgen: de proefvlakken zijn over het algemeen te klein om voor alle soorten een representatief beeld te geven van de aantalsveranderingen.

Herhaalde *vegetatietypenkarteringen* zijn vooral geschikt om veranderingen in vegetatiestructuur en in dominantie van soorten te kwantificeren, zoals bijvoorbeeld de verstruweling van duinvalleien (Boelens 1984), of de afname van ruigtevegetaties onder onvloed van begrazingsbeheer (Bakker 1989). In de genoemde voorbeelden is de de omgrenzing van de vegetatiestructuurtypen en de bepaling van de dominante soort gebaseerd op luchtfoto's, zodat de nauwkeurigheid waarmee veranderingen kunnen worden vastgesteld groot is.
Veel lastiger is het om in soortenrijke graslandvegetaties veranderingen in soortensamenstelling af te leiden uit herhalingskarteringen. Zowel bij de bepaling van het vegetatietype als bij de omgrenzing van de ruimtelijke eenheden moeten keuzen worden gemaakt die het resultaat van de kartering kunnen beïnvloeden. Dat betekent dat het lang niet altijd duidelijk is in hoeverre veranderingen in kaartbeelden berusten op veranderingen in de soortensamenstelling, dan wel op interpretatieverschillen. Hoewel geen materiaal voorhanden is over de representativiteit van herkarteringen (bijvoorbeeld door eenzelfde gebied in hetzelfde jaar door meerdere onderzoekers te laten karteren) is de verwachting dat de

verschillen aanzienlijk kunnen zijn. Een complicerende factor is dat een vegetatietypologie in de loop der tijd kan verouderen. Wanneer de veranderingen in de vegetatie zodanig zijn dat de oude typologie niet meer representatief is voor de binnen het gebied aanwezige variatie dient een nieuwe typologie te worden ontworpen (zie bijvoorbeeld Boelens 1984). De onderlinge vergelijkbaarheid van de kaarten vermindert daardoor.

Voor de monitoring van anti-verdrogingsprojecten, waar het meestal niet gaat om veranderingen in vegetatiestructuur onder invloed van beheer en successie maar om veranderingen in soortensamenstelling onder invloed van veranderingen in vochttoestand, voedselrijkdom en zuurgraad, betekent dit dat vegetatiekarteringen minder geschikt zijn om veranderingen op korte termijn vast te stellen. Wel kunnen met langere tussentijd herhaalde karteringen gebruikt worden om een beeld te krijgen van verschuivingen in ruimtelijke patronen. Om de onderlinge vergelijkbaarheid van de karteringen te vergroten verdient het daarbij aanbeveling gebruik te maken van een vast classificatiesysteem en er voor te zorgen dat er binnen elke legenda-eenheid voldoende vaste waarnemingspunten in de vorm van pq's liggen (Dirkse en Slim 1990).

Bij *soortskarteringen* zijn er veel minder problemen met de onderlinge vergelijkbaarheid, omdat soortsdefinities in veel mindere mate veranderen dan bij vegetatietypenindelingen. Vooral in het agrarisch cultuurgebied zijn soortkarteringen goed bruikbaar omdat waardevolle en/of indicatieve soorten vaak verspreid voorkomen in slootkanten en wegbermen, en de afzonderlijke populaties goed in te tekenen zijn. In de natuurgebieden is de soortenrijkdom veel groter, zodat alleen van de minder algemeen voorkomende soorten de afzonderlijke groeiplaatsen gekarteerd kunnen worden. Daarmee is de gevoeligheid voor veranderingen minder groot, omdat verschuivingen in de abundantie van wat algemener voorkomende soorten niet worden waargenomen. Voor het volgen van veranderingen in soortensamenstelling binnen natuurterreinen betekent dit dat soortskarteringen vooral gebruikt dienen te worden als aanvulling op andere monitoringsmethoden.

2.4 Keuze van methoden

In tabel 2.2 wordt een overzicht gegeven van de voor- en nadelen van de verschillende methoden van vegetatie-monitoring en de mate waarin ze aansluiten bij respectievelijk de controlerende en signalerende functie van een meetnet. Zoals blijkt uit het overzicht is er niet één methode die in alle opzichten voldoet aan de eisen die gesteld kunnen worden ten aanzien van de vegetatiemonitoring in anti-verdrogingsprojecten. Alle methoden hebben zo hun eigen voor- en nadelen. Toepassing van alle methoden gelijktijdig levert een maximale hoeveelheid informatie op, maar zal in de praktijk zeker te duur zijn (zie tabel 2.3 voor benodigde arbeidsinspanning per methode). Dat betekent dat afwegingen gemaakt moeten worden op basis van prioriteiten en kosten. Hoe die afweging uitvalt zal van geval tot geval verschillen, afhankelijk van de doelsteling van het meetnet en van eventuele nevendoelstellingen, en van het beschikbare budget. In de praktijk zal ook de mate waarin de uitvoerende onderzoeksinstelling gewend is met bepaalde methoden te werken een belangrijke rol spelen: omdat er weinig onderzoek is gedaan naar de effectiviteit van monitoringsmethoden in relatie tot de meetdoelstellingen en de kosten, is de keuze voor een methode niet zelden een kwestie van traditie, waarbij wordt gekozen voor die methode waarmee de meeste ervaring is opgedaan en waarin reeds veel is geïnvesteerd.

Tabel 2.2 *Voor- en nadelen van de verschillende methoden ten aanzien van aspecten die relevant zijn bij de monitoring van anti-verdrogingsprojecten.*

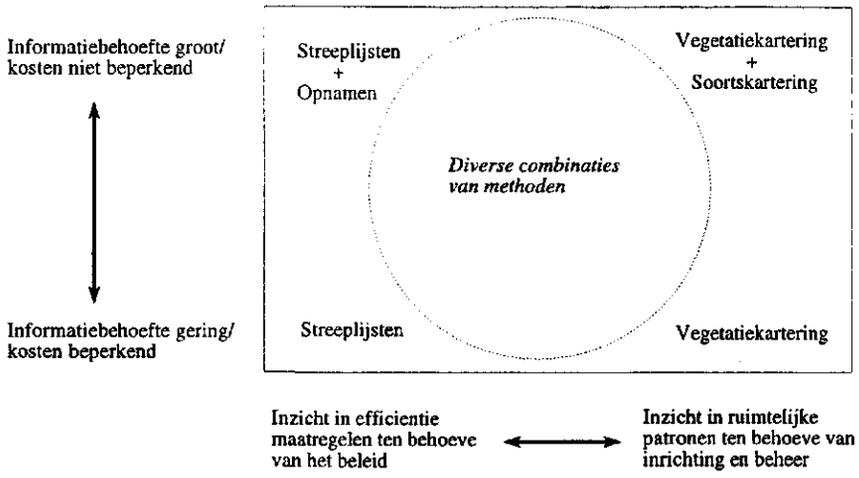
	Aansluiting bij doelstelling 1 (controlerende functie)	Aansluiting bij doelstelling 2 (Signalerende functie)	Inzicht in ruimtelijke patronen	Mogelijkheden interpretatie achteraf
Vegetatietypenkartering	±	-	++	-
Soortskartering	+	±	+	+
Streeplijsten	+	±	±	+
Opnamen	-	+	-	+

Tabel 2.3 *Globale aanduiding van het benodigde aantal netto werkdagen (exlusief voorbereiding en reistijd) per inventarisatiemethode.*

Methode	Inspanning	Operkingen
Opnamen	5-15 opnamen per dag	exclusief invoer en verwerking
Streeplijsten per vierkante kilometer	0.5-2 streeplijsten per dag	exlusief invoer en verwerking
Streeplijsten per landschapselement (ca 10 ha)	2-7 streeplijsten per dag	exlusief invoer en verwerking
Soortskartering indicator- en doelsoorten schaal 1:5.000 voor 25-50 indicatorsoorten	10-50 ha per dag	exclusief rapportage
Kartering vegetatietypen schaal 1:5.000	4-25 ha per dag	inclusief opstellen typologie en maken basiskaart, exclusief rapportage

Hoewel het dus niet mogelijk is om één methode als standaardmethode aan te bevelen, is het wel mogelijk om een aantal mogelijke opties te schetsen. Een minimumoptie bij de monitoring van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen is om voor het totale gebied of delen van het gebied streeplijsten te maken, waarbij in ieder geval van de meer waardevolle en/of indicatieve soorten een grove aanduiding van de aantallen en bedekkingen wordt gegeven (figuur 2.5, linksonder). Op deze wijze kan tenminste antwoord worden gegeven op de hoofdvraag bij herstelprojecten, namelijk of de genomen maatregelen leiden tot de gewenste veranderingen in soortensamenstelling. Daarbij hangt de betrouwbaarheid waarmee soortsverschuivingen kunnen worden aangetoond af van de grootte van de ruimtelijke eenheden en de schaal waarmee de aantallen en/of bedekkingen worden vastgelegd.

Als er sprake is van een dubbele doelstelling, waarbij men niet alleen wil weten of de genomen maatregelen inderdaad leiden tot een toename van de gewenste soorten, maar ook wil kunnen achterhalen wat mogelijke oorzaken zijn voor eventuele niet bedoelde veranderingen, dan is een mogelijke oplossing om zowel streeplijsten te maken die het gehele gebied of delen van het gebied bestrijken, en daarnaast op een aantal plekken waar effecten van vernattingsmaatregelen worden verwacht ook opnamen te maken (figuur 2.5,



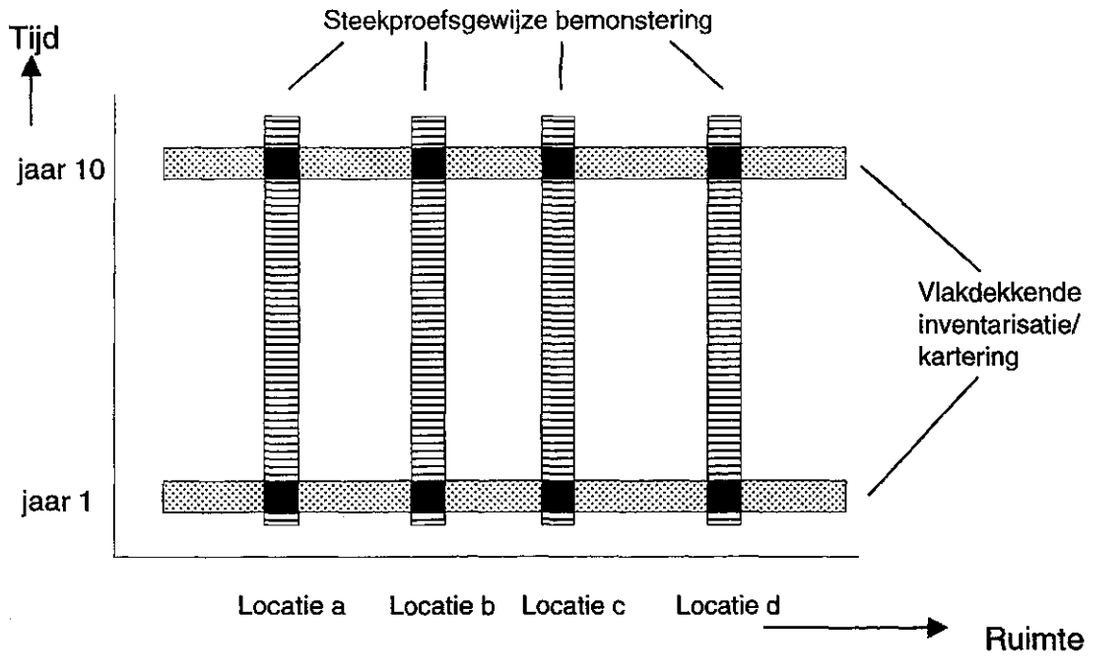
Figuur 2.5 De keuze van monitoringsmethoden in afhankelijkheid van de informatiebehoefte, kosten en de beoogde toepassing. Alleen de extremen zijn aangegeven. In de praktijk komen allerlei combinaties en tussenvormen voor omdat de beoogde toepassingen zelden eenduidig zijn en omdat er vaak nog allerlei andere randvoorwaarden gelden.

links boven). Een dergelijke meetnetopzet wordt door Aggenbach et al. (1996) aanbevolen voor de opzet van een meetnet voor de provincie Limburg. Daarbij zou eens in de vijf jaar het voorkomen van (indicator)soorten in plusminus homogene vlakken (ecotopen) moeten worden genoteerd en daarnaast eens in de twee jaar op een aantal plekken opnamen moeten worden gemaakt in permanente quadraten. Eens in de tien jaren wordt door de auteurs een integrale vegetatietypenkartering aanbevolen.

Een mogelijk alternatief is om bij de monitoring alleen gebruik te maken van streeplijsten, maar daarbij kleine en homogene eenheden te kiezen, zodat veranderingen in het relatieve aandeel van bepaalde soorten ook veilig geïnterpreteerd kunnen worden in termen van veranderingen in standplaatscondities. Een dergelijke tussenvorm tussen de traditioneel vrij grote en heterogene streeplijsten en kleine en homogene opnamen is mogelijk interessant voor de monitoring van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen, vooral in de wat kleinere gebieden. Omdat er weinig ervaring mee is opgedaan is het echter niet mogelijk aan te geven of met deze tussenvorm ook in voldoende mate aan beide doelstellingen kan worden voldaan.

Ten behoeve van de inrichting en beheer van een gebied is het vaak nodig om een goed inzicht te hebben in de aanwezige ruimtelijke patronen. Dat kan reden zijn om, al dan niet als aanvulling op het gebruik van streeplijsten en/of opnamen, de verspreiding van soorten en/of vegetatietypen te karteren (figuur 2.5, rechts).

Een efficiënte meetopzet is om met langere tussenpozen herhaalde vlakdekkende karteringen te combineren met frequentere bemonstering in een beperkt aantal locaties (figuur 2.6). De monitoring in de locaties kan dan gebruikt worden om trendmatige veranderingen op te sporen. De vlakdekkende karteringen kunnen gebruikt worden om de trendmatige veranderingen in de locaties te extrapoleren naar veranderingen in het totale gebied. Mogelijke combinaties zijn bijvoorbeeld éens in de tien jaar herhaalde vegetatietypenkarteringen met jaarlijkse of tweejaarlijks herhaalde vegetatieopnamen in



Figuur 2.6 Combinatie van met langere tussenperioden herhaalde ruimtelijk dekkende inventarisaties met freqentere steekproefsgewijze bemonstering van proefvlakken (a t/m d). Naar:Vos et al. 1990.

permanente proefvlakken, of éens in de vier à vijf jaar jaar herhaalde streeplijsten met jaarlijks of tweejaarlijks herhaalde vegatie-opnamen in proefvlakken.

3 BEMONSTERINGSSTRATEGIE

3.1 Inleiding

Is gekozen voor een methode waarbij niet het gehele terrein vlakdekkend wordt gekarteerd, dan dient een bemonsteringsstrategie te worden bepaald: waar wordt gemeten, wat is de grootte van eventuele vegetatie-opnamen, welke soorten worden genoteerd, in welke schaal wordt de abundantie van de soorten weergegeven, en hoe vaak wordt gemeten? Wordt wel vlakdekkend gekarteerd dan is onder meer de vraag aan de orde hoe vaak moet worden gekarteerd.

De bemonsteringsstrategie is afhankelijk van de meetdoelstellingen, de aard van het terrein, de aard van de ingrepen en de variatie van de te bemonsteren grootheid in ruimte en tijd. Naarmate de variatie in de ruimte groter is, zijn meer of grotere steekproeven nodig, en naarmate de variatie in de tijd groter is, zal meetfrequentie groter moeten zijn. Om meer inzicht te krijgen in de variatie in de ruimte en tijd zijn als voorbeeld een aantal bestaande meetreeksen bewerkt. Het gaat om waarnemingen die afkomstig zijn uit de gebieden De Veenkampen, De Reitma en Groot Zandbrink (bijlagen 1 tot en met 3). Aan de hand van deze praktijkvoorbeelden en literatuur zal waar mogelijk een indruk worden gegeven van de variatie in ruimte en tijd. Tevens zal worden aangegeven in hoeverre deze variatie, afhankelijk van de gekozen methode, van invloed is op de meetresultaten.

3.2 Referenties, controles en duplo's

Theorie.
Bij de interpretatie van de gegevens en bij de bepaling van de bemonsteringsstrategie dient met de volgende variantiebronnen rekening te worden gehouden:
- trendmatige veranderingen in soortensamenstelling en standplaatsomstandigheden die een gevolg zijn van de hydrologische ingreep of van andere ingrepen (veranderingen in beheer, atmosferische depositie);
- random jaarfluctuaties die het gevolg zijn van meteorologische verschillen tussen jaren; hierbij zijn het vooral verschillen tussen natte en droge jaren die van invloed kunnen zijn op de te onderzoeken variabelen;
- verschillen in ruimte én tijd, die bijvoorbeeld ontstaan doordat een perceel in een bepaald jaar eerder wordt gemaaid dan anders, of doordat in een natte periode bepaalde plekken wel en andere niet onder water komen te staan; het belangrijkste verschil met de random jaarfluctuaties is dat deze fluctuaties van plek tot plek verschillen
- overige variatie als gevolg van verschillen tussen waarnemers, verschuivingen binnen een vegetatie door afsterven en nieuwvestiging van soorten, tijdstip van bemonstering, fouten in de omgrenzing van proefvlakken, etcetera, die hier als 'ruis' zullen worden opgevat.

Doel van het meetnet is om structurele veranderingen als gevolg van ingrepen in het gebied aan te kunnen tonen. Om dat te doen dient te worden gecorrigeerd voor de storende invloed van random jaarfluctuaties, toevallige veranderingen in ruimte en tijd, en ruis. Dit kan met behulp van statistische methoden, mits wordt voldaan aan de volgende voor-

waarden:
- zowel vóór (referentie) als ná de ingreep wordt gemeten;
- ook wordt gemeten in een vergelijkbaar gebied zonder ingreep (controle);
- alle metingen minimaal in tweevoud worden gedaan (duplo's), waarbij de waarnemingen onafhankelijk van elkaar zijn (in ruimtelijk gescheiden gebieden).

Alleen bij een dergelijke meetnetopzet is het mogelijk om de effecten van de ingreep met zekerheid te scheiden van variatie als gevolg van bijvoorbeeld weersomstandigheden, waarnemersfouten, of toevallige verschillen tussen percelen, bijvoorbeeld doordat een gebiedje tijdelijk anders beheerd wordt (Hurlbert 1984).

Uitwerking in de praktijk.
Het zal duidelijk zijn dat aan voorgaande voorwaarden in de praktijk lang niet altijd kan worden voldaan. Vaak vindt de ingreep maar in één klein gebiedje plaats en zijn er geen vergelijkbare gebiedjes zonder ingreep voorhanden. Op zich hoeft dat niet erg te zijn. Anders dan bij wetenschappelijk onderzoek, waarbij het vaak gaat om ingrepen waarvan de effecten nog onvoldoende bekend zijn (bijvoorbeeld bij onderzoek naar effecten van zure regen en zware metalen), gaat het bij herstelprojecten meestal om ingrepen waarvan de aard van de effecten wel goed bekend is. De vraag is dan niet zozeer óf een ingreep effect heeft, maar of de effecten qua omvang overeenkomen met de verwachting. Ook dan dient echter te worden gecontroleerd of de waargenomen veranderingen niet mogelijk door andere zaken dan door de hydrologische ingreep kunnen zijn veroorzaakt. Daarom zal ook in praktijksituaties gestreefd moeten worden naar een meetnetopzet waarbij zoveel mogelijk wordt voldaan aan de hiervoor gestelde voorwaarden.

Belangrijk is vooral de eis met meten begonnen wordt vóór de ingreep plaatsvindt, zodat men beschikt over een *referentie*. Alleen zo kan met zekerheid worden vastgesteld of zich veranderingen hebben voorgedaan en hoe groot de veranderingen zijn. Door de aard van de bestaande subsidieregelingen, waarbij er vaak een grote druk bestaat projecten binnen een bepaalde tijd uit te voeren, is het lang niet altijd mogelijk om al voorafgaande aan de ingreep te starten met monitoring. Het is echter de moeite waard om toch zoveel mogelijk deze druk te weerstaan en een goede beschrijving van de uitgangssituatie te maken voordat wordt begonnen met de projectuitvoering. De waarde van verdere meetinspanningen is immers gering als er geen waarnemingen van vóór de ingreep aanwezig zijn die kunnen dienen als referentie. Idealiter zou al een aantal jaren vóór de ingreep begonnen moeten worden met meten. Wordt slechts éénmaal gemeten voordat de ingreep plaatsvindt dan moet men er rekening mee houden dat een toevallig droog of nat jaar een verkeerd beeld kan geven van de uitgangssituatie.

Verder is het belangrijk om te kunnen beschikken over *controle*-waarnemingen uit deelgebieden waar geen hydrologische ingrepen hebben plaatgevonden. Zoals blijkt uit de voorbeeldstudies (bijlagen 1 t/m 3) kunnen natte en droge jaren een groot effect hebben op de waarnemingen. Ook kunnen gelijktijdig met de hydrologische ingreep doorgevoerde verandering in het beheer van invloed zijn. Door te vergelijken met waarnemingen uit deelgebieden waar geen ingreep heeft plaatsgevonden kan worden nagegaan in hoeverre veranderingen samenhangen met de hydrologische ingreep, dan wel worden veroorzaakt door meteorologische omstandigheden of veranderingen in het beheer. Voorwaarde is dat de controle qua standplaatsomstandigheden en beheer vergelijkbaar is met het gebied waar de ingreep heeft plaatsgevonden. Is geen controle voorhanden dan is het belangrijk dat ge-

gevens over neerslag, verdamping, grondwaterstanden en beheer worden gebruikt om na te gaan in hoeverre de waargenomen veranderingen veroorzaakt kunnen zijn door afwijkende weersomstandigheden of veranderingen in het beheer.

De eis dat alle waarnemingen minimaal in tweevoud (*duplo's*) worden uitgevoerd is bij een meetnet gericht op het monitoren van anti-verdrogingsmaatregelen minder zwaar dan bij een wetenschappelijk meetnet gericht op het aantonen van effecten van milieu-ingrepen. Over het algemeen zal het verwachte effect van de hydrologische ingrepen veel groter zijn dan veranderingen die te verwachten zijn door toevallige variatie in ruimte en tijd. Voor beleidstoepassingen is het verschil tussen een klein, maar significant effect en geen effect niet relevant. In beide gevallen is de doelstelling van het project niet gehaald. Ook vanuit statistische overwegingen is het niet altijd nodig te werken met duplo's. Door Stewart-Oaten e.a. (1986) wordt aangegeven dat ook metingen in enkelvoud voldoende inzicht kunnen geven in de grootte van het effect, mits wordt voldaan aan de eisen dat zowel voor als na de ingreep, zowel in een gebied met als zonder ingreep wordt gemeten, en dat voor en na de ingreep op meerdere tijdstippen is gemeten. Deze bemonsteringsstrategie wordt aangeduid als een BACI-opzet: 'Before-After, Control-Impact' (zie voor verdere uitleg van der Voet en van Wingerden, 1996).

3.3 Gebiedsindeling

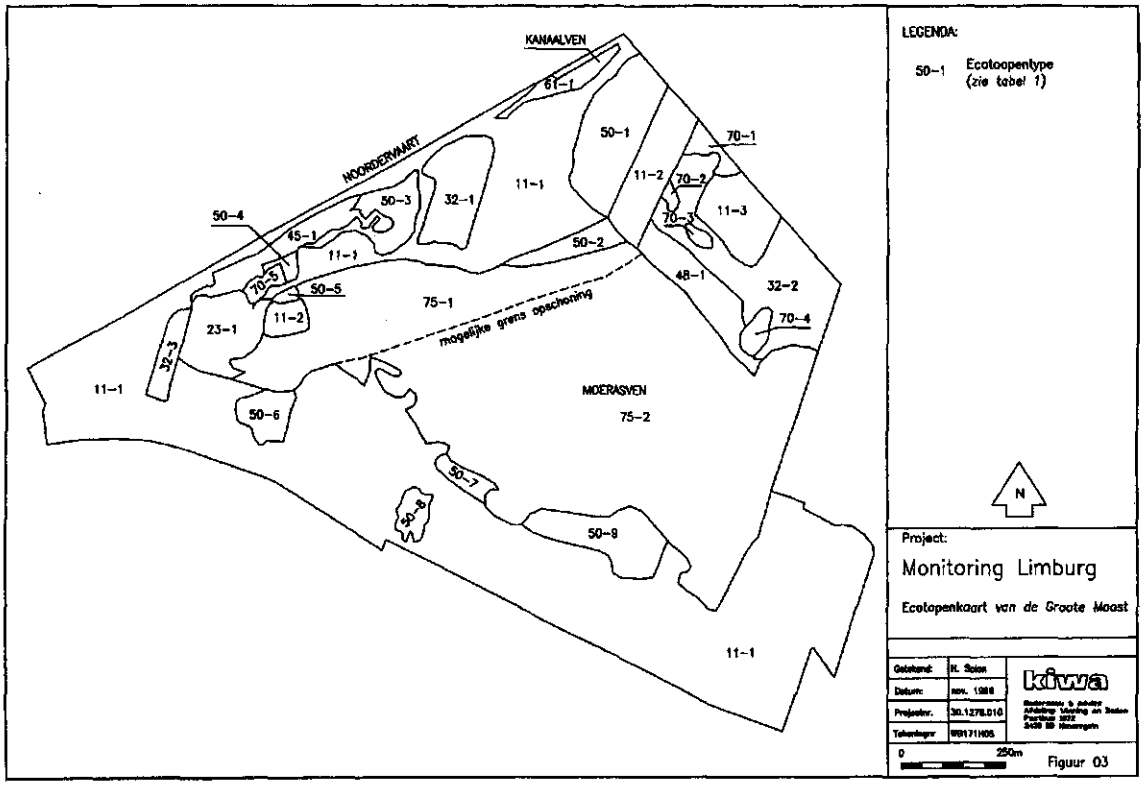
Niet overal binnen de te onderzoeken gebieden zullen dezelfde hydrologische veranderingen optreden. In gebieden waar wel dezelfde veranderingen optreden kunnen als gevolg van verschillen in bodem en beheer de effecten op de vegetatie verschillend zijn. Daarom kan het nuttig zijn om het gebied vooraf op te delen in vlakken die homogeen zijn ten aanzien van ingreep en te verwachten effecten, om vervolgens daarbinnen veranderingen te meten met behulp van streeplijsten of vegetatie-opnamen.

In hoeverre het mogelijk is te komen tot een bruikbare indeling van het terrein hangt af van de voorkennis ten aanzien van ingreep en toestandsvariabelen. Om onderscheid te kunnen maken tussen delen van het terrein waar duidelijke hydrologische veranderingen zullen optreden en delen waar nauwelijks of geen veranderingen zullen optreden, moet vooraf de locatie en de aard van de ingreep bekend zijn. Bij lokale ingrepen, zoals het opzetten van peilen of het dichten van sloten is dat over het algemeen redelijk aan te geven. Daarnaast dient onderscheid te worden gemaakt naar relevante toestandsvariabelen: die eigenschappen van een standplaats die bepalend zijn voor de effecten van hydrologische ingrepen op standplaatscondities en vegetatie, en die niet veranderen onder invloed van de ingreep. De meest relevante toestandsvariabelen zijn over het algemeen de hoogteligging, het bodemtype en het beheer.

Het belang van de hoogteligging voor de effecten van hydrologische ingrepen is evident: lager gelegen delen zullen bij grondwaterstandsstijging eerder vernatten dan hoger gelegen delen. Ook de aard van de bodem, en dan met name het organisch stofgehalte en de aard van het organisch materiaal, kan van invloed zijn op de effecten. In bodems met veel slecht verteerd organisch materiaal zullen eerder eutrofieringseffecten als gevolg van toegenomen mineralisatie van organisch materiaal optreden dan in bodems met goed verteerd organisch materiaal (Kemmers 1996). Ook het beheer speelt een belangrijke rol. In bemeste

graslanden of graslanden waar door het achterwege blijven van beheer verruiging optreedt zullen de effecten van grondwaterstandsstijging heel anders zijn dan in goed-beheerde, niet-bemeste hooilanden. Ten slotte kan ook de vegetatiestructuur in de uitgangssituatie bepalend zijn voor de aard van de effecten op de vegetatie, waarbij dan met name het verschil tussen bos en korte vegetaties van belang is. In bossen vormt het licht een belangrijke afwijkende factor en kunnen bovendien grote verschuivingen in licht en voedselrijkdom optreden wanneer bomen afsterven.

In de praktijk wordt ook de vegetatiezonering in de uitgangssituatie wel gebruikt voor de indeling van het onderzoeksgebied (zie bv Kemmers et al. 1994, Molenaar et al. 1996). Strikt genomen is dit niet juist, omdat het vegetatietype geen toestandsvariabele is maar een effectvariabele. Vaak zal een indeling naar vegetatietype echter bij benadering overeenkomen met een onderverdeling op basis van toestandsvariabelen, omdat de vegetatiepatronen een weerspiegeling vormen van onderliggende patronen ten aanzien van hoogteligging, bodem en beheer.
Op het moment dat veranderingen ten opzichte van de uitgangssituatie optreden wordt het echter wel belangrijk dat onderscheid tussen toestandsvariabelen en effectvariabelen wordt gemaakt. Wanneer een verandering optreedt in een toestandsvariabele, bijvoorbeeld doordat een deel van een gebied wordt afgeplagd, kan dat een reden zijn om de indeling in proefgebieden aan te passen. Bijvoorbeeld door bij verdere monitoring onderscheid te maken tussen geplagde en niet geplagde delen. Wanneer echter verschuivingen optreden in de effectvariabele, bijvoorbeeld in de zuurgraad of in de soortensamenstelling van de vegetatie, is dat geen reden om de gebiedsindeling aan te passen. Het is immers niet mogelijk om



Figuur 3.1 Voorbeeld van een indeling van een terrein in ± homogene vlakken ten aanzien van ingreep en te verwachten effecten. Indeling naar ecotopen in het gebied De Groote Moost ten behoeve van de monitoring (Uit: Molenaar et al. 1996)

het effect van een ingreep adequaat te beschrijven wanneer de ruimtelijke eenheid waarbinnen het effect wordt gemeten meeverandert met het effect zelf. Aan de factoren op basis waarvan wordt gestratificeerd wordt daarom de eis wordt gesteld dat ze relatief langdurig gelijkblijvend zijn, in ieder geval langer dan de periode waarbinnen we veranderingen willen waarnemen (Vos et al. 1990a).

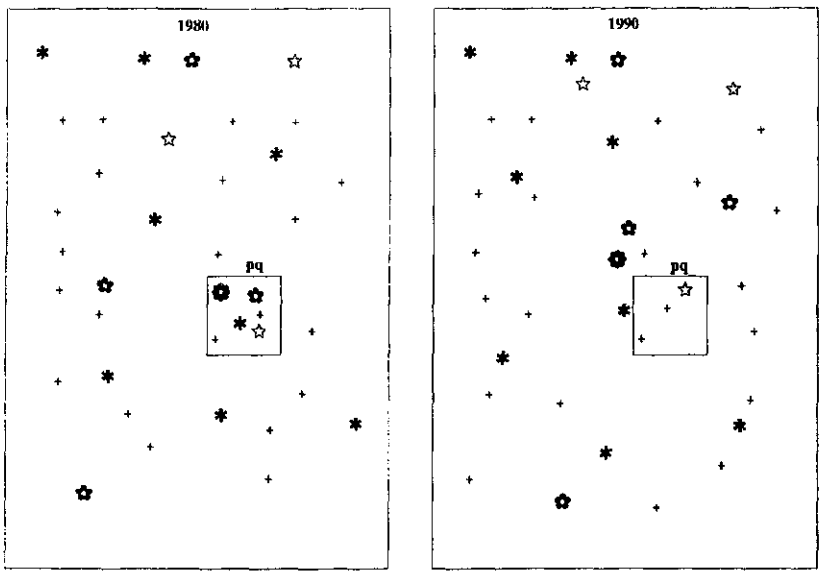
Wanneer er onzekerheid bestaat over de omvang en plaats van de hydrologische ingreep, en wanneer toestandsvariabelen nogal variëren in de tijd, kan dat een reden zijn om de hiervoor beschreven stratificatie naar ingreep en toestandvariabelen achterwege te laten, In dat geval verdient het de voorkeur het gebied als geheel te beschrijven (bijvoorbeeld door een streeplijst te maken van het gehele gebied) of via een willekeurig gekozen gridstelsel op te delen in subgebieden. Deze situatie doet zich bijvoorbeeld voor in het rivierengebied, waar vanwege de grote dynamiek van het riviersysteem een indeling naar toestandsvariabelen nauwelijks mogelijk is (Tamis en Groen 1996). Binnen de natuurgebieden waar anti-verdrogingsmaatregelen worden uitgevoerd is de dynamiek over het algemeen minder groot en is een stratificatie naar ingrepen en toestandvariabelen over het algemeen te verkiezen boven een onderverdeling op basis van geografische coördinaten.

Bij de monitoring van anti-verdrogingsmaatregelen zal de gebiedsindeling vooral gebruik worden om ruimtelijke eenheden af te grenzen waarvoor afzonderlijke streeplijsten worden gemaakt of waarbinnen representatieve vegetatie-opnamen worden gemaakt. Op basis van een voorafgaande stratificatie is het ook mogelijk om het gebied waarbinnen wordt gemeten in te perken. Voor het aantonen van de effecten van anti-verdrogingsmaatregelen heeft het bijvoorbeeld geen zin om te meten in hooggelegen delen waar bij voorbaat geen enkel effect van de ingreep te verwachten is. Wel is het zinvol om als controle vergelijkbare delen op te nemen waar geen hydrologische veranderingen worden verwacht. Dit om onderscheid te kunnen maken tussen de effecten van de genomen maatregelen en de effecten van andere factoren, zoals bijvoorbeeld schommelingen in de hoeveelheid neerslag of veranderingen in het beheer (zie vorige paragraaf).

3.4 Selectie opname-plekken

Selecte of aselecte keuze

Wanneer gewerkt wordt met vegetatie-opnamen binnen permanente kwadraten dan moet een selectie plaatsvinden van het aantal kwadraten, de grootte van de kwadraten en de plek van de kwadraten. Wat het laatste betreft is het belangrijk dat de ligging van het kwadraat binnen de te bemonsteren ruimtelijke eenheid aselect wordt gekozen. Dit is anders dan bij het maken van opnamen ten behoeve van de beschrijving van vegetatietypen, waarbij uit praktische overwegingen vaak wordt gekozen voor plekken waar de voor het betreffende vegetatietype kenmerkende geachte soorten dicht bij elkaar voorkomen. Waar dit voor het maken van vegetatiebeschrijvingen uit praktische overwegingen te rechtvaardigen is (hoewel niet onomstreden, zie bijvoorbeeld Kershaw 1973, pag 177), is een selectieve keuze bij permanente kwadraten echter sterk af te raden omdat dit leidt tot systematische afwijkingen in de meetreeksen die makkelijk aanleiding kunnen geven tot verkeerde conclusies. Dit hangt samen met het verschijnsel dat in de statistiek wordt aangeduid als 'regressie naar het gemiddelde': Als uit een populatie een selectieve steekproef wordt genomen dan zal vervolgonderzoek aan de gekozen deelpopulatie altijd een trendmatige ont-



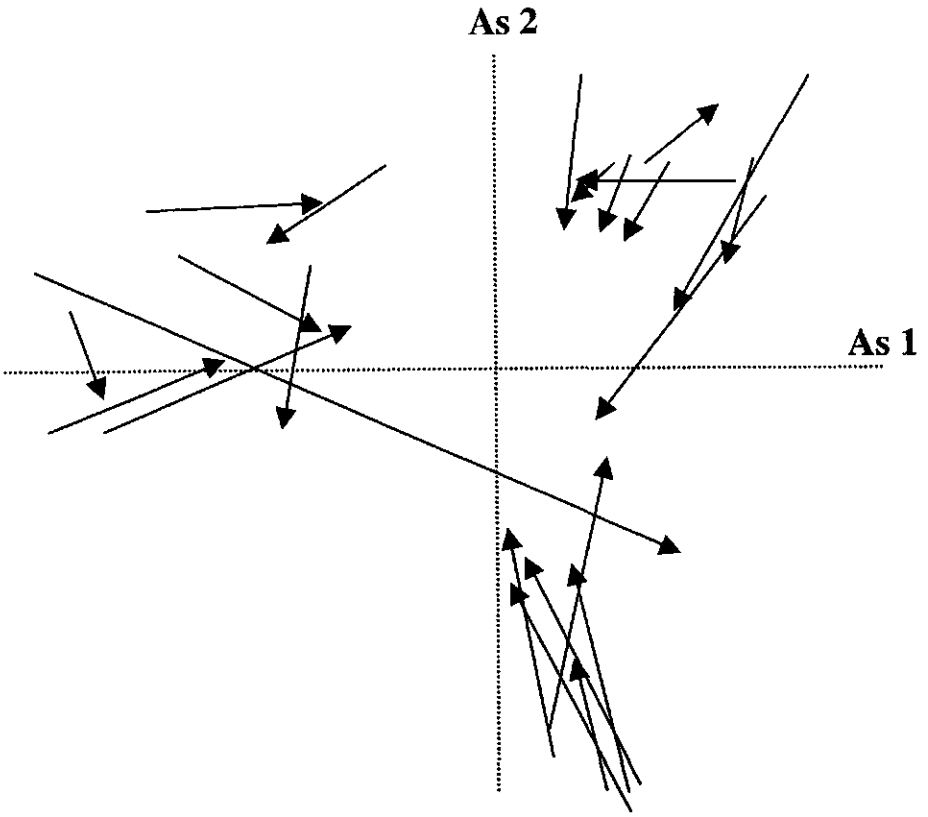
Figuur 3.2 Wanneer in een qua bodem, hydrologie en beheeer homogeen proefvlak een permanent kwadraat (pq) in het beginjaar selectief wordt gelegd op een op dat moment soortenrijke plek, dan zal door toevallige verschuivingen in de vegetatie de soortenrijkdom binnen het kwadraat in de loop van de jaren weer terugvallen naar het gemiddelde.

wikkeling in de richting van het gemiddelde laten zien (figuur 3.2; voor uitgebreidere behandeling van dit verschijnsel zie Palmer, 1993).

Door Slootweg & Rozendaal (1982) wordt dit geïllustreerd voor permanente kwadraten uit het Bunder- en Savelsbos, die zowel in 1953 als 1980 zijn gemonitord. Doordat de opnamevlakken selectief zijn gekozen laten alle bewerkingen een regressie naar het gemiddelde zien, door de auteurs omschreven als 'randomisatie' (figuur 3.3) .
De regressie naar het gemiddelde is waarschijnlijkst het grootst wanneer wordt gekeken naar soortenrijkdom en de aanwezigheid van zeldzame soorten. De aanvankelijke achteruitgang van de blauwgraslandsoorten in permanente kwadraten in de Reitma (bijlage 2) kunnen waarschijnlijk voor een belangrijk deel worden toegeschreven aan een regressie naar een gemiddelde. Maar ook wanneer de opnamen worden gebruikt om veranderingen in standplaatscondities te signaleren verdient het aanbeveling de opnamen aselect te kiezen door de soortensamenstelling niet als selectiecriterium te gebruiken. Wel kan het zinnig zijn om afwijkende standplaatsen (randen, greppels, paadjes e.d.) te vermijden.

Grootte en aantal proefvlakken
Een volgende vraag is hoe groot een vegetatie-opname moet zijn en hoeveel opnamen men binnen een als homogeen beschouwde eenheid moet maken om de aan te tonen verandering met voldoende zekerheid te kunnen onderscheiden van toevallige verschuivingen binnen de vegetatie. Deze vraag hangt sterk af van de doelstelling, en met name van de vraag of het gaat om een meetnet met een controlerende of een signalerende functie.

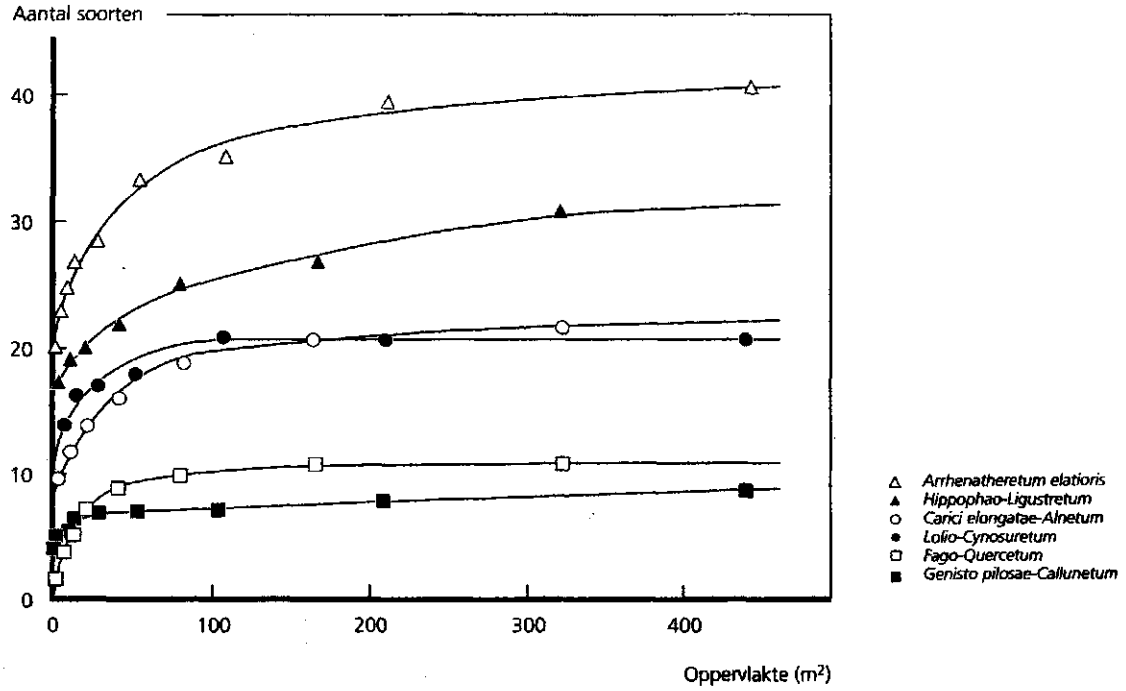
Heeft het meetnet vooral een controlerende functie (nagaan of soorten naar verwachting toe- of afnemen) dan hangt de grootte van steekproef vooral af van de beschikbare hoeveelheid tijd: Hoe groter de opnamen en hoe meer opnamen, hoe beter verschuivingen in de aantallen per soort kunnen worden aangetoond. Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 is het



Figuur 3.3 Regressie naar het gemiddelde van permanente kwadraten in het Bunderbos die zowel in 1953 als 1980 bemonsterd zijn. De gegevens zijn bewerkt met Principale Componenten Analyse (PCA). Met pijlen is aangegeven hoe de opnamenpunten tussen 1953 en 1980 zijn verschoven ten opzichte van de PCA-assen, waarbij PCA-as 1 is gecorreleerd met verschillen in voedselrijkdom, zuurgraad en licht, en PCA-as 2 met de factor vochttoestand. Vrijwel alle opnamepunten tenderen naar een meer gemiddelde samenstelling, wat zich uit in een verschuiving naar het centrum van het assenstelsel. Uit: Slootweg en Rozendaal (1982).

echter vanuit een controlerende functie praktischer te werken met streeplijsten of een kartering van aandachtssoorten, waarbij een heel vlak wordt beschreven, dan met een steekproef in de vorm van opnamen.

Heeft het meetnet een signalerende functie (nagaan of verschuivingen optreden in vochttoestand of zuurgraad) dan kan worden volstaan met proefvlakken van een beperkte omvang. Binnen de vegetatiekunde wordt voor het bepalen van de minimum-oppervlakte van een opname vaak uitgegaan van de relatie tussen het aantal soorten en de grootte van een opname (figuur 3.4). Wanneer het aantal soorten bij een verdubbeling van een opnamevlak nauwelijks meer toeneemt wordt aangenomen dat dat het vlak voldoende groot is om een goed beeld te geven van de vegetatie. Door Schaminée et al. (1995a) wordt als gemiddelde voor graslandopnamen een grootte van 1-4 m^2 aangegeven (tabel 3.1), en voor bossen een grootte van 100-200 m^2. Door Den Held en Den Held (1973) worden als richtlijn een grootte van 4-10 en 100-400 m^2 voor respectievelijk graslanden en bossen opgegeven (tabel 3.1). Bij provinciale karteringen zijn de opnamen gemiddeld wat groter, en worden ook voor graslanden oppervlaktes van enkele tientallen vierkante meters aangehouden. Ook Mueller-Dombois en Ellenberg (1974) geven als richtlijn grotere oppervlakten op.



Figuur 3.4 Voorbeeld van een minimum-areaalkromme zoals binnen de vegetatiekunde gebruikt om de oppervlakte van een opname te bepalen. Uit: Schaminée et al. 1995a.

Bij het gebruik van permanente kwadraten om veranderingen in de tijd te volgen, zijn over het algemeen grotere opnamen nodig dan normaliter worden gemaakt voor de beschrijving van vegetaties en de indeling in vegetatietypen (Kenkel & Podani, 1991). Wordt het proefvlak te klein genomen dan zullen de jaarlijkse fluctuaties als gevolg van toevallige verschuivingen in ruimte en tijd (door het afsterven en de nieuwvestiging van soorten) al gauw te groot om zijn structurele veranderingen die zich in de meetlocatie voordoen aan te kunnen tonen. In vegetatiekundig onderzoek, waarbij men geinteresseerd is in processen die zich binnen een vegetatie afspelen, kan het interessant zijn om met behulp van meerdere kleine proefvlakken dergelijke verschuivingen in de tijd te volgen. Wanneer het doel is om veranderingen in standplaatsomstandigheden of vegetatiestructuur aan te tonen vormen dergelijke toevallige fluctuaties in ruimte en tijd echter een ongewenste 'ruis' die het zicht op structurele veranderingen binnen het proefvlak vermindert. Fuhlendorf en Smeins (1996) laten zien dat waar binnen plots van 16 ha sprake is van systematische veranderingen in de bedekking van de door hun onderzochte grassoort, die gecorreleerd zijn aan de langjarige variatie in de regenval, in de afzonderlijke plots van 30 x 30 cm geen sprake is

Tabel 3.1 *Richtlijnen voor de grootte van vegetatie-opnamen die bedoeld zijn om de vegetatie eenmalig te beschrijven. Bij monitoring met behulp van permanente kwadraten dient over het algemeen een groter oppervlakte te worden genomen (zie tekst).*

Type vegetatie		gemiddelde oppervlakte in m^2 (richtlijn) volgens: Schaminée et al	Den Held & Den Held	Mueller-Dombois/ Ellenberg
mosvegetaties		0,1-0,3	0,1-1	1-4
Graslanden	weiland	1-4	4-10	5-10
	hooiland	5-10	4-10	10-25
struwelen		20-40	50-100	-
bossen		100-200	100-400	200-500

van herkenbare trends. Een ander voorbeeld leveren de meetreeksen uit de Reitma (bijlage 2), waar de pq's slechts twee vierkante meter groot zijn. Hier zijn de fluctuaties zo groot dat het zonder achterliggende kennis over het gebied nauwelijks mogelijk is veranderingen in vochttoestand en zuurgraad af te lezen uit de pq-gegevens.

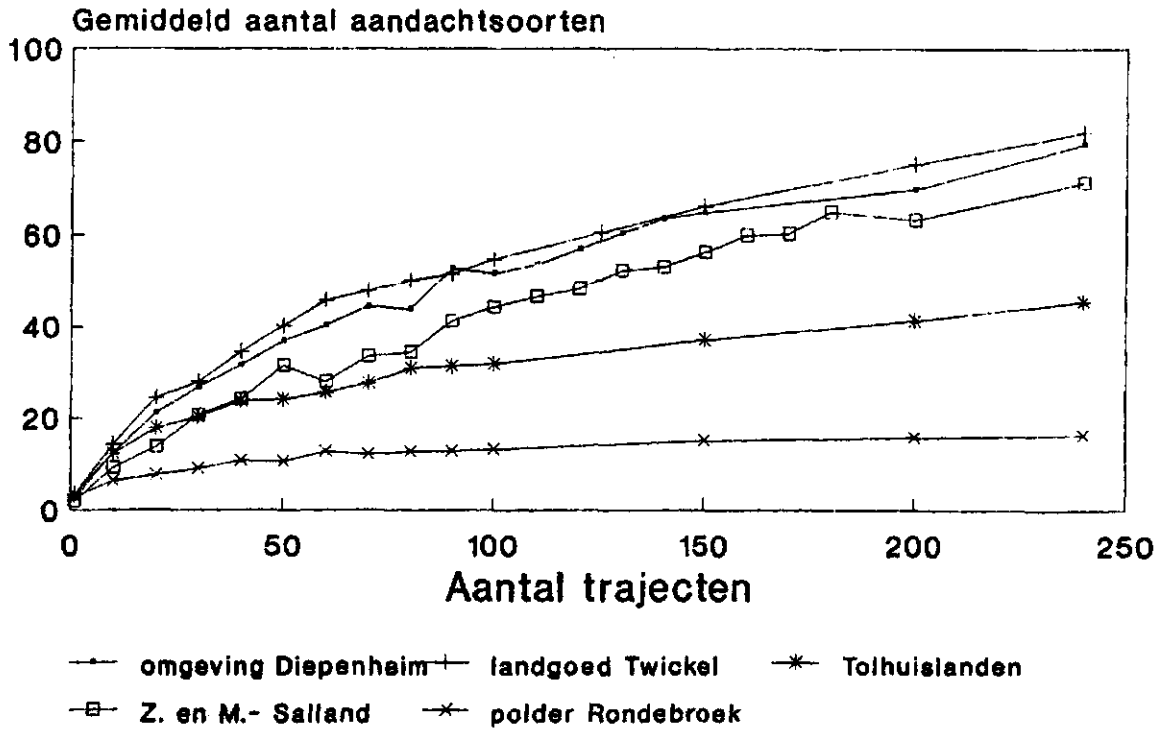
Door binnen een te onderzoeken vlak meerdere permanente kwadraten te nemen en de indicatiewaarden van deze opnamen te middelen kan de storende invloed van toevallige veranderingen in ruimte en tijd sterk worden verminderd. Omdat het maken vegetatie-opnamen een tijdrovende zaak is, is het in de praktijk echter praktischer om de invloed van veranderingen in ruimte en tijd allereerst te verminderen door de oppervlakte van de opname te vergroten. Op basis van de gegevens uit Groot-Zandbrink (bijlage 3) lijkt een grootte van enkele tientallen meters, zoals ook gebruikelijk in provinciale meetnetten, het meest geschikt voor monitoring van korte vegetaties. Zijn de opnamen veel groter (honderden vierkante meters) dan ontstaat het risico dat de gevoeligheid voor veranderingen in standplaatscondities als gevolg van uitmiddeling te klein wordt. Naarmate de oppervlakte toeneemt zal namelijk het aantal 'toevallige' soorten[1] toenemen en zorgen voor een afvlakking van de gemiddelde indicatiewaarde van de opname (zie de voorbeeldstudie Groot Zandbrink, bijlage 3). Hoe sterk de gevoeligheid afneemt bij vergroting van het proefvlak is niet bekend, zodat het niet mogelijk is een maximum-grootte van de opnamen aan te geven. Bovendien is de invloed van de proefvlakgrootte op de gevoeligheid mede afhankelijk van de gebruikte interpretatiemethode (zie hoofdstuk 4).

Wil men de storende invloed van toevallige variaties in ruimte en tijd nog verder verminderen dan kan dat door meerdere opnamen te maken en naderhand de waarden uit de verschillende opnamen te middelen. Het aantal opnamen is sterk afhankelijk van de grootte en de homogeniteit van de meetlocaties die ontstaan na statificatie van het gebied, en van de grootte van de vegetatie-opnamen. Bij kleine homogene locaties, zoals bijvoorbeeld binnen een graslandperceel, heeft het weinig zin om meer dan één opname te maken, omdat de opnamen toch grotendeels dezelfde verschuivingen zullen laten zien. Bij grote en intern heterogene ruimtelijke eenheden, zoals bijvoorbeeld een duinvallei, zullen meerdere opnamen nodig zijn om een representatief beeld te krijgen van de veranderingen binnen de meetlocatie.

3.5 Volledigheid streeplijsten, selectie van soorten

Bij het bij het maken van streeplijsten zal het nooit mogelijk zijn alle soorten te vinden. Zelfs bij opnamen, waarbij een klein proefvlak intensief wordt onderzocht, worden soorten gemist. Lepš en Hadincová (1992) vonden bijvoorbeeld dat gemiddeld twee van de 19 gemeenschappelijk gevonden soorten in een opname door de individuele onderzoekers gemist werden. Bij streeplijsten, waarbij over het algemeen een veel groter oppervlakte wordt bezocht, zal ook het aantal soorten dat over het hoofd wordt gezien groter zijn. In hoeverre deze onvolledigheid van invloed is op de resultaten van het onderzoek is sterk afhankelijk van de vraagstelling. Als men uitspraken wil doen over de voor- of achteruitgang van afzonderlijke soorten dan zal men terdege met deze onnauwkeurigheid rekening moeten houden. Als bij de interpretatie wordt gewerkt met groepen soorten of met som-

[1] Toevallige soorten zijn hier gedefinieerd als soorten die weinig kenmerkend zijn voor de heersende milieuomstandigheden maar zich wel tijdelijk kunnen vestigen; het kan bijvoorbeeld gaan om kiemplanten van soorten die in de omgeving talrijk voorkomen.



Figuur 3.5 Relatie tussen het aantal soorten en de bemonsteringsintensiteit (aantal gelopen trajecten) bij streeplijsten die betrekking hebben op een vierkante kilometer. Uit: Bremer 1997.

parameters (aantal soorten, gesommeerde natuurwaarde) dan zal de invloed van deze onvolledigheden echter in het algemeen beperkt zijn, tenzij een bepaalde groep soorten systematisch over het hoofd wordt gezien. Belangrijk is wel dat bij het maken van de streeplijsten elke keer met dezelfde intensiteit wordt gewerkt: het totaal aantal soorten dat wordt gevonden is namelijk sterk afhankelijk van de bemonsteringsintensiteit (figuur 3.5). Verder dient zoveel mogelijk in dezelfde periode te worden geïnventariseerd.

Om de hoeveelheid tijd die nodig is om een streeplijst te maken te verminderen, wordt vaak het aantal soorten ingeperkt. Dat kan in de eerste plaats gebeuren door bepaalde groepen soorten die moeilijk in het veld te herkennen zijn uit te sluiten. Zo worden mossen en korstmossen meestal weggelaten. Ook andere moeilijk te herkennen groepen, grassen bijvoorbeeld, worden regelmatig achterwege gelaten bij het maken van streeplijsten. In hoeverre dat van invloed is op de bruikbaarheid van de monitoringgegevens hangt van de situatie af. Zo is het in hoogveensituaties niet verstandig om mossen weg te laten, omdat het hier met name de (veen)mossen zijn die die aangeven in hoeverre herstelmaatregelen succesvol zijn geweest. En op natte standplaatsen is het meestal niet verstandig moeilijk herkenbare soorten als zeggen en russen weg te laten, aangezien deze voor een belangrijk deel de soortenrijkdom en de natuurwaarde bepalen.

Een andere mogelijkheid is om alleen soorten te noteren die een hoge natuurwaarde hebben en/of zeer indicatief zijn voor bepaalde milieu-omstandigheden. Dit gebeurt bijvoorbeeld in de door het KIWA gebruikte methode (Aggenbach 1996), waarbij alleen de aanwezigheid van een geselecteerde groep 'indicatorsoorten' wordt genoteerd. Zoals blijkt uit de voorbeeldstudie van de Veenkampen (bijlage 1) heeft het weglaten van soorten met een

brede ecologische tolerantie weinig invloed op het vermogen om veranderingen in omgevingsfactoren aan te tonen, en kan bij bepaalde interpretatie-methoden (waarbij wordt gewerkt met gemiddelde indicatiewaarden) het weglaten van 'niet-indicatorsoorten' zelfs een verbetering van het onderscheidend vermogen opleveren. Omdat onder de 'indicatorsoorten' ook moeilijk herkenbare soorten voorkomen als zeggen en biezen is de tijdswinst echter minder groot dan bij het weglaten van moeilijk herkenbare groepen. Bovendien beperkt het weglaten van soorten de latere interpretatiemogelijkheden van de streeplijstgegevens.

Een andere mogelijkheid, die door FLORON gebruikt wordt bij landelijke inventarisaties (FLORON 1996), is om wel alle soorten te noteren, maar alleen van bepaalde 'aandachtsoorten' ook de aantallen te schatten. Omdat dat laatste -zeker bij vaak in grote aantallen voorkomende algemene soorten- veel tijd kost, is hiermee een flinke tijdswinst te boeken. In de inventarisatiemethode van FLORON worden drie groepen soorten onderscheiden:
- algemene soorten, waarvan alleen het voorkomen binnen een kilometerhok wordt genoteerd;
- aandachtssoorten, indicatieve en goed herkenbare soorten waarvan ook de aantallen worden genoteerd;
- rode-lijstsoorten, zeldzame soorten waarvan de populaties op kaart worden ingetekend.

3.6 Abundantieschaal

Om de aantallen en de bedekking van soorten weer te geven kan gekozen worden uit een groot aantal abundantieschalen (zie kader volgende pagina). Een bij opnamen veel gebruikte schaal is de 9-delige abundantieschaal volgens Blaun-Branquet. Een voordeel van deze schaal is dat hij vrij robuust is door het gebruik van een bij benadering logaritmische schaal. De intervallen zijn bij lagere aantallen/bedekkingen, waar verschillen makkelijk vast te stellen zijn, kleiner zijn dan bij grotere aantallen/bedekkingen. De fout die wordt gemaakt bij het schatten van de abundantie zijn daarom zelden groter dan één klasse (Lepš & Hadincová 1992). Bovendien zijn verschillen in de laagste ranges ecologisch gezien belangrijker dan verschillen in de hogere ranges (het verschil tussen 1 en 100 exemplaren zegt meer dan een verschil tussen 1000 en 1100 exemplaren).

Een nauwkeuriger schaal is de schaal van Londo, die werkt met enkele tientallen eenheden. Of het de moeite waard is om tijd te investeren in een nauwkeurige bepaling van de abundantie is afhankelijk van de toepassingen. In wetenschappelijk onderzoek dat is gericht is op het aantonen van effecten van bepaalde ingrepen, waarbij wordt gewerkt met een groot aantal opnamen en/of onder sterk gestandaardiseerde omstandigheden, kan het zinvol zijn om met een nauwkeuriger schaal te werken om zo ook zeer kleine veranderingen aan te kunnen tonen. In praktijksituaties is het aantal opnamen meestal beperkt en is de ruis als gevolg van toevallige veranderingen in ruimte en tijd en waarnemersfouten zo groot, dat het nauwelijks loont te investeren in een nauwkeuriger abundantieschatting (Sykes et al. 1983, Hope-Simpson 1940).

Voor de signalerende functie van het meetnet is het met name van belang met welke nauwkeurigheid uitspraken gedaan kunnen worden over veranderingen in milieucondities. Uit de meeste studies blijkt dat het voor het bepalen van milieucondities in evenwichtssituaties wei-

Abundantieschalen
Om de bedekking en het aantal exemplaren per soort te noteren kan gebruik worden gemaakt van een groot aantal abundantieschalen, waarvan hier een drietal veel gebruikte is weergegeven. De indeling volgens de Tansley-schaal geeft informatie over de dichtheid (aantallen per oppervlakte-eenheid) van soorten, en is vooral bedoeld voor het maken van streeplijsten. De Braun-Blanquet-schaal en de Londo-schaal zijn bedoeld voor het maken van vegetatie-opnamen. De laatste twee schalen geven zowel informatie over de aantallen als over de bedekking (de oppervlakte die door de planten behorende tot de soort wordt ingenomen). Daarbij geven de lagere schaaldelen informatie over aantallen én bedekking, en de hogere schaaldelen alleen over de bedekking

Tansley

r	rare, zeldzaam	
s	sparse, weinig	
o	occasional, verspreid	
f	frequent, regelmatig	lf locally frequent
a	abundant, algemeen	la locally abundant
d	dominant, overheersend	ld locally dominant

Braun-Blanquet, gewijzigd volgens Barkman

Minder dan 5% bedekking:	r minder dan 5 exemplaren
	+ tot 2 exemplaren per m^2
	1 tot 10 exemplaren per m^2
	2m meer dan 10 exemplaren per m^2
Meer dan 5% bedekking:	2a 5-12 % bedekking
	2b 13-25 % "
	3 26-50 % "
	4 51-75 % "
	5 76-100 % "

Londo

.1	< 1% bedekking	1	5-15	Bedekking
1r	zeldzaam	1-	5-10%	"
1p	weinig	1+	10-15%	"
1a	veel	2	15-25%	"
1m	zeer veel	3	25-35%	"
.2	1-3% bedekking	4	35-45%	"
2r	zeldzaam	5	45-55%	"
2p	weinig	6	55-65%	"
2a	veel	7	65-75%	"
2m	zeer veel	8	75-85%	"
.4	3-5% bedekking	9	5-95%	"
4r	zeldzaam	10	95-100%	"
4p	weinig			
4a	veel			
4m	zeer veel			

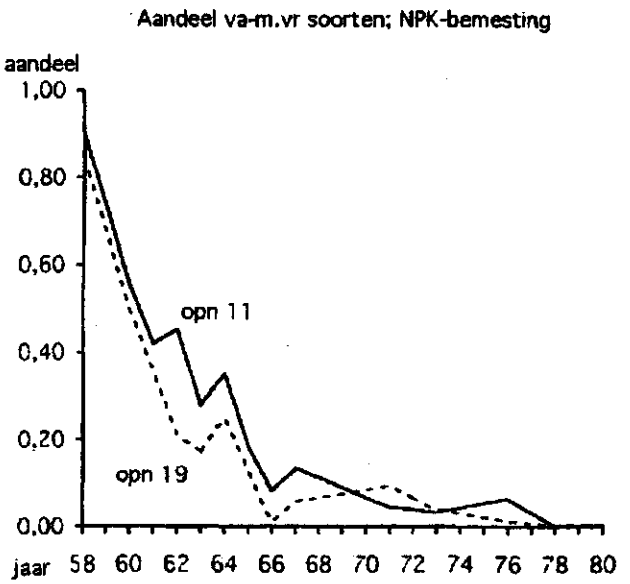
nig uitmaakt of alleen wordt gekeken naar de presentie van soorten (wel of niet voorkomen) of dat ook rekening wordt gehouden met de aantallen of de bedekking van soorten (Ellenberg et al. 1992, Melman et al. 1988; zie ook tabel 4.2). In niet-evenwichtsituaties, waar we per definitie mee te maken hebben bij een meetnet gericht op het aantonen van de effecten van ingrepen, zou de abundantie van soorten in principe belangrijker moeten zijn. Immers, na verandering van de milieu-omstandigheden is te verwachten dat allereerst als gevolg van gewijzigde concurrentie-omstandigheden de aantals- en bedekkingsverhoudingen zullen veranderen en pas na verloop van tijd door het verdwijnen en de vestiging van soorten de soortensamenstelling zal veranderen. In een studie naar de effecten van bemesting op hooiland-vegetaties in het gebied de Ossekampen werd dit effect inderdaad ook gevonden (Runhaar et al., 1993). In het voorbeeld van de Veenkampen kon echter geen verschil in onderscheidend vermogen worden aangetoond bij het al dan niet meenemen van de bedekkingen. Hoewel het dus in bepaalde situaties nuttig kan zijn om de bedekking van soorten mee te nemen bij het bepalen van de indicatiewaarden, is het voor het signaleren van veranderingen in milieucondities niet essentieel om de bedekking zeer nauwkeurig te kennen en kan worden volstaan met een relatieve korte abundantieschaal, zoals de Braun-Blanquetschaal.

Ten behoeve vande controlerende functie van een meetnet is het uiteraard wel belangrijk om te weten in hoeverre soorten in aantallen en/of bedekking vooruitgaan of achteruitgaan, vooral als het gaat om soorten met een hoge natuurwaarde. Probleem is echter dat het bij grotere oppervlakten vaak moeilijk is om de aantallen en/of bedekkingen per soort te schatten. Bij niet al te grote eenheden (hooguit enkele hectaren) wordt vaak gebruik gemaakt van de zogenaamde Tansley-schaal. Bij grotere eenheden worden vaak nog kortere abundantieschalen gebruikt, bijvoorbeeld de 5-delige schaal die door FLORON wordt gebruikt bij de inventarisatie van kilometerhokken (FLORON 1996).

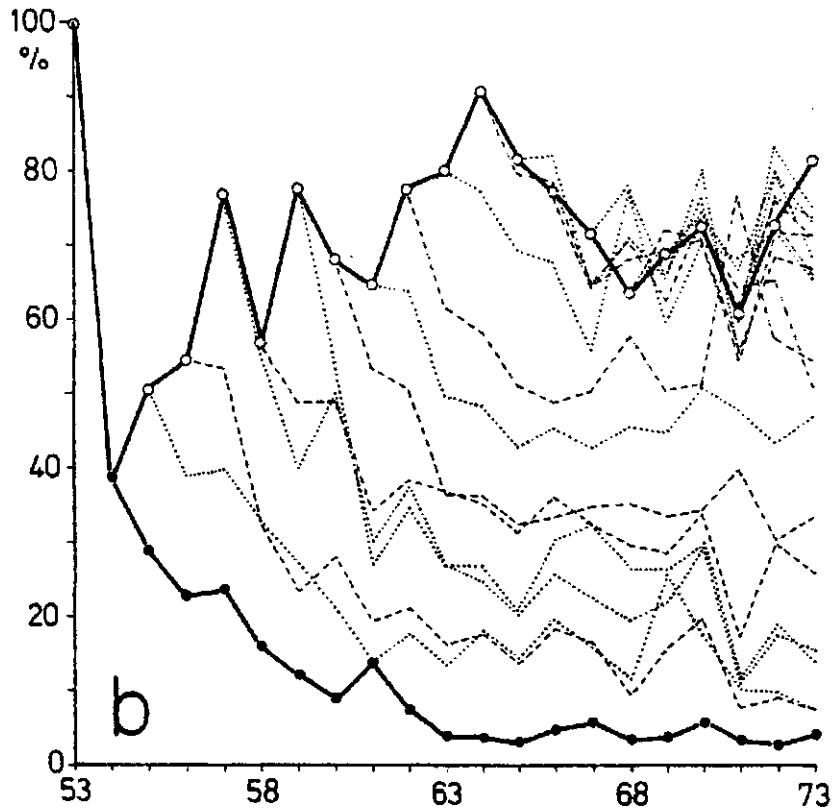
3.7 Meetfrequentie

Hoe lang wordt gemeten en hoe vaak is onder meer afhankelijk van de snelheid waarmee de vegetatie reageert op veranderingen. In de periode dat de vegetatie zich nog moet aanpassen aan de gewijzigde omstandigheden is het zinnig regelmatig te meten. Heeft zich eenmaal een nieuw evenwicht ingesteld dan kan de monitoring worden beëindigd of geëxtensiveerd, omdat dan aan de belangrijkste doelstelling, controle op de effectiviteit van de ingreep, is voldaan en de eventuele instandhouding van het meetnet alleen nog nodig is om mogelijke ongewenste ontwikkelingen te signaleren.

Naar schatting duurt het na een eenmalige verandering in beheer of hydrologie in korte vegetaties circa tien jaar voordat de samenstelling van de vegetatie weer bij benadering in evenwicht verkeert met de gewijzigde omstandigheden. Daarbij zijn veranderingen in de eerste jaren groot, om na een periode van tien jaar geleidelijk af te nemen tot een niveau dat nauwelijks meer valt te onderscheiden van jaarlijkse fluctuaties als gevolg van meteorologische omstandigheden, waarnemingsfouten, natuurlijke successie en toeval. Een dergelijk patroon wordt gevonden in de Ossekampen (figuur 3.6) na toename van de bemesting,



Figuur 3.6 Veranderingen in het relatieve aandeel van soorten van voedselarme tot matig voedselrijke standplaatsen in de vegetatiesamenstelling na invoering van NPK-bemesting op de Ossekampen. Uit Runhaar et al. 1993.



Figuur 3.7 Mate van verandering in een stuk grasland dat in 1953 getransplanteerd is van een vochtige naar een droge standplaats. Dichte punten: floristische similariteit met het beginjaar 1953. Open punten en daarmee verbonden gestippelde lijnen: similariteit met de soortensamenstelling in het aan het open punt voorafgaande jaar. Na ca 10 jaar treden nauwelijks nog systematische verschuivingen op wat te zien is doordat de getrokken en gestippelde lijnen elkaar gaan overlappen. Uit: Bornkamm 1981.

en ook bij als bij het opzetten van de peilen in de Veenkampen (bijlage 1) lijken de veranderingen in soortensamenstelling na 10 jaar af te vlakken.

Een uitgebreider onderzoek naar het tempo waarin floristische verschuivingen optreden in proefvlakken is uitgevoerd door Bornkamm (1981). Ook in de door hem onderzochte graslandpercelen is te zien dat na ongeveer tien jaar een nieuw evenwicht optreedt, waarbij nog wel van jaar tot jaar veranderingen in de soortensamenstelling en bedekking van soorten optreden, maar waarbij de veranderingen niet trendmatig zijn (figuur 3.7).

De voorgaande voorbeelden hebben betrekking op een eenmalige ingreep waarbij de standplaatscondities na ingreep niet of nauwelijks meer veranderen. Vaak zal het echter enige tijd duren voordat de standplaatscondities zich na ingreep hebben gestabiliseerd. Na herstel van kwelcondities bijvoorbeeld zal het vele jaren duren voordat het kationenuitwisselingscomplex voldoende is opgeladen met calcium en de pH is gestegen. Het zal duidelijk zijn dat het in dergelijke situaties ook veel langer zal duren voordat het vegetatie-standplaatscomplex weer in evenwicht verkeert met de gewijzigde hydrologische omstandigheden, en dat de monitoring in dergelijke situaties veel langer zal moeten worden voortgezet.

Wanneer soorten door verdroging uit een gebied verdwenen zijn, dient er bovendien rekening mee te worden gehouden dat het zeer lang kan duren voordat ze zich hervestigen. Een extreem voorbeeld vormt het graslandexperiment van het Rothamsted Experimental Station (Williams 1978), waar na meer dan een eeuw verschraling zich nog steeds geen nieuwe schraalgraslandsoorten hebben gevestigd op plaatsen die qua voedselrijkdom als sinds het einde van de vorige eeuw daarvoor geschikt zijn.

De frequentie waarmee wordt gemeten is niet alleen afhankelijk van de snelheid waarmee de vegetatiesamenstelling reageert op gewijzigde hydrologische condities, maar ook van de grootte van de jaar-tot-jaar fluctuaties die het gevolg zijn van meteorologische verschillen. Vooral de vochtindicatie kan grote fluctuaties vertonen als gevolg van natte en droge jaren (zie bijlagen). Om te voorkomen dat toevallige uitschieters een te groot stempel drukken op de resultaten dienen zeker in de beginperiode opnamen frequent, bij voorkeur jaarlijks, te worden gemaakt.

Wanneer gebruik wordt gemaakt van streeplijsten om uitspraken te doen over veranderingen in soortensamenstelling kan worden volstaan met minder frequente waarnemingen, omdat de soortensamenstelling binnen een grotere ruimtelijke eenheid veel minder snel verandert dan de soortensamenstelling binnen een opnamevlak. De optimale frequentie is afhankelijk van de grootte van de ruimtelijke eenheid. Bij kleine eenheden (een ven, een blauwgraslandperceel) kan het zinvol zijn eens in de twee of drie jaar te meten, bij grotere eenheden zoals kilometerhokken heeft het weinig zin vaker dan eens in de vijf of tien jaar te meten omdat de veranderingen op kortere termijn toch vallen binnen marges van de de meetnauwkeurigheid.

Ook bij vegetatietypenkarteringen heeft het weinig zin om vaker dan eens in de vijf à tien jaar te meten, omdat het vrij lang duurt voordat de floristische veranderingen zich uiten in gewijzigde vegetatiepatronen.

Bij soortskarteringen kunnen veranderingen sneller worden waargenomen, en lijkt een frequentere waarneming, bijvoorbeeld eens in de drie à vijf jaar, zinvol.

4 OPSLAG EN VERWERKING VAN GEGEVENS

4.1 Inleiding

Bij de monitoring van de vegetatie worden zelfs bij een bescheiden meetnetopzet al snel grote hoeveelheden gegevens aangemaakt. Wordt niet vooraf nagedacht over de opslag en verwerking van gegevens dan is het risisco groot dat er een datakerkhof onstaat van niet ontsloten en niet gebruikte gegevens, zoals in de praktijk helaas maar al te vaak het geval is. Omdat de opzet van een eigen systeem duur is, én omdat het handig is als gegevens onderling kunnen worden uitgewisseld, wordt aanbevolen om bij de opslag en verwerking van gegevens zoveel mogelijk gebruik te maken van bestaande systemen en methoden. Hier zal kort worden ingegaan op de meest gangbare systemen. Het onderstaande overzicht is zeker niet volledig en na het uitkomen van dit rapport zullen ongetwijfeld nieuwe of aangepaste systemen op de markt komen.

4.2 Opslag van gegevens

Ongeacht de verdere manier van opslag van gegevens, is het voor de onderlinge uitwisselbaarheid van gegevens belangrijk dat voor de codering van de planten gebruik wordt gemaakt van de standaardnummering zoals die in samenwerking door het IAWM (inter-ambtelijke werkgroep milieukartering), CBS en Rijksherbarium is ontwikkeld. De nummers kunnen worden gevonden in de Heukels' flora (van der Meijden 1996), in de standaardlijst van de Nederlandse flora (Van der Meijden et al. 1996) en in gedigitaliseerde vorm in de Biobase van het CBS (CBS, 1997). In het laatste overzicht staan ook de nummers van niet-inheemse soorten, geslachten en combinaties van soorten (moeilijk te onderscheiden soorten worden bij inventarisaties vaak samengenomen onder een verzamelnummer, bijvoorbeeld het nummer 2374 voor *Lemna minor* en *L. Gibba*). Wordt gebruik gemaakt van bestaande database-systemen dan vindt de nummering van soorten meestal automatisch plaats bij de invoer.

Voor de opslag en verwerking van zowel streeplijst- als opnamegegevens kan gebruik worden gemaakt van het op commerciele basis beschikbare database-pakket TURBOVEG

Tabel 4.1 *Exportmogelijkheden vanuit TURBOVEG*

type bestand	aansluiting bij
Cornell condensed	diverse multivariate analyse-programma's zoals TWINSPAN en CANOCO
SBB-bestand	opname-archief Staatsbosbeheer
ESPRESSO-TAB	tabelleringsprogramma's ESPRESSO (Helge en Flintrop 1994) en TAB (Peppler 1998)
SYNTAX-5 bestand	numerieke classificatie met SYNTAX-5 (Podani 1993)
VEGTOOL bestand	bepaling ecotooptype en aandeel ecologische soortengroepen met VEGTOOL (Runhaar en van 't Zelfde 1996b)
EVVEGETA-bestand	opname-archief Meetkundige Dienst
ARC-INFO-bestand	GIS-paketten
ASCI	diverse spreadsheets en databases

(Hennekens 1995) dat is ontwikkeld door IBN-DLO en Giesen&Geurts (contactpersoon Stephan Hennekens, IBN-DLO). Vanuit TURBOVEG is uitwisseling mogelijk is met een groot aantal andere programma's en programma-paketten (tabel 4.1). Bovendien worden met TURBOVEG een aantal programma's meegeleverd voor interpretatie van de gegevens.

4.3 Interpretatie van gegevens

Hoe de gegevens verwerkt worden is afhankelijk van de functie van het meetnet. Voor de *controlerende functie*, waarbij wordt nagegaan in hoeverre doelstellingen zijn gehaald, zal vooral worden gekeken naar veranderingen in het voorkomen van doelsoorten of doeltypen. Wanneer de doelstellingen zijn geformuleerd in termen van landelijke natuurdoeltypen kan uit een aantal publicaties worden afgeleid welke soorten kenmerkend zijn voor de betreffende doeltypen:

- in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al. 1995) wordt aangegeven welke doelsoorten binnen een bepaald natuurdoeltype kunnen voorkomen; omdat de doelsoorten zijn geslecteerd op hun natuurbehoudswaarde en niet op basis van hun kenmerkendheid voor het natuurdoeltype, en omdat het vaak gaat om zeer zeldzame soorten, zijn ze slechts beperkt bruikbaar voor controle op het bepalen van de doelstellingen binnen lokale projecten (zie Bal 1995, Runhaar en van 't Zelfde 1996a);
- in het rapport 'vertaling natuurdoeltypen-ecotooptypen' (Runhaar en van 't Zelfde 1996) wordt aangegeven welke ecologische soortengroepen kenmerkend zijn voor de natuurdoeltypen;
- in 'Wegen naar natuurdoeltypen' (Schaminée en Jansen 1998) wordt aangegeven welke soorten het meest kenmerkend zijn voor de natuurdoeltypen. In dat laatste rapport wordt tevens voor een beperkt aantal situaties aangegeven welke ontwikkelingsreeksen te verwachten zijn bij vernatting (hoogveen, natte heide) of bij inrichtingsmaatregelen als plaggen (natte heide, blauwgrasland, natte duinvallei), opschonen (heideven) en afgraven (hoogveen, tichelgaten, trilveen en moerasheide, moerasbos).

Omdat de landelijke natuurdoeltypen in abiotisch opzicht vrij ruim omgrensd zijn zal het voor lokale projecten vaak nodig zijn om de natuurdoelen nauwkeuriger te specificeren. In dit rapport zijn voor de case-studies 'Veenkampen' en 'de Reitma' (bijlagen 1 en 2) de natuurdoelen nader gespecificeerd in termen van ecotooptypen en ecologische soortengroepen en zijn met behulp van het programmapakket VEGTOOL (Runhaar en van 't Zelfde 1996b) de veranderingen in het aandeel van de relevante ecologische soortengroepen berekend.

Voor de *signalerende* functie van het meetnet, waarbij wordt nagegaan of zich geen ongewenste ontwikkelingen voordoen, zal vooral worden gekeken naar uit de soortensamenstelling af te lezen veranderingen in standplaatscondities. Daarbij kan gebruik worden gemaakt van diverse soorten indicatiesystemen:

- Het meest gebruikt is het systeem van Ellenberg et al. (1992), waarin soorten in een 9- tot 12-delige schaal worden geordend naar standplaatsfactoren als vochttoestand, zuurgraad en stikstofmineralisatie. Soorten die bijvoorbeeld alleen voorkomen onder zeer zure omstandigheden krijgen voor zuurgraad een indicatiewaarde van 1 of 2, soorten die alleen voorkomen onder basische omstandigheden een indicatiewaarde van 8 of 9. In dit systeem wordt alleen aangegeven in welke klasse een soort optimaal voorkomt,

en wordt geen onderscheid gemaakt tussen 'kieskeurige' soorten met een smalle ecologische amplitudo, en minder 'kieskeurige' soorten met een brede ecologische amplitudo, anders dan dat soorten met een zeer brede ecologische amplitudo een aanduiding 'x' (niet indicatief) krijgen. De indeling is in principe bedoeld voor toepassing in midden-Europa, maar wordt ook daarbuiten veel gebruikt. Door middeling van de indicatiewaarden per soort kan een gemiddelde indicatiewaarde per opname worden berekend.
- Het voor de provincie Zuid-Holland opgestelde TOEWIJS-systeem (Clausman et al. 1987) en het landelijke model MOVE (Wiertz et al. 1992) kunnen worden gezien als uitbreidingen op het Ellenbergsysteem, waarin niet alleen het optimum van soorten op de verschillende standplaats-assen wordt aangegeven, maar ook de amplitudo van de soorten. De TOEWIJS-waarden gelden alleen voor de provincie Zuid-Holland, de MOVE-waarden zijn landelijk toepasbaar.
- Door het KIWA is in samenwerking met SBB een serie 'Indicatorensoorten' uitgebracht, waarin per landschapstype en per vegetatietype wordt aangegeven welke soorten indicatief zijn voor bepaalde standplaatscondities en/of voor bepaalde processen als eutrofiering, verdroging of verruiging (Jalink en Jansen 1995, Jalink 1996, Aggenbach en Jalink 1997).
- Daarnaast kan ook gebruik worden gemaakt van de indeling in ecologische soortengroepen (Runhaar et al. 1987) om uitspraken te doen over veranderingen in standplaatscondities, door soorten met een zelfde voorkeur voor een bepaalde standplaatscondities samen te nemen. In de case-studies (bijlagen 1 t/m 3) worden de soortengroepen gebruikt om het relatieve aandeel van soorten met eenzelfde standplaatsvoorkeur aan te geven (relatieve aandeel 'natte' en 'zure' soorten).

In de praktijk blijkt het vaak weinig uit te maken welke indicatiesystemen worden gebruikt. Hoewel er verschillen kunnen bestaan in de indeling van afzonderlijke plantensoorten, komen de uitkomsten in grote lijnen overeen. Door Melman et al. (1988) zijn een aantal indicatiesystemen met elkaar vergeleken op hun indicatieve waarde voor de voedselrijkdom. Daaruit blijkt dat de verschillen tussen de onderzochte systemen (Ellenberg, Toewijs en het systeem van Kruyne et al. 1967) gering zijn (tabel 4.2).

Het grote voordeel van het gebruik van de Ellenbergwaarden is dat het gaat om een simpel systeem dat al vaak in de praktijk is toegepast. Wel dient bij het gebruik rekening te worden gehouden met het feit dat de Ellenbergwaarden per opname niet altijd een zuivere schatter vormen voor de standplaatscondities als gevolg van het feit dat een middeling plaatsvindt, waarbij geen rekening wordt gehouden met de ecologische amplitudo van soorten:

Tabel 4.2 *Relatie tussen droge-stof-productie en voedselrijkdomindicatie op basis van proefveldgegevens van het CABO (Ossekampen en PAW-970). Uit: Melman et al. 1988.*

	Correlatiecoëfficient tussen indicatiewaarde en droge-stof-productie	
indicator:	indicatiewaarden niet gewogen voor bedekking	indicatiewaarden gewogen naar bedekking soorten
Kruijne-PK	0.87	0.89
Ellenberg-N	0.82	0.84
Toewijs-voedselrijkdom	0.90	0.91

(1) zoals in de case-study voor de 'Veenkampen' (bijlage 1) beschreven kan het feit dat in de indeling geen rekening wordt gehouden met de ecologische amplitudo van soorten er toe leiden dat veranderingen in de ene factor van invloed zijn op de indicatiewaarde voor een andere factor; als namelijk door ingrijpende veranderingen in één factor het aandeel van weinig kieskeurige soorten met een brede ecologische amplitudo toeneemt zullen de indicatiewaarden voor alle andere standplaatscondities tenderen naar meer gemiddelde waarden;
(2) daarnaast is de methode gevoelig voor de opnamegrootte; naarmate het proefvlak groter en soortenrijker is zal door de gebruikte middelingsmethode de indicatiewaarde eveneens tenderen naar meer gemiddelde waarden (zie case-study Groot Zandbrink, bijlage 3).

Wanneer gebruik wordt gemaakt van opnamen met steeds dezelfde grootte zal de fout die onstaat door middeling van de Ellenbergwaarden echter naar verwachting gering zijn. Wanneer voor de opslag van gegevens gebruik wordt gemaakt van TURBOVEG kan de bepaling van de gemiddelde indicatiewaarden plaatsvinden met het bijgeleverde programma ELLEN.

Door gebruik te maken van de indicatiesystemen waarin rekening wordt gehouden met de ecologische amplitudo van soorten, zoals TOEWIJS en MOVE, kunnen bovengenoemde problemen worden ondervangen. Nadeel is wel dat de berekening van de standplaatsindicatie per opname veel lastiger is doordat de kansfuncties per soort met elkaar gecombineerd dienen te worden. Voor de berekening van het MOVE-optimum per opname kan gebruik worden gemaakt van de eind 1998 door het RIVM uit te brengen versie van de Natuurplanner (contactpersoon Rob Alkemade).

Het werken met het relatieve aandeel van groepen soorten heeft als voordeel dat het gaat om een vrij zuivere schatter voor de standplaatscondities, die minder dan de voorgaande methoden wordt beïnvloed door opnamegroote en door veranderingen in andere dan de onderzochte standplaatscondities. Nadeel is wel dat de berekening relatief ingewikkeld is en dat het meetbereik van de op basis van de soortengroepen opgestelde indicatoren beperkt is. Zo werkt de indicator 'aandeel natte soorten' alleen in het grondwaterstandbereik van 0 tot 60 cm voor de voorjaarsgrondwaterstand (Runhaar et al. 1997). Voor de berekeningen kan gebruik worden gemaakt van het aan TURBOVEG te koppelen programmapakket VEGTOOL (CML-Leiden, contactpersoon Maarten van 't Zelfde).

Vooor interpretatie van gegevens met behulp van het KIWA/SBB indicatorensysteem is geen programma beschikbaar. Wel wordt door Aggenbach et al. (1996) een kwantitatieve procedure voor de interpretatie van vegetatiegegevens volgens dit systeem beschreven.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 Conclusies ten aanzien van de keuze van de meetmethode

Zoals aangekondigd in de inleiding is het niet mogelijk te komen tot één eenduidige aanbeveling voor een standaardmethode te gebruiken bij de monitoring van de vegetatie in antiverdrogingsprojecten. Daarvoor zijn er te veel verschillen tussen projecten en instellingen ten aanzien van meetdoelstellingen. Bovendien zijn er niet voldoende gegevens om de methoden onderling goed te kunnen vergelijken op hun bruikbaarheid voor de verschillende meetdoelstellingen. Wel kunnen een aantal voorwaardelijke aanbevelingen worden gedaan.

Waar het gaat om op relatief korte termijn (binnen een termijn van 10 jaar) te controleren in hoeverre de ingrepen in de waterhuishouding hebben geleid tot de gewenste veranderingen in vegetatiesamenstelling kan in principe goed gebruik worden gemaakt van *streeplijsten*, waarin wordt aangegeven welke soorten in welke aantallen zijn aangetroffen binnen de onderzochte ruimtelijke eenheden.

Is het de bedoeling om uit de veranderingen in de vegetatie af te leiden of de ingrepen leiden tot de gewenste veranderingen in standplaatscondities en of zich geen ongewenste veranderingen voordoen, zoals verzuring of eutrofiëring, kan beter gebruik worden gemaakt van *vegetatie-opnamen*, omdat die betrekking hebben op bij benadering homogene vlakken. In hoeverre streeplijsten die betrekking hebben op kleine en relatief homogene terreindelen ook gebruikt kunnen worden voor deze signalerende functie is bij gebrek aan geschikte meetreeksen niet goed na te gaan.

Vlakdekkende *vegetatietypenkarteringen* zijn minder geschikt om op kortere termijn, via jaarlijks of met tussenpozen van enkele jaren te herhalen karteringen, inzicht te geven in veranderingen in soortensamenstelling en standplaatscondities. Wel geven ze veel inzicht in ruimtelijke patronen zijn daarom vaak onmisbaar voor de inrichting en het beheer van gebieden. Een combinatie waarbij met grotere tussenpozen (eens in de 5 à 10 jaar) vegetatietypenkarteringen worden herhaald en de tussentijdse ontwikkelingen worden gevolgd met behulp van streeplijsten en/of vegetatieopnamen kan worden gebruikt wanneer zowel een goed inzicht in ruimtelijke patronen als inzicht in de ontwikkelingen in de tijd gewenst zijn.

Over het gebruik van herhaalde *soortskarteringen*[1] om ontwikkelingen in de tijd te volgen is bij gebrek aan langere meetreeksen weinig met zekerheid te zeggen. Waarschijnlijk is deze methode vooral goed bruikbaar om in de 'witte gebieden' buiten de EHS effecten van antiverdrogingsmaatregelen te volgen. In natuurterreinen is het aantal soorten en aantal individuen te groot om voor alle relevante soorten verschuivingen in de populatie-omvang middels karteringen vast te stellen. Hier kan de methode gebruikt worden als aanvulling op andere methoden om de populatie-veranderingen van een aantal karakteristieke en niet te algemene soorten in meer detail te kunnen volgen.

[1] Met soortskarteringen worden een methode bedoeld waarbij de groeiplaatsen van individuen of groepjes individuen op een kaart worden ingetekend; de zg. 'Indicatorsoortkarteringen' van SBB/KIWA, waarbij per ecotoop/vegetatie-eenheid wordt genoteerd welke indicatorsoorten voorkomen, vallen methodisch onder streeplijsten.

5.2 Conclusies ten aanzien van de bemonsteringsstrategie

Bij de opzet van een meetnet is het aan te bevelen vooraf het gebied op basis van bodem, hoogteligging, beheer, huidige hydrologie en geplande veranderingen in de waterhuishouding in te delen in subgebieden die bij benadering homogeen zijn ten aanzien van het type effecten wat verwacht kan worden, en deze indeling te gebruiken bij de omgrenzing van de ruimtelijke eenheden waarvoor streeplijsten worden gemaakt en bij de verdeling van opnamen over het gebied.

Om uitspraken te kunnen doen over de effectiviteit van een ingreep is het nodig om al vóór de ingreep te beginnen met monitoring. Om te voorkomen dat toevallig droge of natte jaren of gelijktijdig opgetreden veranderingen in beheer leiden tot verkleerde conclusies over het effect van de ingreep is het daarnaast gewenst dat ook wordt gemeten op plekken waar géén ingreep heeft plaatsgevonden.

Bij het maken van vegetatie-opnamen is het belangrijk dat de opnamen binnen de te bemonsteren ruimtelijke eenheid aselect worden gekozen. Wanneer de opnamen selectief worden gemaakt op relatief soortenrijke plekken zal door regressie naar het gemiddelde altijd een schijnbare achteruitgang in soortenrijkdom worden waargenomen.

De invloed van toevallige verschillen in ruimte en tijd kunnen worden verminderd door de opnamen groter te maken en/of door het aantal opnamen uit te breiden. Bij monitoring dienen de proefvlakken enkele malen groter te zijn dan gebruikelijk is in beschrijvend vegetatiekundig onderzoek. Binnen korte vegetaties dienen de opnamen enkele tientallen vierkante meters groot te zijn. Het aantal opnamen is afhankelijk van de grootte van de opnamen en de heterogeniteit van de te bemonsteren ruimtelijke eenheid.

De volledigheid van streeplijsten is sterk afhankelijk van de intensiteit waarmee een te bemonsteren ruimtelijke eenheid wordt onderzocht. Om de hoeveelheid tijd in te perken kan het aantal soorten worden ingeperkt, door moeilijk te herkennen soorten, of soorten met een geringe natuurwaarde en indicatieve waarde weg te laten. Het weglaten van de laatste soorten heeft weinig invloed op de nauwkeurigheid waarmee veranderingen in natuurwaarde en standplaatscondities kunnen worden gevolgd.

Voor het noteren van de aantallen en de bedekkingen kan het beste worden gewerkt met een relatief simpele abundantieschaal, zoals de 9-delige Braun-Blanquet schaal voor opnamen en de Tansley-schaal voort streeplijsten. Voor het signaleren van veranderingen van standplaatscondities is de abundantie van soorten van ondergeschikt belang, en voor de controlerende functie vormt de nauwkeurigheid waarmee de abundantie van soorten kan worden bepaald binnen een grotere ruimtelijke eenheid de beperkende factor.

In de onderzochte gevallen duurt het circa tien jaar voordat de soortensamenstelling van de vegetatie weer bij benadering in evenwicht verkeert met de gewijzigde standplaatsomstandigheden. Daarbij doen de grootste veranderingen zich voor in de eerste jaren, na tien jaar zijn de jaarlijkse veranderingen zodanig afgenomen dat ze nauwelijks nog te onderscheiden zijn van toevallige variatie in ruimte en tijd. De intensiteit waarmee in deze periode wordt gemeten hangt af van de methode: bij vegetatie-opnamen verdient het aan-

beveling jaarlijks te meten, bij streeplijsten kan worden volstaan met metingen eens in de paar jaar, en bij vegetatietypenkarteringen kan worden volstaan met metingen eens in de vijf à tien jaar. Na de eerste tien jaar kan de meetnetinspanning worden verminderd omdat dan het tempo waarin zich veranderingen voltrekken sterk is afgenomen. Een uitzondering vormen situaties waar het herstel van de abiotische conditities een vertragend factor vormt, bijvoorbeeld wanneer na herstel van kwelcondities eerst het kationen-uitwisselingscomplex weer moet worden opgeladen met basen voordat een stijging van de pH mogelijk is.

5.3 Aanbevelingen

Op een aantal punten zijn er hiaten in kennis die nodig is om verantwoord uitspraken te kunnen doen over de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van methoden bij de monitoring van antiverdrogingsprojecten. Bijvoorbeeld bij het gebruik van herhaalde vegetatiekarteringen om uitspraken te doen over veranderingen in soortensamenstelling en standplaatscondities, en het gebruik van streeplijsten die betrekking hebben op kleinere ruimtelijke eenheden om uitspraken te kunnen doen over veranderingen in standplaatscondities.

Een deel van de vragen kan mogelijk worden beantwoord op basis van gegevens die in dit onderzoek nog niet zijn gebruikt. Gedacht kan worden vegetatiegegevens van Voorne, waar diverse vegetatiekarteringen zijn uitgevoerd, en waar tevens de vegetatie-ontwikkelingen zijn gevolgd middels streeplijsten en vegetatie-opnamen (Werkgroep Evaluatie Slufter 1997).

Het is echter bij voorbaat duidelijk dat op basis van de bestaande gegevens slechts een deel van de vragen beantwoord kan worden, omdat de bestaande praktijkgegevens onvoldoende systematisch van opzet zijn om de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van methoden goed te kunnen bepalen en de methoden onderling te kunnen vergelijken, en proefveldsituaties zoals in de Veenkampen en de Ossekampen geen realistisch beeld geven van de variabiliteit in praktijksituaties. Daarom verdient het aanbeveling in een aantal praktijksituaties een uitgebreider meetnet op te zetten, waarbij verschillende methoden gelijktijdig worden toegepast om de veranderingen in de vegetatie te volgen, en waarbij tevens de veranderingen in hydrologie en standplaatscondities worden gevolgd.

LITERATUUR

Aggenbach, C.J.S., J.Th. Groennou, A.M. Jansen, W. de Molenaar & W.J.M.K. Senden (1996). Monitoring verdrogingsprojecten Limburg. Handleiding voor monitoring. KIWA, Nieuwegein, rapport KOA 96.042.

Aggenbach, C.J.S. & M.H. Jalink (1997). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Deel 4: Plantengemeenschappen in hoogvenen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Bakker, J. (1989). Nature management by cutting and grazing. Kluwer, Dordrecht.

Bal, D. (1995). De toekenning van soorten aan natuurdoeltypen. Gorteria 21: 110-112.

Bal, D., H.M. Beij, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest (1995). Handboek natuurdoeltypen in nederland. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.

Boelens, I.J.E. (1984). Vegetatie-ontwikkelingen in het duingebied van Voorne in relatie tot het beheer. Een studie naar vegetatieveranderingen in het duingebied van Voorne in relatie tot het beheer. Intern rapport Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland.

Bornkamm, R. (1981). Rate of change in vegetation during secondary succession. Vegetatio 47: 213-230.

Bremer, P. (1997). Over de volledigheid van de inventarisatie van een kilometerhok. Gorteria 23: 144-154.

Centraal Bureau voor de Statistiek (1997). BioBase 1997, Register biodiversiteit. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg. CD-ROM.

Clausman, P.H.M.A, A.J. den held, L.M. Jalink & J. Runhaar (1987). Het vegetatie-onderzoek van de provincie Zuid-Holland. Deelrapport 2: Milieu-indicatie van vegetaties (TOEWIJS). Dienst Ruimte en Groen. provincie Zuid-Holland, Den Haag.

Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, afdeling Ecologie (1995). Handleiding ecologische kartering voor landinrichting. Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht.

Dirkse, G.M. & P.A. Slim (1990). Naar een methode voor het monitoren van vegetatieontwikkeling in het waddengebied. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, rapport nr. 90/5.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Pauliszen (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica. Erich Goltze, Göttingen, 2e editie.

Elzenga, C.L. & A.G. Evenden (1997, eds). Vegetation monitoring: an annotated bibliography. USDA, Forest Service, Ogden, USA. General Technical report INT-GTR-352.

Ferris-Kaan, R. & G.S. Patterson (1991). Monitoring vegetation changes in conservation management of forests. Forestry Commission Bulletin no. 108. Forestry Commission, London.

FLORON (1996). Handleiding voor het Totaalproject en Rode-Lijstproject. Landelijk bureau FLORON, Leiden,

Fuhlendorf, S.D. & F.E. Smeins (1996). Spatial scale influence on longterm temporal patterns of a semi-arid grassland. Landscape ecology 11: 107-113.

Geer, F.C. van & J.M.J. Gieske (1995). Standaard meetprotocol verdroging. Richtlijnen voor meetnetwontwerp en analyse van meetgegevens. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, rapport nr. 15.2. RIZA, Lelystad.

Graaf, A. de & L. Boogaart (1985). Hydrologisch en vegetatiekundig onderzoek in de Reuselse Moeren. Moller instituut, Tilburg/Staatsbosbeheer, Tilburg, rapport nr. 20-03-1986.

Heerden, A. van (1995). Floristische veranderingen in Zuid-Holland. Gorteria 21: 64-66.

Held, J.J den & A.J. den Held (1973). Beknopte handleiding voor vegetatiekundig onderzoek. Wetenschappelijke mededelingen KNNV, nr. 97. KNNV, Hoogwoud.

Helge, B. & T. Flintropp (1994). Arranging phytosociological tabels by species-relevé groups. Journal of Vegetation Science 5: 311-316.

Hennekens, S.M. (1995). TURBOVEG. Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens. Gebruikershandleiding. IBN-DLO/Giesen & Geurts.

Hope-Simpson, J.F. (1940). On the errors in the ordinary use of subjective frequency estimations in grasslands. Journal of Ecology 28: 193-209.

Hurlbert, S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological monographs 54: 187-211.

Jalink, M.H. & A.J.M. Jansen, bewerkt door M.J. Nooren (1995). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Deel 2: Grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Jalink, M.H., bewerkt door M.J. Nooren (1996). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring. Deel 3: Laagveenmoerassen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Kemmers, R.H, S.P.J. van Delft, P.C. Jansen & W.C. Knol (1994). Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot-Zandbrink. Evaluatie na twee jaar. Staring Centrum, Wageningen, rapport nr. 319.

Kemmers, R.H., J.M.J. Gieske, P. Veen & L.M.L. Zonneveld (1995). Standaard meetprotocol verdroging. Voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, rapport 15.1. RIZA, Lelystad.

Kemmers, R.H. (1996). Humsprofielen en bodemprocessen. Beoordeling van mogelijkheden voor wateraanvoer. Landschap 13:157-168.

Kenkel, N.C & J. Podani (1991). Plot size and estimation efficiency in plant community studies. Journal of Vegetation Science 2: 539-544.

Kershaw, E.D. (1973). Quantitative and dynamic plant ecology. Arnold, Londen, 2e editie.

Kruijne, A.A., D.M. de Vries & H. Mooi (1967). Bijdrage tot de ecologie van de Nederlandse graslandplanten. IBS, Wageningen, meded. nr. 338.

Lepš, J & V. Hadincová (1992). How reliable are our vegetation analyses? Journal of Vegetation Science 3:119-124.

Meijden, R. van der (1996). Heukels'flora van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen. 22e editie.

Meijden, R. van der, L. van Duuren & H. Duistermaat (1996). Standaardlijst van de Nederlandse flora 1996. Gorteria 22: 1-5.

Melman, Th.C.P., P.H.M.A. Clausman & H.A. Udo de Haes (1988). The testing of three indicator systems for trophic state in grasslands. Vegetatio 75: 143-152.

Molenaar, W.J., C.J.S. Aggenbach, A.J.M. Jansen & W.J.M.K Senden (1996). Monitoring verdrogingsprojecten Limburg. Monitoringsysteem de Groote Moost. KIWA-rapport KOA 96.044. KIWA, Nieuwegein.

Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg (1974). Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, New York.

Palmer, M.W. (1993). Potential biases in site and species selection for ecological monitoring. Environmental Monitoring and Assessment 26: 277-282.

Peppler, C. (1988). TAB. Ein Computerprogramm als Hilfe für die Pflanzenzoziologisceh Tabellenarbeit. Tuexenia 8: 393-406.

Podani, J. (1993). SYN-TAX-pc. Computer programs for for multivariate data analysis in ecologu and systematics. Version 5.0. Users Guide. Scientia Publ., Budapest.

Runhaar, J., Groen, C.L.G., R. van der Meijden & R.A.M. Stevers (1987). Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: 277-359.

Runhaar, J., M. van der Linden, H. Olff en M. van 't Zelfde (1993). Evaluatie van vegetatiegegevens in relatienotagebieden. CML report 94/DBL publicatie-nr 75. Centrum voor Milieukunde, Leiden.

Runhaar, J. & M. van 't Zelfde (1996a). Vergelijking ecotooptypen-natuurdoeltypen. CML rapport no. 128. Centrum voor Milieukunde, Leiden.

Runhaar, J. & M. van 't Zelfde (1996b). VEGTOOL_ALG versie 1.0. Handleiding voor het bepalen van het ecotooptype (ECOTYP) en van het aandeel van de ecologische soortengroepen (SGPRI). Centrum voor Milieukunde, Leiden.

Runhaar, J., J.P.M. Witte & P.H. Verburg (1997). Ground-water level, moisture supply, and vegetation in The Netherlands. Wetlands 17: 528-538.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhoff (1995a). De vegetatie van Nederland. Deel 1: Grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda en V. Westhoff (1995b). De vegetatie van Nederland. Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heide. Opulus Press, Uppsala/ Leiden.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en E.J. Weeda (1996). De vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala/ Leiden.

Schaminée, J.H.J. & A. Jansen (1998, eds). Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en naturontwikkeling. IKC-Natuurbeheer, Wageningen, rapport nr. 26.

Slootweg, R. & J. Rozendaal (1982). Onderzoek naar veranderingen in Zuidlimburgse hellingbossen en de mogelijkheden van principale komponenten analyse bij de beschrijving hiervan. Verslag doctoraalonderzoek. Rijksinstituut voor Natuurbeheer Leersum\Vakgroep Oecologie Rijksuniversiteit Leiden.

Stewart-Oaten, A., W.W. Murdoch & K.R. Parker (1986). Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? Ecology 67: 929-940.

Sykes, J.M., A.D. Horril & M.D. Mountford (1983). Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. Journal of Ecology 71: 437-450.

Tamis, W.L.M. & C.L.G. Groen (1996). Een floristisch meetnet voor de oevers van de zoete rijkswateren. RIZA-nota 96.010/ FLORON-rapport nr. 1. RIZA, Lelystad/FLORON, Leiden.

Tamis, W.L.M. & C.L.G. Groen (1997). Statistische analyse van de flora-gegevens van de duinen van Voorne. Intern rapport FLORON. Stichting FLORON, Leiden.

Tamis, W.L.M. & C.L.G. Groen (1997). Een aanzet tot een landelijk meetnet voor de flora. FLORON-rapport nr. 4. Stichting FLORON, Leiden.

Voet, H. van der & W.K.R.E van Wingerden (1996). Begrazingsexperimenten: hoe wel, hoe niet? Bosbouwvoorlichting 35: 103-105.

Vos, P., A.B.M. Orleans, E. Meelis & W.J. ter Keurs (1990). Natuur en milieumeetnetten voor het beleid. Deel 1. Hoofdrapport. Het ontwerpen van meetnetten. Rapport Milieubiologie & Instituut voor Theoretische Biologie, Rijksuniversiteit Leiden.

Vos, P., A.B.M. Orleans, E. Meelis & W.J. ter Keurs (1991). Meetnetten voor het natuur- en milieubeleid. Een systematiek voor opzet en gebruik. Landschap 8: 249-264.

Werkgroep evaluatie Slufter (1997). Evaluatie milieu effect rapportage 'Slufter' over de periode 1986 t/m 1996. Ministerie van Verkeer en waterstaat, directie Zuid-Holland\Gemeentewerken Rotterdam.

Westhoff, V. & A.J. Den Held (1975). Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme & Cie, Zutphen. 2e editie.

Wiertz, J., J. van Dijk & J.B. Latour (1992). De MOVE-vegetatiemodule: de kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout. IBN, Wageningen, rapport no. 92-4/ RIVM, Bilthoven, rapport 711901006.

Williams, E.D. (1978). Botanical composition of the Park Grass Plots at Rothamsted 1856-1976. Rothmasted Experimental Station, Harpenden.

BIJLAGEN

BIJLAGE I CASE-STUDY 'DE VEENKAMPEN'

I Beschrijving van het onderzoeksgebied de Veenkampen

Algemeen
Het onderzoeksgebied 'De Veenkampen' is een graslandcomplex dat ten noordwesten van Wageningen in de Gelderse Vallei ligt. Oorspronkelijk was de omgeving van het gebied erg nat en kwamen er op de kleiige veengronden zogenaamde blauwgraslanden voor. Na een periode waarin de ontwatering sterk is verbeterd ten behoeve van een grotere grasproduktie is in 1985 een onderzoek gestart naar de regeneratie van blauwgraslanden. Daartoe is het 13 ha grote gebied in vijf compartimenten opgedeeld waarin met behulp van nortonputten en stuwtjes verschillende grondwaterregimes kunnen worden gerealiseerd. In één perceel is de waterhuishouding aan die van de agrarische omgeving gekoppeld. Binnen de percelen liggen veldjes die een oppervlakte hebben van 10 x 15 m en waar verschillende beheersvormen worden toegepast. Dit onderzoek richt zich op de veldjes in drie percelen waar verschraling wordt nagestreefd door tweemaal per jaar te maaien en het maaisel af te voeren. Per perceel wordt in vijf veldjes het maaibeheer toegepast. In tabel I wordt een overzicht gegeven van de grondwaterstanden in de drie percelen.

Tabel I *Overzicht van de beoogde grondwaterstand in de onderzoekspercelen in de Veenkampen in cm beneden maaiveld*

	winter	voorjaar	zomer	
perceel 1	0	10-20	20-30	
perceel 3	0	0-10	20-30	
perceel 5	10-20	30-40	70-90	als de omgeving

Vanaf 1987 wordt de vegetatie jaarlijks in mei waargenomen volgens de frequentiemethode. Hierbij worden in 5 herhalingen 20 steken met een oppervlakte van 0,25 dm^2 binnen 100 m^2 van ieder proefveld genomen waarna wordt nagegaan welke soorten er in voorkomen. Omdat bij het gebruik van de frequentiemethode niet alle soorten die voorkomen ook werkelijk worden geregistreerd, wordt voor ieder veldje ook een soortenlijst opgesteld. Als maat voor de bedekking van een soort wordt het aantal frequentiemonsters waarin die soort voorkomt vermenigvuldigd met 4. Als een soort alleen op de soortenlijst voorkomt wordt 2 als waarde aangehouden. De gegevens die voor het onderzoek in beschouwing genomen worden beslaan de periode 1987-1996.

De vegetatie in de percelen wordt vergeleken met de ontwikkelingen in veldjes die in 1985 zijn afgeplagd. In ieder perceel ligt één afgeplagd veldje met een oppervlakte van 375 m^2.

Ontwikkelingen in de vegetatie
In het natste perceel (3) zijn de vochtindicerende soorten als *Alopecurus geniculatus, Ranunculus repens, Cardamine pratensis* en *Agrostis stolonifera* sterk toegenomen. Nieuwe soorten zijn onder andere *Anthoxanthum odoratum, Carex acuta en Glyceria fluitans*. In de eerste jaren zijn de veranderingen het grootst geweest, maar in de loop van de

onderzoeksperiode zijn de verschuivingen minder grillig. Per saldo zijn er een kleine 20 soorten gedurende de hele onderzoeksperiode aangetroffen en hebben zich ruim 10 nieuwe soorten permanent gevestigd. Een even groot aantal is verdwenen, al dan niet na een incidentele waarneming. Onder de verdwenen soorten bevinden zich *Circium arvense* en *Stellaria media*, soorten uit een voedselrijk milieu.
Tussen de veldjes zijn er soms aanzienlijke verschillen. Dat geldt ook voor het natte perceel (1), waardoor het onderscheid met de veldjes van het natste perceel (3) niet altijd even duidelijk is. Over het algemeen is de toename van vochtindicerende soorten minder sterk, maar er is wel een sterke opkomst van *Juncus sp.* te zien.

In het perceel (5) waar de waterhuishouding blijvend op de omgeving is afgestemd, zijn ook veranderingen opgetreden, maar deze vertonen minder overeenkomst met die uit de nattere percelen. Het aantal constante soorten is betrekkelijk groot. De veranderingen manifesteren zich vooral in de bedekking van verschillende soorten. Zo is de bedekking van *Trifolium repens, Alopecurus pratensis* en *Rumex acetosa* sterk toegenomen, terwijl de bedekking van soorten als *Bromus hordeaceus, Elymus repens, Lolium perenne* en *Taraxacum sp.* sterk is afgenomen. In eerste instantie lijken de veranderingen toe te schrijven aan het stringente beheer van twee keer maaien en afvoeren.

In de drie percelen zijn ook veldjes afgeplagd. Deze kunnen als referentie worden beschouwd voor de ontwikkelingen in de onderzoekspercelen wanneer door verschraling de bovengrond tot een vergelijkbaar niveau is verarmd. De samenstelling van de drie afgeplagde de veldjes is echter nog instabiel door het grote aantal incidenteel aangetroffen soorten waardoor nog geen vergaande conclusies getrokken kunnen worden. In de drie veldjes zijn al wel de meeste soorten aangetroffen, waaronder relatief veel soorten van natte schraalgraslanden. Opvallend is, dat ook op het droge perceel ook een soortenrijke, schrale vegetatie met vochtminnende soorten is ontstaan.

2 Doel van het onderzoek

Als gevolg van de nattere omstandigheden treden wijzigingen in de vegetatie op. Het doel van dit onderzoek is om na te gaan hoe snel een vegetatie reageert op vernattingsmaatregelen en hoe groot de random jaarfluctuaties zijn ten opzichte van trendmatige veranderingen. Random jaarfluctuaties hangen vooral samen met verschillen in weersomstandigheden. Trendmatige veranderingen zijn het gevolg van de ingreep.

Het onderzoek moet ook antwoord geven op de vraag hoe het onderscheidend vermogen tussen random jaarfluctuaties en trend verschilt per interpretatiemethode. Daarbij wordt gekeken naar het aandeel doelsoorten van vegetatiedoeltypen en de wijze waarop de indicatie voor vocht wordt berekend. Verder wordt nagegaan in hoeverre het onderscheidend vermogen wordt beïnvloed door de volledigheid van de inventarisatiegegevens. Gekeken wordt naar het effect van wel of niet meenemen van bedekkingen bij berekening van de vochtindictie en van het weglaten van soorten.

3 Methode

3.1 Onderzochte parameters

In dit variantie-onderzoek is niet gekeken naar veranderingen in het voorkomen van afzonderlijke plantensoorten, omdat de anti-verdrogingsprojecten zelden gericht zullen zijn op de bescherming van één soort. In plaats daarvan is gekeken naar het voorkomen van groepen soorten die kenmerkend zijn voor het nagetsreefde doeltype, natte schraallanden en hooilanden. Verder is gekeken naar de vochtindicatie van de vegetatie. Er worden twee maten voor vochtindicatie gehanteerd:
- Vochtgetallen volgens Ellenberg
- Aandeel natte soorten

ad. 1 Score van doelsoorten
Aansluitend op de meetdoelstelling waarbij monitoring gebruikt wordt om de effectiviteit van een maatregel te controleren is gekeken naar de doelsoorten van het beoogde vegetatietype. Voor de Veenkampen worden twee vegetatiedoeltypen onderscheiden, een nauw omgrensd type 'natte soortenrijke schraalgraslanden' en een ruimer omgrensd type 'natte schraalgraslanden en hooilanden'.
Er is gebruik gemaakt van de indeling in ecologische soortengroepen door Runhaar et al. (1987) om te bepalen welke soorten hiervoor kenmerkend zijn. In tabel 2 staan de ecologische soortengroepen die bij deze doeltypen horen.

Tabel 2 Doeltypen en bijbehorende ecologische soortengroepen voor de Veenkampen

DOELTYPE	Ecologische soortengroepen [1]	Omschrijving soortengroepen
Natte soortenrijke schraalgraslanden	P22, P23, G22, G23	Soorten van korte vegetaties op natte, voedselarme, zwak zure tot basische bodem
Natte schraalgraslanden en hooilanden	P21, P22, P23, G21, G22, G23, P27, G27, R27	Soorten van korte vegetaties op natte, voedselarme tot matig voedselrijke bodem

1) P = pioniervegetatie; G = graslandvegetatie; 21 = natte, voedselarme, zure bodem; 22 = natte, voedselarme, zwak zure bodem; 23 = natte, voedselarme, basische bodem; 27 = natte, matig voedselrijke bodem

Omdat soorten, afhankelijk van hun ecologische amplitudo, in meerdere ecologische soortengroepen kunnen zijn ingedeeld, is gebruik gemaakt van de weegwaarden-methode zoals die ook bij de interpretatie van streeplijstgegevens is gebruikt (Witte en Van der Meijden, 1995; Tamis en Groen, 1997). Aan elke soort is een weegwaarde toegekend die afhankelijk is van het doeltype en de ecologische soortengroepen waarbij de soort is ingedeeld. Als voorbeeld wordt in tabel 3 aangegeven wat de weegwaarde voor van een aantal soorten voor de doeltypen natte soortenrijke schraalgraslanden en natte schraalgraslanden en hooilanden zijn. Van de soorten uit de tabel is *Parnassia palustris* een soort die kenmerkend is voor natte, soortenrijke schraalgraslanden, terwijl *Lychnis flos-cuculi* in wat voedselrijke graslanden voorkomt. *Carex panicea* kan ook in wat minder natte graslanden voorkomen en heeft daarom een lagere weegwaarde. Het aandeel doelsoorten is be-

Tabel 3 Voorbeeld van de weegwaarden van soorten in afhankelijkheid van de ecologische soortengroepen en de vegetatiedoeltypen

SOORT	Ecologische soortengroepen	Doeltype: Natte soortenrijke graslanden	Doeltype: Natte schraal schraalgraslanden en hooilanden
Parnassia palustris	G22, G23	1.0	1.0
Carex panicea	G22, G42	0.5	0.5
Anthoxanthum odoratum	G22,G27,G42, G47,G62,G67	0.17	0.33
Lychnis flos-cuculi	G27	0.0	1.0

rekend als de som van de weegwaarden van de binnen een proefvlak voorkomende soorten.

ad.2 Vochtgetal volgens Ellenberg
Aansluitend op de meetdoelstelling waarbij monitoring een signalerende functie voor de standplaats-conditie heeft, wordt de soortsinformatie omgezet in indicatiegetal voor vocht. Hiervoor worden de indicatiewaarden gebruikt die Ellenberg (1979) aan plantensoorten heeft toegekend. De gehanteerde schaal loopt van 1 (xerofyten) tot 12 (hygrofyten). Veel soorten uit het natte schraalgraslandmilieu hebben indicatiewaarden tussen de 5 en 9. Per opname wordt het gemiddelde vochtgetal berekend. Verder wordt door rekening te houden met de bedekkingsfrequentie ook het gewogen gemiddelde vochtgetal bepaald. Hiertoe worden de frequentie van de verschillende soorten omgerekend tot relatieve bedekkingen die als weegfactor dienen.

ad.3 Aandeel natte soorten
Voor de signalerende functie van vegetatiemonitoring kan de soortsinformatie worden omgezet in het bedekkingsaandeel van natte soorten in de vegetatie. Daartoe zijn op basis van de indeling in ecologische soortengroepen de soorten ingedeeld in vochtgroepen (tabel 4).

Het aandeel van de vochtgroepen in de vegetatie wordt berekend met het programma VEGTOOL (Runhaar en van 't Zelfde, 1996). Hieruit is het aandeel natte soorten berekend door het aandeel van groep 1 te delen door de som van de aandelen van de groepen 1, 3,

Tabel 4 Vochtgroepen en vochttoestand van plantensoorten volgens de indeling in ecologische soortengroepen (Runhaar et al., 1987)

Vochtgroep	Vochttoestand
1	soorten van natte standplaatsen (hygrofyten)
2	soorten van natte tot vochtige standplaatsen (facultatieve hygrofyten)
3	soorten van vochtige standplaatsen (mesofyten)
4	soorten van vochtige tot droge standplaatsen (facultatieve xerofyten)
5	soorten van droge standplaatsen (xerofyten)
6	soorten van natte tot droge standplaatsen (indifferente soorten)

4, 5 en 6 Soorten die op natte én vochtige standplaatsen voorkomen (groep 2) zijn buiten beschouwing gelaten omdat ze weinig indicatief zijn voor de vochttoestand en het aandeel van deze 'tolerante' soorten nogal door het toeval wordt bepaald. Weglaten van deze soorten leidt tot een betere correlatie met grondwaterstanden (Runhaar et al., 1997).

Behalve het relatieve aantal natte soorten wordt ook het bedekkingsaandeel natte soorten berekend. De bedekkingsfrequenties van de verschillende soorten worden evenals bij de Ellenberggetallen omgerekend tot relatieve bedekkingen die als weegfactor dienen.

3.2 Volledigheid van de inventarisatiegegevens

De vegetatie-opnamen bevatten in principe alle soorten die in de veldjes voorkomen, ook moeilijk herkenbare soorten en soorten met een geringe bedekking. Om te zien in hoeverre de resultaten beïnvloed worden door de (on)volledigheid is het aantal soorten per opname beperkt. Hiervoor zijn drie methoden gebruikt:

- Alleen soorten die als indicatief worden beschouwd voor verandering van milieu-omstandigheden worden in beschouwing genomen. In dit geval zijn indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen en in laagveenmoerassen geselecteerd. De geselecteerde soorten komen voor op een lijst van in totaal 207 soorten die uit onderzoeksrapporten van het Kiwa (Jalink en Jansen, 1996 en Jalink, 1996) zijn overgenomen.
- Alleen soorten die een grote oppervlakte bedekken. Voor het onderzoek is gekozen voor soorten die in minimaal 25 % van de frequentiemonsters voorkomen.
- Alleen een aantal soorten die willekeurig gekozen zijn. Om aan dit subjectieve onderdeel vorm te geven zijn alleen de soorten geselecteerd die in een gehalveerde lijst van de Nederlandse flora voorkomen. De lijst is samengesteld door om de andere soort er één te verwijderen

3.3 Variantie-analyse

Het statistische model waarmee wordt nagegaan in welke mate de vochtindicatie trendmatig verandert ten opzichte van de random jaarfluctuaties hoeft geen rekening te houden met de uitgangssituatie. In 1987 was het nieuwe hydrologische regime al ingevoerd, zodat aangenomen is dat een eventuele trend al bij de eerste vegetatie-opname was ingezet.

Er is voor een model gekozen waarbij per perceel voor ieder van de 5 veldjes met regressie-analyse de variatie tussen de jaren is opgesplitst in een systematisch deel en random fluctuaties tussen jaren. Het opsplitsen van systematische en random jaarvariatie kan op verschillende manieren:

- volgens een lineair model
- volgens een exponentieel model
- volgens een tweedegraads spline

Bij voorbaat kan niet voor één van de regressiemodellen worden gekozen. Weliswaar wordt op langere termijn een exponentieel verband verwacht, een snelle toename gevolgd door afvlakking, maar op korte termijn zou het verband ook goed met een lineair model

beschreven kunnen worden. Omdat de uitkomsten onderling vergelijkbaar moeten zijn kan niet per situatie het beste model gekozen worden. Het aantal vrijheidsgraden voor het lineaire model bedraagt één en voor de beide andere modellen bij 10 meetjaren twee. Daarom is gekozen voor één model, de tweedegraads spline, waarbij bij voorbaat geen aannamen gedaan hoeven te worden over het type verband. Een spline is flexibeler is dan een exponentiële curve. Het is een gladde curve opgebouwd uit stuksgewijze polynomen (Genstat 5 Committee, 1987).

Om een maat te hebben voor het onderscheidend vermogen wordt gebruik gemaakt van de F-ratio, die weergeeft hoe groot de variatie ten gevolge van trendmatige verandering tussen jaren (het effect van de vernatting) zich verhoudt tot de variatie als gevolg van de random jaarfluctuaties (effecten van natte en droge jaren).

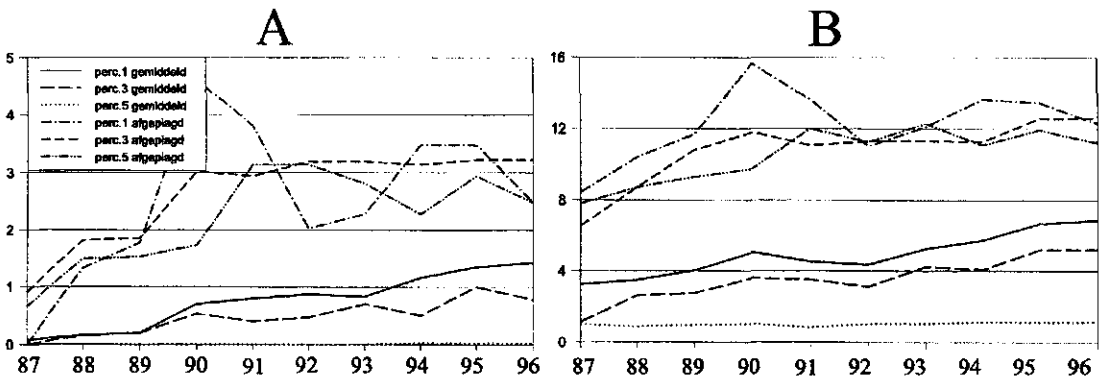
4 Resultaten

4.1 Maat voor de vochtindicatie

Score van doelsoorten van vegetatiedoeltypen
In figuur 1 staan het verloop van de aandelen doelsoorten van de vegetatietypen natte soortenrijke schraalgraslanden (A) en natte schraalgraslanden en hooilanden (B). Weergegeven is het gemiddelde verloop per perceel, wat is gebaseerd op de resultaten van de vijf veldjes. Ter illustratie zijn ook de resultaten van de afgeplagde veldjes opgenomen. Hiervan is één veldje per perceel beschikbaar. Het aandeel doelsoorten van natte, soortenrijke graslanden is laag, maar laat voor de niet-afgeplagde veldjes in de natte percelen (1 en 3) een gestage toename zien, waarbij het natste perceel (3) wat achterblijft bij het natte perceel (1). In het droge perceel (5) is de bedekking met doelsoorten nihil en treedt conform de verwachting geen verandering op. Het verloop van het aandeel van de doelsoorten in de afgeplagde veldjes is ongelijkmatig omdat er één veldje beschikbaar was en de ontwikkeling in vegetatie instabiel verloopt. Wel is duidelijk dat het aandeel in de beginfase sterk is toegenomen, waarna het rond de waarde 3 lijkt te stabiliseren. Naar verwachting zullen de aandelen van de wel en niet afgeplagde veldjes van de verschillende percelen convergeren. De waarde van opnamen van goed ontwikkelde schraallanden ligt rond de 8. Dit percentage is hier voorlopig nog niet aan de orde. Opvallend is dat in het droge perceel (5) op de geplagde vlakken net zoveel kenmerkende schraalgraslandsoorten voorkomen als op het vochtige perceel. De oorzaak hiervoor is waarschijnlijk dat deze soorten goed vertegenwoordigd zijn in de zaadbank. Ook kan het afplaggen hebben geleid tot lokale vernatting door verlaging van het maaiveld en stagnatie van regenwater.

De ontwikkelingen van de aandelen doelsoorten van natte schraalgraslanden en hooilanden (fig. 1B) zijn vergelijkbaar met die van de natte soortenrijke schraalgraslanden. Omdat dit type ruimer is omgrensd, is het aandeel doelsoorten hoger. De waarde in een goed ontwikkeld doeltype ligt met ongeveer 17 echter nog aanzienlijk hoger.

Het onderscheid tussen trend en jaarfluctuaties wordt weergegeven door de F-ratio. Deze zijn voor de afzonderlijke veldjes berekend omdat in de praktijk vaak ook maar één plek per gebiedje wordt gemonitord. De resultaten voor beide vegetatiedoeltypen staan in tabel 5. Vanaf een F-ratio van ongeveer 3.5 is het verschil tussen trend en fluctuaties significant.



Figuur I Het aandeel doelsoorten (gesommeerde scores) in de vegetatie-opnamen voor de doeltypen: A natte soortenrijke schraalgraslanden, B natte schraalgraslanden en hooilanden

Voor doeltype A is dat bij alle veldjes in de percelen 1 en 3 het geval. Voor perceel 1 is de gemiddelde waarde het hoogst terwijl ook de spreiding tussen de percelen klein is. In perceel 3 is de toename van het aandeel soorten van doeltype B duidelijker dan voor doeltype A. Voor perceel 5, waar volgens figuur 1 voor beide doeltypen geen trend aanwezig is blijkt bij beschouwing van de afzonderlijke veldjes dat in enkele gevallen wel een significante trend optreedt. Door de middeling van de gegevens van de 5 veldjes is dit in de figuur niet zichtbaar.

Tabel 5 F-ratio's voor het aandeel doelsoorten voor de vegetatiedoeltypen natte, soortenrijke schraalgraslanden (A) en natte schraallanden en hooilanden (B)

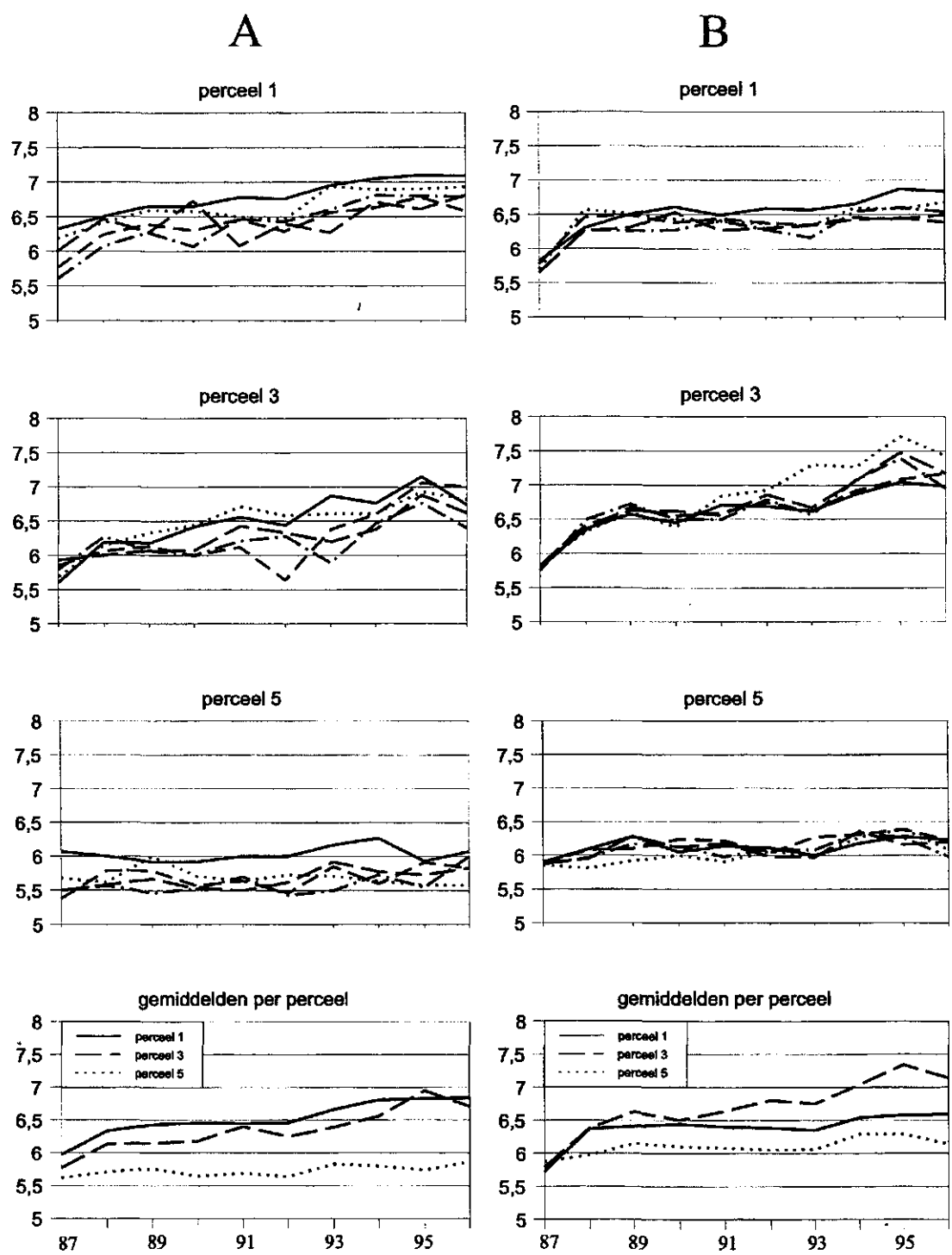
	doeltype A			doeltype B		
	perceel 1	perceel 3	perceel 5	perceel 1	perceel 3	perceel 5
veldje 1	33.0	4.7	*	24.8	11.9	16.4
veldje 2	13.7	4.4	16.0	12.6	8.5	10.4
veldje 3	16.0	26.4	*	5.4	59.0	0.3
veldje 4	39.7	5.7	*	64.5	17.1	0.7
veldje 5	26.5	18.1	*	9.2	14.5	1.0

* onvoldoende gegevens

Vochtgetallen volgens Ellenberg

De vochtindicatie is per opname berekend als gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetal. In figuur 2 zijn de resultaten per perceel en als gemiddelden van de percelen weergegeven. De gemiddelde vochtindicatie neemt in de percelen 1 en 3 toe. In perceel 5 lijkt vanaf 1992 ook een geringe toename waarneembaar. De spreiding tussen de veldjes bedraagt per jaar 0,5 of meer.

De spreiding in bundels met de gewogen gemiddelde vochtindicaties per perceel is wat kleiner dan van de gemiddelden. De resultaten worden gedomineerd door een beperkt aantal soorten met een grote bedekking. Opvallend is dat in perceel 1 na een aanvankelijke toename de vochtindicatie nauwelijks meer toeneemt. In perceel 3 zet de toename wel door.



Figuur 2 Gemiddelde (A) en gewogen gemiddelde (B) vochtgetallen volgens Ellenberg van de vegetatie-opnamen

zien dat in de percelen 1 en 3 de gemiddelden over het algemeen lager zijn dan de gewogen gemiddelden, wat inhoudt dat de nattere soorten een relatief grotere bedekking hebben. De gemiddelde vochtindicatie van de percelen 1 en 3 verschillen weinig, maar het gewogen gemiddelde van het natste perceel (3) laat een grotere toename zien. De fluctuaties tussen

Tabel 6 F-ratio's voor de vochtgetallen volgens Ellenberg

	gemiddelde			gewogen gemiddelde		
	perceel 1	perceel 3	perceel 5	perceel 1	perceel 3	perceel 5
veldje 1	96.0	20.9	1.4	19.5	21.2	2.5
veldje 2	3.0	12.0	5.0	6.4	17.6	1.8
veldje 3	14.1	31.3	1.7	3.6	42.9	7.1
veldje 4	33.6	3.4	3.8	7.3	8.4	2.3
veldje 5	12.9	14.0	1.6	3.8	22.8	6.9

de jaren zijn in perceel 3 betrekkelijk groot, maar deze zijn gedeeltelijk toe te schrijven aan weersinvloeden. Zo hangt de afname van de vochtindicatie in '96 samen met de droogte in het zes maanden voorafgaand aan de laatste opname. De jaren '87 en '88 en de periode '92-'94 waren met een jaarlijks neerslagoverschot van circa 400 mm relatief nat. Binnen deze perioden neemt de indicatiewaarde toe, maar van een duidelijke relatie is geen sprake.

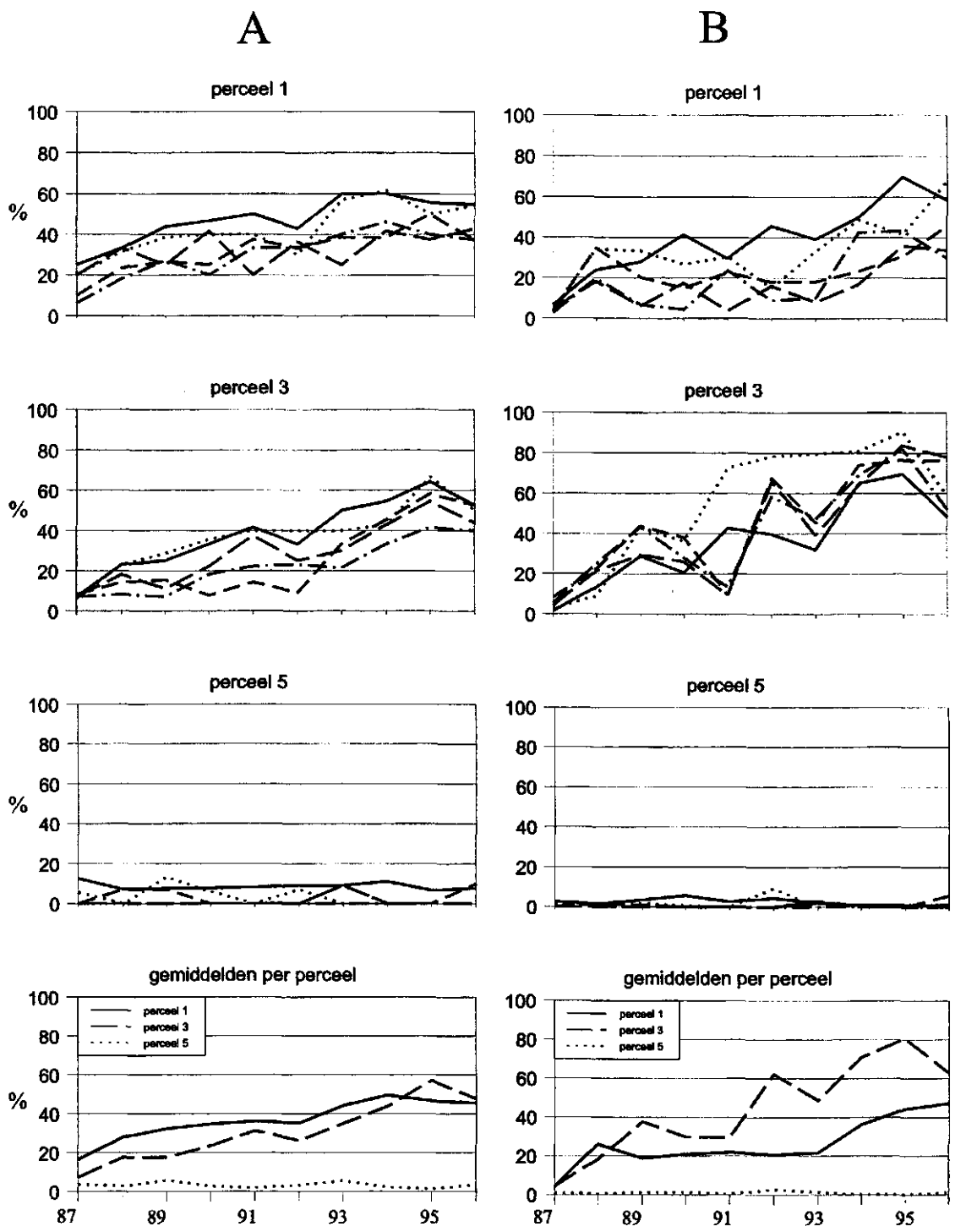
De F-ratio's die het onderscheid tussen trend en jaarfluctuaties weergegeven staan voor de afzonderlijke veldje in tabel 6. In bijna alle veldjes die vernat zijn is een significante trend aangetoond. Anderzijds is er ook bij enkele veldjes in het niet vernatte perceel 5 (veldjes 3 en 5) een significante trend aanwezig. De ratio's voor de gemiddelde Ellenberggetallen van perceel 1 zijn hoger dan van perceel 3, terwijl voor perceel 3 het omgekeerde het geval is. Dit strookt met de opmerkingen die bij fig. 2 gemaakt zijn. Voor het natte perceel (1) neemt verhoudingsgewijs het aantal soorten met een hoog Ellenberggetal toe, terwijl bij het natste perceel (3) vooral de bedekking van een beperkter aantal soorten met een hoog Ellenberggetal toeneemt.

Presentie- en bedekkingsaandeel van natte soorten

In figuur 3 zijn de presentie en het bedekkingsaandeel van natte soorten weergegeven. In de percelen 1 en 3 neemt de presentie en de bedekking van natte soorten toe. Volgens de empirisch vastgestelde relatie tussen gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand en het aandeel natte soorten (Runhaar et al., 1997) is voor perceel 1 een presentie 65 % natte soorten en voor perceel 3 een presentie van 80 % in een evenwichtssituatie te verwachten. Na 10 jaar lijkt dit niveau al bij benadering te zijn bereikt.

In perceel 1 is de presentie van natte soorten lange tijd groter geweest dan in perceel 3. Met de bedekking is het omgekeerde het geval. In perceel 1 vlakt de presentie vanaf '93 af terwijl de bedekking dan juist de grootste toename te zien geeft. In perceel 3 neemt de bedekking sterker toe dan de presentie van natte soorten. De grote spreiding en fluctuaties zijn voor een belangrijk deel het gevolg van het geringe aantal natte soorten dat in de opnamen voorkomt. Opvallend is dat in perceel 5 vrijwel geen natte soorten voorkomen. Volgens de verwachting is geen (vernattings-)trend waarneembaar.

De F-ratio's staan in tabel 7. De gemiddelde presentie van natte soorten van de vernatte percelen laten over het algemeen een duidelijker trend zien dan wanneer ook de bedekking wordt meegerekend. De F-ratio's voor het natste perceel zijn het grootst. Voor het gemiddelde aandeel voor perceel 5 is in geen van de veldjes de trend significant van de fluctuaties te onderscheiden (F-ratio > 3.5). Voor de gemiddelde gewogen bedekking is dat in één van de veldjes wel het geval.



Figuur 3 Relatieve presentie (A) en bedekking (B) van 'natte'soorten in de opnamen.

4.2 Volledigheid van de inventarisatiegegevens

De berekeningen voor de gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetallen en voor de presentie en bedekking van natte soorten zijn op dezelfde wijze als voor alle soorten is gedaan ook uitgevoerd voor de indicatorsoorten die in de opnamen voorkomen, voor al-

Tabel 7 F-ratio's voor de presentie van natte soorten

	gemiddelde			gewogen gemiddelde		
	perceel 1	perceel 3	perceel 5	perceel 1	perceel 3	perceel 5
veldje 1	20.7	31.8	1.3	20.1	13.3	4.0
veldje 2	2.1	16.1	0.8	6.9	12.8	0.8
veldje 3	8.6	18.6	1.6	7.3	27.4	0.7
veldje 4	25.2	46.2	*	4.6	6.7	*
veldje 5	17.6	25.5	0.6	3.9	8.6	2.2

* onvoldoende gegevens

Tabel 8 Soortenlijst van de gebruikte vegetatie-opnamen en de soorten die voor de verschillende inventarisatiemethoden meetellen

Soort	KI 1)	25% 2)	HF 3)	Ellen-berg	natte soort	Soort	KI 1)	25% 2)	HF 3)	Ellen-berg	natte soort
Achillea ptarmica			H	X	X	Lamium purpureum			H	X	
Agrostis stolonifera		B				Lotus uliginosus	K			X	X
Ajuga reptans				X		Lychnis flos-cuculi	K		H	X	X
Alisma plantago-aquatica				X	X	Lythrum salicaria	K			X	X
Alopecurus geniculatus				X	X	Matricaria recutita					
Alopecurus pratensis		B		X		Mentha arvensis				X	
Anthoxanthum odoratum	K					Myosotis arvensis			H	X	
Anthriscus sylvestris				X		Myosotis laxa ssp.ces	K			X	X
Arrhenatherum elatius				X		Phalaris arundinacea	K			X	X
Capsella bursa-pastoris			H	X		Phleum pratense ssp.pr				X	
Cardamine hirsuta				X		Plantago lanceolata	K				
Cardamine pratensis	K	B		X		Plantago major ssp.maj			H	X	
Carex acuta				X	X	Poa annua				X	
Carex nigra	K			X		Poa pratensis				X	
Carex ovalis				X		Poa trivialis		B	H	X	
Carex panicea				X		Polygonum amphibium			H	X	
Cerastium fontanum subsp.				X		Polygonum aviculare				X	
Cirsium arvense						Polygonum hydropiper	K			X	X
Cirsium palustre	K			X	X	Polygonum persicaria			H	X	
Dactylis glomerata				X		Ranunculus acris	K		H		
Elymus repens		B	H			Ranunculus flammula	K		H	X	X
Epilobium hirsutum	K			X		Ranunculus repens	K	B	H	X	
Epilobium palustre			H	X	X	Ranunculus sceleratus			H	X	X
Equisetum palustre				X	X	Rorippa palustris				X	
Erigeron canadensis			H	X		Rumex acetosa	K	B			
Festuca arundinacea	K			X		Rumex crispus			H	X	
Festuca pratensis			H	X		Rumex obtusifolius	K			X	
Galium uliginosum				X	X	Senecio vulgaris			H	X	
Glechoma hederacea	K		H	X		Stellaria media			H		
Glyceria fluitans			H	X	X	Thalictrum flavum	K			X	X
Holcus lanatus	K	B		X		Trifolium pratense					
Hordeum secalinum				X		Trifolium repens			H	X	
Hypericum dubium				X		Typha latifolia	K		H	X	X
Hypericum quadrangulum				X	X	Veronica arvensis				X	
Juncus acutiflorus				X	X	Veronica chamaedrys				X	
Juncus articulatus			H	X	X	Veronica serpyllifolia				X	
Juncus conglomeratus	K		H	X		Vicia cracca				X	
Juncus effusus				X	X	Agrostis canina	K			X	X
Leontodon autumnalis	K			X		Bromus hordeaceus			H		
Lolium perenne	K		H	X		Galium palustre			H	X	X
Taraxacum officinale s.s.				X							
						Totaal aantal:	81	26	8	29	71	25

1) KI : Kiwa-indicatorsoorten 2) 25%: Bedekking > 25% in een veldje in perceel 1 in 1990 3) HF : Helft floralijst

leen soorten die meer dan in 25 % van de frequentiemonsters voorkomen en voor een gereduceerd aantal soorten. Deze methoden worden verder aangeduid met *Kiwa-indicatoren, Bedekking > 25%* en *Helft floralijst.*

In de soortenlijst (tabel 8) is aangegeven welke soorten bij de verschillende methoden worden meegerekend. Voor *Bedekking > 25%* is als voorbeeld de opname van één veldje van perceel 1 in 1990 genomen omdat dit per veldje en per jaar kan verschillen. In de tabel is ook aangegeven welke soorten Ellenberggetal hebben en welke soorten volgens het ecotopensysteem tot de natte soorten horen. De totale soortenlijst telt 81 soorten, maar in de afzonderlijke opnamen komen 15 tot 33 soorten voor. Het aantal soorten waarop de berekeningen zijn gebaseerd zal dus min of meer een evenredig aantal kleiner zijn.

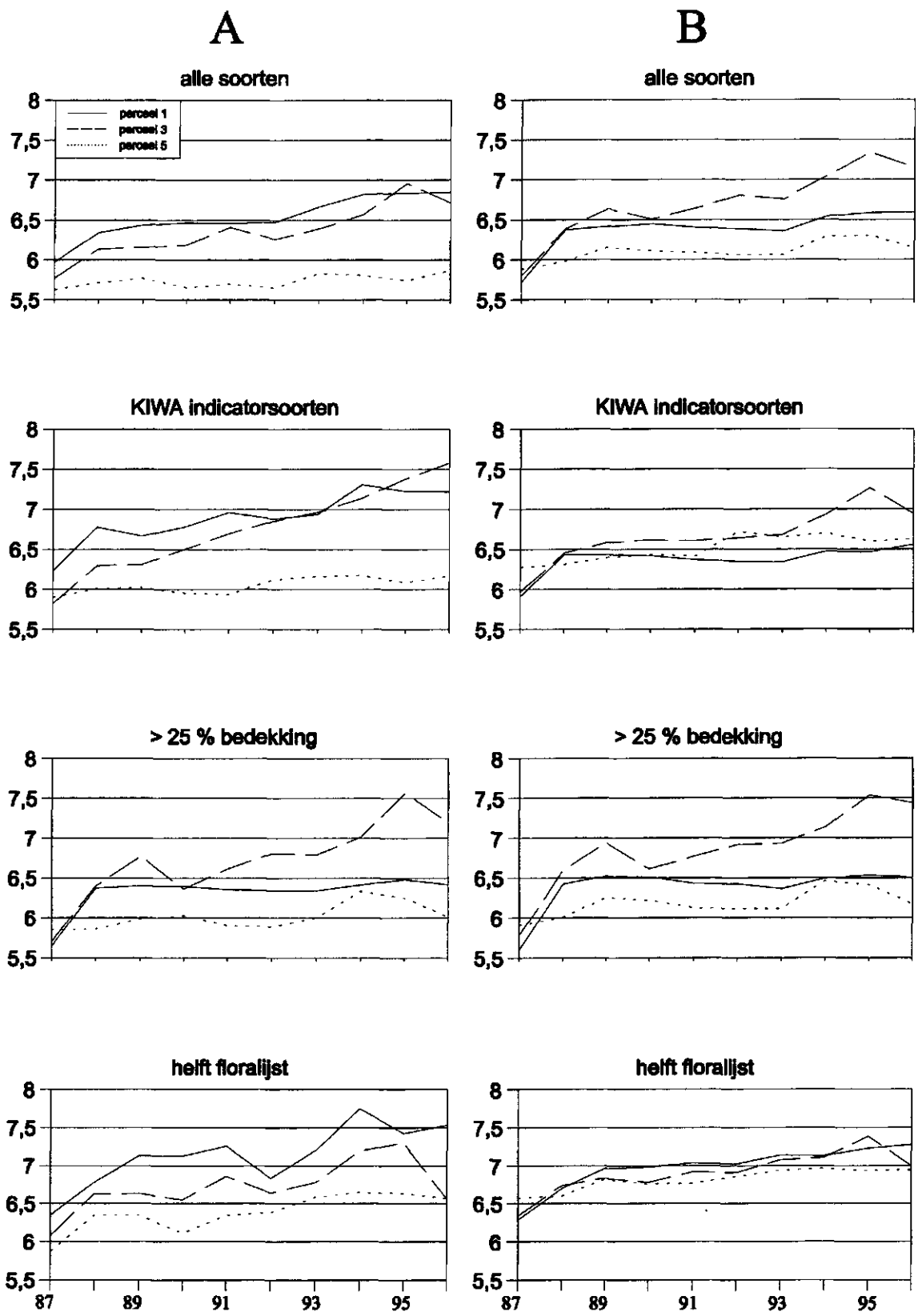
Het verloop van de gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetallen per veldje vertoont grote fluctuaties voor *Bedekking > 25%* en *Helft floralijst.* Het kleine aantal soorten dat meetelt, maakt dat kleine veranderingen grote gevolgen kunnen hebben. Voor de presentie en bedekking van natte soorten geldt dat in sterkere mate. De vernattingstendens blijft voor de veldjes in de percelen 1 en 3 aanwezig, maar zoals uit figuur 4 blijkt, waarin het gemiddelde verloop van de Ellenberggetallen per perceel staat afgebeeld, zijn er ook verschillen tussen de inventarisatiemethoden. In vergelijking met de gemiddelden die gebaseerd zijn op alle soorten (fig. 2) leveren de *Kiwa-indcatoren* een vergelijkbaar beeld op, maar stijgen de gemiddelde Ellenberggetallen tot hogere waarden. Opvallend is dat de indicatiewaarde van het droge perceel (5), zowel als gemiddelde en als gewogen gemiddelde, op een beduidend hoger niveau ligt. Bij de methode *Bedekking > 25%* zijn de verschillen tussen gemiddelde en gewogen gemiddelde klein en komen overeen met de gewogen gemiddelden van *Alle soorten* en *Kiwa-indicatoren.* De methode *Helft floralijst* levert het meest afwijkende beeld op.

In figuur 5 zijn de presentie en bedekking van het aantal natte en natte tot vochtige soorten voor de verschillende inventarisatiemethoden weergegeven als gemiddelde per perceel. Het geringe aantal natte soorten maakt dat ook het verloop van de gemiddelde aandelen

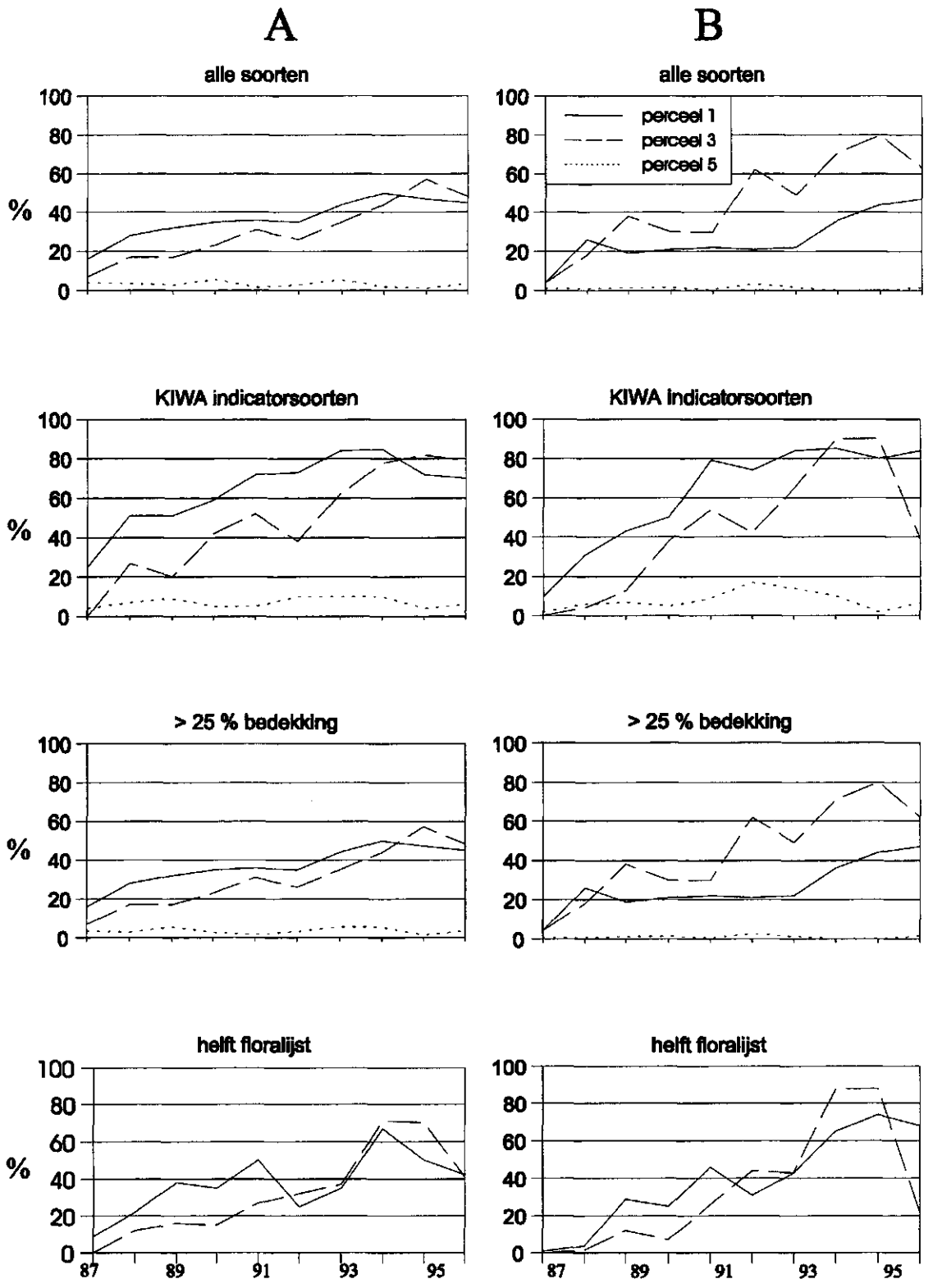
Tabel 9 Mediane F-ratio's voor de gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetallen en de presentie en bedekking van natte soorten van de 5 veldjes per perceel. Tussen haakjes staat de laagste ratio.

	Ellenberg vochtindicatie				natte soorten			
	gemiddelde		gew.gemiddelde		presentie		bedekking	
Kiwa indicatoren								
perceel 1	14.3	(3.1)	7.0	(0.6)	11.3	(5.2)	16.8	(3.9)
perceel 3	76.0	(26.4)	8.9	(5.9)	16.3	(5.3)	7.0	(5.4)
perceel 5	2.8	(0.5)	3.5	(1.7)	*	(*)	*	(*)
Bedekking > 25 freq %								
perceel 1	3.5	(1.0)	5.1	(1.6)	4.3	(1.1)	3.7	(1.1)
perceel 3	10.3	(2.2)	11.1	(3.8)	6.2	(0.6)	6.4	(0.8)
perceel 5	1.5	(0.4)	1.6	(1.2)	*	(*)	*	(*)
Helft floralijst								
perceel 1	4.5	(1.9)	21.5	(13.3)	1.3	(0.8)	9.9	(1.4)
perceel 3	5.0	(0.4)	6.4	(1.3)	7.3	(5.2)	7.0	(3.0)
perceel 5	6.3	(2.6)	7.2	(2.9)	*	(*)	*	(*)

* *onvoldoende gegevens*



Figuur 4 Gemiddelde (A) en gewogen gemiddelde (B) vochtgetal volgens Ellenberg bij verschillende selecties van soorten



Figuur 5 Gemiddelde aantal (A) en bedekking (B) van 'natte'soorten bij verschillende selecties van soorten

van de veldjes per perceel grote fluctuaties vertonen. In een aantal gevallen zijn er helemaal geen soorten die aan de vereiste combinatie van inventarisatiemethode en natte soort voldoen waardoor de figuren geen betrouwbaar beeld opleveren.

In tabel 9 zijn de F-ratio's van de gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetallen en van de presentie en bedekking van natte soorten. Om het aantal gegevens te beperken zijn alleen de mediane en de laagste F-ratio's van de 5 veldjes per perceel opgenomen. Uit de resultaten blijkt dat de vernattingstrend in de percelen 1 en 3 goed met *Kiwa-indicatoren* kan worden aangetoond. Ook met het geringe aantal soorten dat meetelt bij *Bedekking > 25%* is de trend voor wat de mediane F-ratio's nog significant aantoonbaar. Bij *Helft floralijst* verschillen de onderlinge verhoudingen duidelijk ten opzichte van de beide andere methoden. Opvallend is dat ook in perceel 5 volgens de gemiddelde en gewogen gemiddelde Ellenberggetallen een duidelijke trend aanwezig is. Voor de berekening van de presentie en bedekking van natte soorten zijn geen of onvoldoende soorten aanwezig.

5 Evaluatie en conclusies

In het proefgebied 'De Veenkampen' zijn percelen vernat met als doel blauwgraslanden te regeneren. De systematisch verzamelde meetgegevens bleken goed bruikbaar voor het onderzoek naar de indicatiewaarde van de verschillende methoden van vegetatiemonitoring. Er zijn 3 maten voor vochtindicatie onderzocht en 4 methoden om de (on-)volledigheid van vegetatie-opnamen te toetsen.

In tabel 10 is aan de hand van F-ratio's een samenvatting gegeven van de variantie-analyses waarmee voor de verschillende methoden is aangegeven of een (vernattings-)trend goed te onderscheiden is van random jaarfluctuaties. Bij een F-ratio > 3,5 is de trend significant.

Tabel 10 Samenvatting van F-ratio's voor verschillende indicatiemethoden en de (on-) volledigheid van soorten in vegetatie-opnamen. Voor de vochtindicatie volgens Ellenberg en het aandeel natte soorten zijn de mediaanwaarden genomen.

METHODEN:	perc.1	perc.3	perc.5	perc.1	perc.3	perc.
	op basis van aanwezigheid soorten			op basis van bedekking soorten		
Score vegetatiedoeltypen						
schraalgras A	26.5	5.7	*			
schraalgras B	12.6	14.5	1.0			
Vochtindicatie Ellenberggetallen		gemiddelde			gewogen gemiddelde	
alle soorten	14.1	14.0	1.7	6.4	21.2	2.5
Kiwa-indicatoren	14.3	76.0	2.8	7.0	8.9	3.5
bedekking > 25%	3.5	10.3	1.5	5.1	11.1	1.6
helft floralijst	4.5	5.0	6.3	21.5	6.4	7.2
Aandeel natte soorten						
alle soorten	17.6	25.5	0.8	6.9	12.8	0.8
Kiwa-indicatoren	11.3	16.3	*	16.8	7.0	*
bedekking > 25%	4.3	6.2	*	3.7	6.4	*
helft floralijst	1.3	7.3	*	9.9	7.0	*

* *onvoldoende gegevens*

Voor de doeltypescore's en de twee maten voor vochtindicatie kunnen, gebaseerd op alle soorten, de volgende conclusies worden getrokken:

Score doelsoorten voor vegetatiedoeltypen
De score-methode met weegwaarden voldoet goed om de ontwikkelingen naar een (nat) vegetatie-doeltype te kunnen kwantificeren. Zoals uit het verschil tussen de geplagde en niet geplagde delen blijkt, betekent een toename van het aantal soorten van natte hooilanden en schraallanden niet noodzakelijkerwijs dat er sprake is van vernatting. Als maat voor de vochttoestand is het aantal soorten van natte doeltypen daarom niet geschikt.

Vochtgetallen volgens Ellenberg
De methode met de vochtgetallen volgens Ellenberg levert een goede indicatie voor de vochttoestand maar laat niet zien of de vegetatie zich in de gewenste richting ontwikkelt. Het meenemen van de bedekking als weegfactor levert per saldo geen verdere verduidelijking van een vernattingstrend. Een voordeel van het gebruik van Ellenbergetallen is het feit dat er altijd gemiddelden berekend kunnen worden omdat aan de meeste plantensoorten een vochtgetal is toegekend. Een nadeel is dat geen rekening wordt gehouden met de ecologische amplitudo van soorten. Soorten met een brede ecologische amplitudo krijgen in het Ellenbergsysteem een gemiddelde indicatiewaarde. Door de verschralingsmaatregelen op een paar veldjes op het droge perceel, waar geen grondwaterstands-veranderingen zijn opgetreden is het aantal tolerante soorten met een brede ecologische amplitudo afgenomen, wat heeft geleid tot een verschuiving van de indicatorgetallen naar meer extreme (in dit geval 'nattere') waarden.

Aandeel natte soorten
De methode met het aandeel natte soorten levert voor wat betreft het gemiddelde aandeel een betere indicatie voor de vochttoestand dan de methode met de Ellenberggetallen omdat natte soorten met een brede vochtamplitudo niet in beschouwing worden genomen. Het meenemen van de bedekking als weegfactor betekent een verslechtering voor het herkennen van een trend.
Een nadeel van deze methode is dat in vegetatie-opnamen uit een terrestrische omgeving meestal weinig plantensoorten voorkomen die in de categorie nat vallen. Het verschijnen of verdwijnen van een soort kan daardoor in soortenarme vegetaties tot grote veranderingen in de uitkomst leiden.

Het maken van vegetatiebeschrijvingen waarin alle soorten voorkomen is tijdrovender en daarom duurder dan het maken van beschrijvingen waarin een al dan niet willekeurige selectie van soorten is waargenomen. Samengevat staat in tabel 10 voor verschillende manieren waarop soorten zijn weggelaten in hoeverre dat van invloed is op het aantonen van de vernattingstrend volgens de vochtindicatiegetallen volgens Ellenberg en het aandeel natte soorten. De resultaten voor de 3 methoden zijn:

Kiwa-indicatoren
De selectie vooraf van indicatorsoorten levert voor de gemiddelde Ellenberggetallen significante trends met hoge F-ratio's op voor de vernatte percelen 1 en 3. Het meenemen van de bedekking resulteert in veel lagere ratio's. Ten opzichte van het gebruik van *alle soorten* levert deze methode voor de gemiddelde vochtgetallen een verbetering op. Het weglaten van soorten met een brede ecologische amplitudo leidt dus binnen het Ellenbergsysteem tot een zuiverder schatting van de vochttoestand.

De trends zijn voor de percelen 1 en 3 met het gebruik van het aandeel natte soorten wel significant, maar door deze tweede selectie blijven er weinig, en voor perceel 5 onvoldoende, soorten over.

Bedekking > 25%
De trends zijn voor zowel de (gewogen) gemiddelde Ellenberggetallen als de (gewogen) gemiddelde aandelen natte soorten voor de percelen 1 en 3 nog wel significant aantoonbaar, maar de F-ratio's zijn lager dan bij het gebruik van *alle soorten* of de *Kiwa-indicatoren*. Deze methode verbetert naarmate van een kleinere bedekking als ondergrens wordt uitgegaan.

Helft floralijst
Een willekeurige selectie van soorten levert voor de vochtindicatiegetallen volgens Ellenberg en het aandeel natte soorten onvoorspelbare resultaten op. F-ratio's kunnen hoog of juist veel lager zijn dan volgens de andere methoden. Deze methode is het minst geschikt om een vernattingstrend te kunnen volgen.

Resumerend kan worden geconcludeerd dat bij vegetatiemonitoring:
- de scoremethode geschikt is om te toetsen of het beoogde vegetatietype zich ontwikkelt
- de vochtindicatiegetallen volgens Ellenberg en het aandeel natte soorten geschikte parameters zijn om te kunnen volgen welke processen er optreden
- bij het aandeel natte soorten geen soorten met een brede vochtamplitudo worden meegenomen waardoor een beter resultaat wordt bereikt dan de Ellenbergmethode waar deze soorten kunnen leiden tot systematische afwijkingen
- bij een selectie van soorten die gevoelig zijn voor veranderingen in milieu-omstandigheden, zogenaamde indicatorsoorten, ook met de Ellenbergmethode betere resultaten worden gehaald
- het waarnemen van een willekeurige selectie soorten of alleen soorten met zekere bedekking minder goede resultaten oplevert
- het meenemen van de bedekking als weegfactor voor geen van de methoden een verbetering van het resultaat tot gevolg heeft.

Literatuur

Ellenberg, H., 1979. *Zeigerwerte der Gefäszplanzen Mitteleuropas.* 2. Auflage Scripta Geobotanica IX:1-122

Genstat 5 Committee, 1987. *Genstat 5 Reference Manual.* Oxford. Clarendon Press.

Jalink, M.H., 1996. *Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiering in laagveen-moerassen.* Kiwa, rapport 90.037. Nieuwegein.

Jalink, M.H. en A.J.M. Jansen, 1996. *Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen.* Nieuwegein. Kiwa, rapport SWE 89.028.

Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden en R.A.M. Stevers, 1987. *Een nieuwe indeling in*

ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. Gorteria 13: p. 276-359.

Runhaar, J., P.H. Witte en P.H. Verburg, 1997. *Ground-water level, moisture supply, and vegetation in the Netherlands.* Wetlands,(17), no 4, p.528-538.

Runhaar, J. en M. van 't Zelfde, 1996. *VEGTOOL_ALG versie 1.0. Handleiding voor het bepalen van het ecotooptype (ECOTYP) en van het aandeel van de ecologische soortengroepen (SGPRI).* Leiden, Centrum voor Milieukunde.

Witte, P.H. en R. van der Meijden, 1995. *Verspreidingskaarten van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE.* Gorteria 21, p. 3-59.

Tamis, *W.L.M. en C.L.G. Groen, 1997.* Statistische analyse van de flora-gegevens van de duinen van Voorne. Leiden, Stichting FLORON.

BIJLAGE 2 CASE-STUDY 'DE REITMA'

1 Beschrijving van het onderzoeksgebied de Reitma

Algemeen
Langs één van de zijtakken van de Drentse Aa ligt bij het plaatsje Elp het beekdalreservaat Elperstroom. In dit reservaat ligt de Reitma, één van de best bewaarde beekdalgraslanden in Nederland. Staatsbosbeheer voert het beheer over grote delen van het beekdal en de aangrenzende boswachterijen.

De bodem in de Reitma bestaat uit een ca. 0,5 m dikke laag broekveen of zeggerijk broekveen op zand en leem, met op de overgang plaatselijk een meerbodemafzetting. Bij de vorming van dit bodemtype reikte de regionale grondwaterinvloed tot aan het maaiveld, maar door ontwatering is de bovengrond tot een diepte van 0,1 à 0,2 m veraard. De belangrijkste oorzaken van verdroging en de maatregelen daartegen zijn in tabel 2.1 samengevat. Na de verdroging die in de jaren zestig is opgetreden waren de maatregelen in eerste instantie gericht op het vernatting. Pas vanaf 1984 zijn de maatregelen ook gericht op het terugdringen van de verzuring. Zo is het herstel van de detailafwatering bedoeld om het neerslagoverschot in natte perioden oppervlakkig af te voeren. De aanvullende maatregelen die na 1994 zijn uitgevoerd zijn niet van belang voor dit onderzoek.

Voor deze studie wordt gebruik gemaakt van gegevens die door Staatsbosbeheer zijn aangeleverd. Het betreft de vegetatieopnamen van twee permanente kwadraten (pq's) en de streeplijsten van het 0,5 ha grote perceel waarin één van de pq's ligt. De pq's zijn in 1966 vastgelegd op plekken waar respectievelijk Vlozegge (*Carex pulicaris*) en Blonde zegge (*Carex hostiana*) optimaal voorkwamen.

De pq's hebben een oppervlakte van 1,5 x 1,5 m. De grondwaterstanden zijn in twee perioden gemeten in verschillende meetnetten. Hiervan zijn meetpunten geselecteerd die het dichtst bij de pq's liggen en waar een lange meetreeks van beschikbaar is. In tabel 2.2 staat een overzicht van de gebruikte gegevens.

Ontwikkelingen in de vegetatie
In 1955 werd door Schimmel (1955) een rijk ontwikkelde blauwgraslandvegetatie beschreven met onder meer Carex hostiana, C. pulicaris, C. dioica, C. appropinquata, C. echinata,

Tabel 2.1 Oorzaken van en maatregelen tegen verdroging in Reitma

Maatregel	jaar	effect
Aanleg Nieuwe Elperstroom aan de westzijde	1963	verdroging
Aanpassing Nieuwe Elperstroom (verbreding, verdieping en aanleggen van een lemen dam), de aanleg van een waterloop langs oostzijde en in het gebied de aanleg van een stuw en het afdammen van greppels	1971	Toename waterstandsfluctuaties, waterconservering, verzuring
Aanleg van een stuw in Nieuwe Elperstroom en van 4 stuwen in het reservaat	1981	Verminderen fluctuaties
Optimalisatie peilbeheer Nieuwe Elperstroom en herstel afvoerfunctie detailafwatering	1984 e.v.	Terugdringen verzuring

Tabel 2.2 Vegetatie- en grondwaterstandsgegevens van de Reitma

	naam/nummer	gebruikte gegevens	opmerkingen
Vegetatie	pq pulicaris	'67,'69-'73,'75-'89	vegetatie-opnamen
	pq hostiana	'66-'67,'69-'73,'74-'84,'87-'89	vegetatie-opnamen
	perceel hostiana	'79-'85,'87	streeplijst
grondwater	AK/AL	aug'65-dec'76	bij pq hostiana
	E	aug'65-dec'76	bij pq pulicaris
	8	mrt'80-apr'91	100 m ten N van pq pulicaris
	8	mrt'80-'apr'91	400 m ten N van pq hostiana

Cirsium dissectum, Parnassia palustris, Dactylorhiza maculata, D. majalis en Valeriana dioica. De aanleg van de Nieuwe Elperstroom en de daaropvolgende verlagingen van het waterpeil leidde echter tot een verdroging van het terrein en een sterke inklinking en mineralisatie van het veen (Grootjans e.a. 1979, Romeijn 1980). De waterconserverende maatregelen vanaf 1971 hadden bovendien een toename van de grondwaterstandsfluctuaties en, door het ontstaan van regenwaterlenzen, verzuring tot gevolg (Zeeman 1986). Dit leidde tot het verdwijnen van Parnassia, terwijl soorten als Carex dioica, C. pulicaris en C. hostiana sterk in aantallen achteruitgingen. Daarnaast leidden de verzuring en de toename van de voedselrijkdom tot de uitbreiding van soorten als Agrostis canina, Festuca ovina, Holcus lanatus, Plantago lanceolata, Ranunculus flammula, Rumex acetosa, Cardamine pratensis, Mentha arvensis en Juncus effusus. De hydrologische herstelmaatregelen die begin jaren tachtig zijn uitegvoerd hebben geleid tot een duidelijke verbetering van de situatie. Parnassia palustris keerde terug en andere blauwgraslandsoorten breidden zich weer uit, zodat de soortensamenstelling weer veel lijkt op die uit de jaren vijftig.

2 Doel van het onderzoek

De verdroging en verzuring die als gevolg van ingrepen in de waterhuishouding is opgetreden en aansluitend het herstel na het nemen van maatregelen heeft zijn weerslag gehad op de gemeten grondwaterstanden en de periodiek opgenomen vegetatie. Het doel van het onderzoek is om aan de hand van een praktijkvoorbeeld te illustreren in hoeverre het met behulp van opnamen mogelijk is om veranderingen in standplaatscondities en soortensamenstelling te volgen. Omdat in de periode '79-'87 van één van de percelen een streeplijst is bijgehouden bieden de gegevens tevens de mogelijkheid om na te gaan of monitoring via vegetatieopnamen van de permanente kwadraten andere informatie oplevert dan monitoring via een streeplijst.

3 Methode

Er zijn geen systematische waarnemingen van vochttoestand, zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid in de wortelzone verricht zodat veranderingen in standplaatscondities alleen kunnen worden afgelezen aan het verloop van de grondwaterstand die op verschillende plekken en gedurende verschillende perioden is gemeten. Een wijziging van de grondwaterstand heeft consequenties voor onder andere de vochtvoorziening, de zuurgraad en de mineralisatie.

Per meetreeks zijn de gegevens van 2 meetbuizen gecombineerd om tot zo lang mogelijke meetreeksen te komen. Aan de hand van NAP-hoogte van maaiveld en grondwaterstanden zijn de onderdelen van de reeksen aan elkaar geconformeerd. Vervolgens zijn uit de grondwaterstanden ten opzicht van maaiveld gemiddelden per groeiseizoen (1 april - 1 oktober) berekend. De resultaten zijn bedoeld om over een eenvoudige maat voor de standplaatseigenschappen te kunnen beschikken die gerelateerd kan worden aan de vocht- en zuurindicatie van de vegetatie.

Er is gekeken hoe de aandelen soorten die kenmerkend zijn voor respectievelijk de doeltypen 'natte soortenrijke schraalgraslanden' en 'natte schraalgraslanden en hooilanden' zich ontwikkelen. Op welke manier de kenmerkendheid van soorten voor deze doeltypen is bepaald en hoe daarbij gebruik is gemaakt van weegwaarden wordt besproken in bijlage 1.

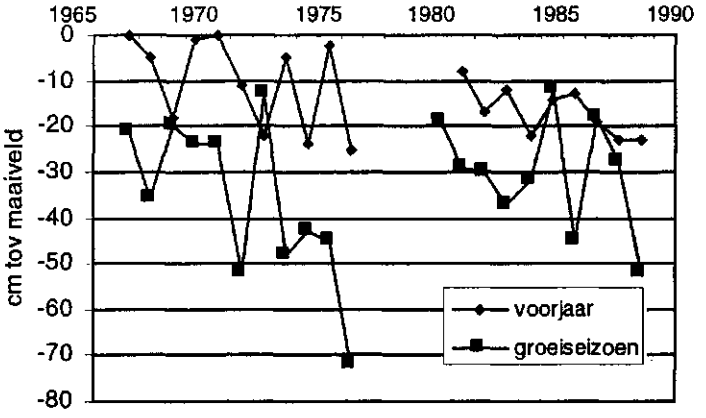
Op dezelfde wijze als in bijlage 1 is aangegeven is ook de vochtindicatie volgens het Ellenbergsysteem en het aandeel vochtindicerende soorten berekend. Daarnaast is ook het gemiddelde en het voor bedekking gewogen gemiddelde reactiegetal volgens Ellenberg bepaald, die een indicatie vormt voor de zuurgraad. het reactiegetal loopt van 1 (sterk zuur) tot 9 (basisch/kalkrijk). Omdat er geen soorten voorkomen die volgens de indeling in ecologische groepen gebonden zijn aan zure standplaatsen, en nauwelijks soorten die gebonden zijn aan basische standplaatsen, is berekening van het relatieve aandeel zuurminnende/basenminnende soorten achterwege gelaten. Blijkbaar heeft de pH in de hele onderzoeksperiode tussen de 5 en 6 gelegen, en wordt als gevolg daarvan de vegetatie volledig gevormd door soorten die kenmerkend zijn voor zwak zure standplaatsen.

De indicatiewaarden van pq hostiana en streeplijst hostiana zijn vergeleken aan de hand van een statistisch spline-model. Dit model levert een F-ratio die aangeeft of uit de reeks een significante trend kan worden onderscheiden. De toelichting op het model wordt in bijlage 1 gegeven.

4 Resultaten

4.1 Grondwaterstanden

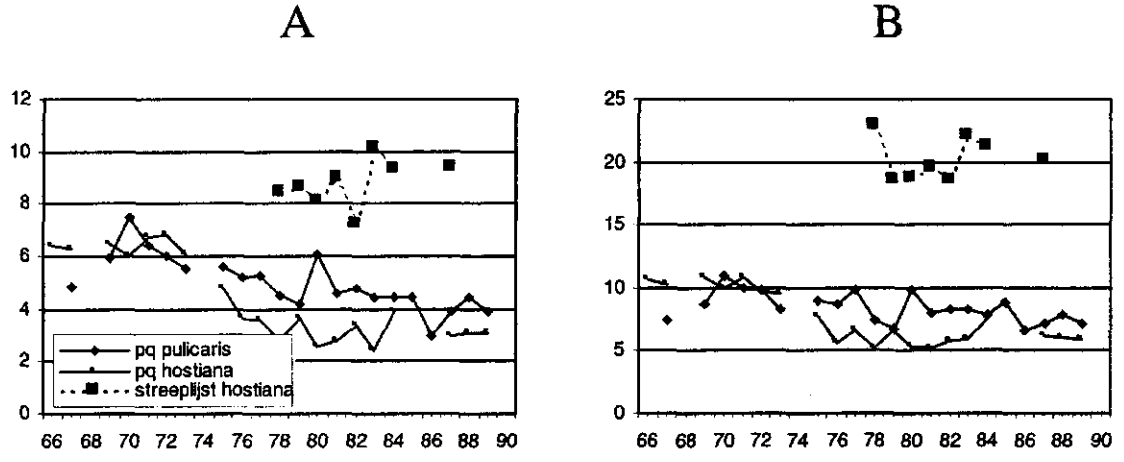
In figuur 2.1 is de gemiddelde grondwaterstand in de voorjaarsperiode (maart/april) en per groeiseizoen (april t/m september) weergegeven. De standen van de meetbuizen AL/8 en 3/8 verschilden te weinig van elkaar om ze afzonderlijk weer te geven. In beide reeksen ontbreekt de periode 1977-1980 en waren er in 1965 onvoldoende gegevens beschikbaar om een betrouwbaar gemiddelde te berekenen. De groeiseizoenen van 1971, 1973 t/m 1977, 1986 en 1989 waren droog, met 1976 als uitschieter. Verspreid over de meetjaren kunnen meerdere jaren ook als nat gekwalificeerd worden. Voor het aandeel natte soorten zijn met name de hoogste grondwaterstanden bepalend. Ook deze standen vertonen fluctuaties. Na 1980 is het in het voorjaar niet meer zodanig nat geweest dat er langdurige inundaties zijn opgetreden.



Figuur 1 Gemiddelde grondwaterstand in het voorjaar en in het groeiseizoen.

4.2 Score van soorten kenmerkend voor vegetatiedoeltypen

In figuur 2 staan het verloop van de score die gebaseerd is op het aantal soorten dat kenmerkend is voor respectievelijk de doeltypen 'natte soortenrijke schraalgraslanden' (A) en 'natte schraalgraslanden en hooilanden' (B). In de pq's pulicaris en hostiana zijn de aandelen doelsoorten van beide vegetatietypen afgenomen, voor de natte soortenrijke graslanden van ongeveer 6 naar 4 en voor de natte schraalgraslanden en hooilanden van ongeveer 10 naar 7. Afgezien van de lage waarde in 1985 heeft in pq hostiana de afname met name in de jaren zeventig plaatsgevonden, terwijl pq pulicaris over de hele periode een dalende trend laat zien. Voor de periode 1966-1989 zijn voor pq pulicaris en pq hostiana met behulp van een tweedegraads splinemodel F-ratio's berekend om verschillen tussen trend en ruis aan te geven. De resultaten staan in tabel 2.3. Bij een F-ratio van 3,5 of hoger kan een significante trend worden onderscheiden. Dat blijkt voor beide pq's en voor beide doeltypen duidelijk het geval te zijn. Volgens de streeplijst hostiana is het aandeel doelsoorten van beide vegetatietypen in het hele perceel een factor 2 groter dan in het pq. Een trend is in de korte periode waarin de streeplijsten zijn opgenomen niet aantoonbaar.



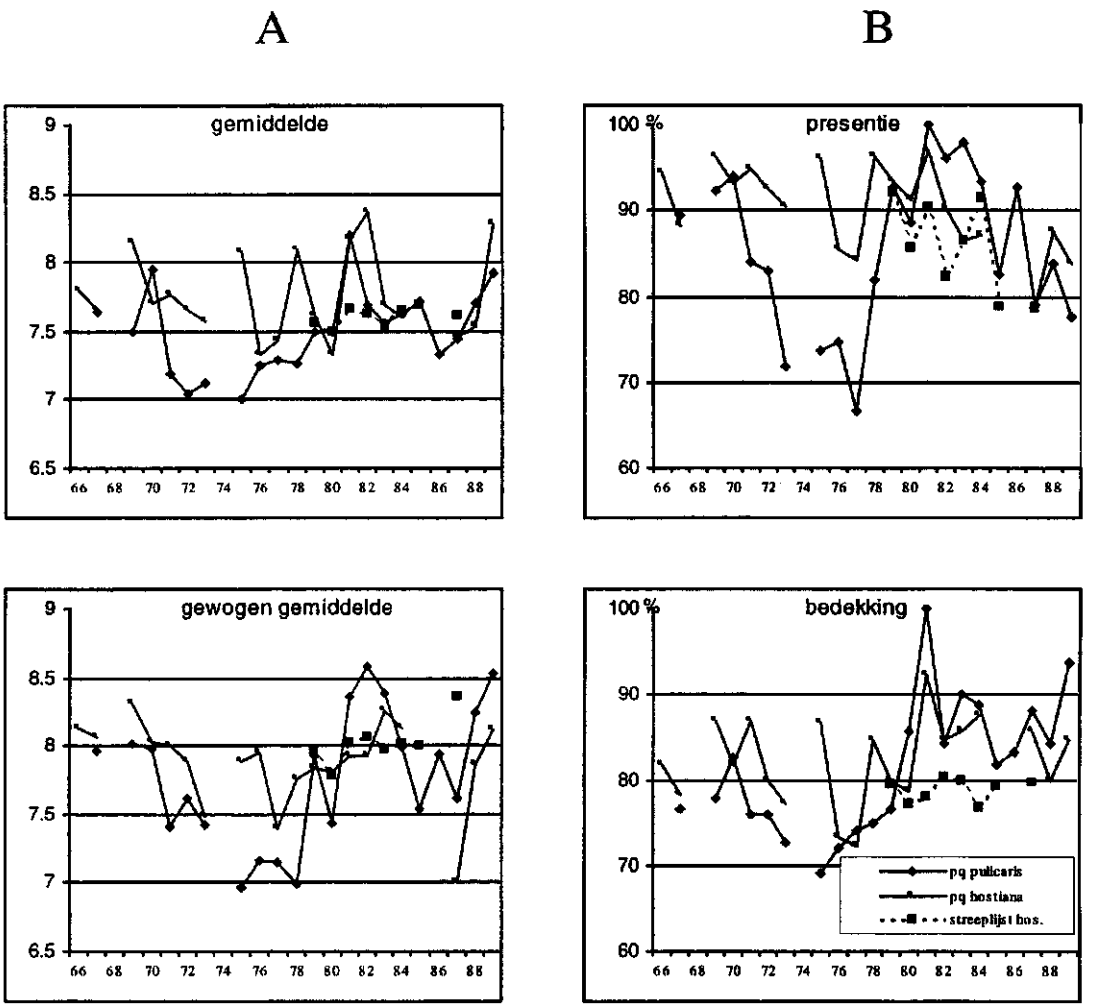
Figuur 2 Het aandeel doelsoorten (gesommeerde scores) in de vegetatie-opnamen voor natte soortenrijke schraalgraslanden (A) en natte schraalgraslanden en hooilanden (B).

Tabel 3 F-ratio's van het aandeel doelsoorten voor de vegetatietypen natte, soortenrijke schraalgraslanden (A) en natte schraallanden en hooilanden (B)

	Doeltype A	*Doeltype B*
pq pulicaris	20,85	7,04
pq hostiana	39,99	38,11

4.3 Vochtindicatie

Het verloop van de indicatiewaarden voor vocht staat in figuur 3. De permanente kwadraten laten sterke schommelingen zien, zowel voor de gemiddelde vochtindicatie volgens Ellenberg als voor het aandeel natte soorten. Pq pulicaris laat vooral het midden van de jaren zeventig en in mindere mate in het midden van de jaren tachtig een drogere periode zien. Bij pq hostiana is dat minder duidelijk het geval. Na de hydrologische maatregelen in 1981 indiceerde de vegetatie in beide pq's veel nattere omstandigheden, maar die verandering was tijdelijk. Hoewel slechts van een kleine reeks jaren streeplijsten van perceel



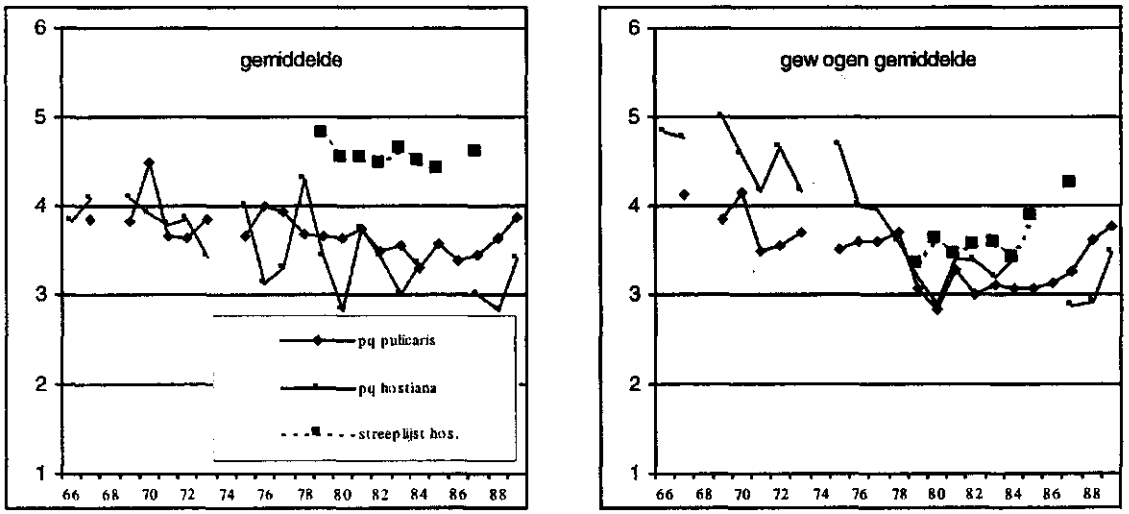
Figuur 3 Vochtindicatie volgens Elleberg (A) en aandeel natte soorten (B)

Tabel 2.4 F-ratio's van het verloop van de vochtindicatie over de periode 1979-1984 van pq hostiana en streeplijst hostiana

	Ellenberg		Aandeel natte soorten	
	Gem.	Gew.gem.	Presentie	Bedekking
pq hostiana	0,11	11,25	1,68	3,98
streeplijst hostiana	0,69	0,98	0,02	0,06

hostiana beschikbaar zijn, is het verschil met de vochtindicatie volgens pq hostiana opmerkelijk. Allen het relatieve aandeel natte soorten laat in de periode 80-88 een afname zien, die correspondeert met de grondwaterstandsdaling in deze periode.
Behalve bij de gewogen gemiddelde presentie van natte soorten is de fluctuatie volgens de streeplijst veel kleiner en is de vochtindicatie voor zowel Ellenberg als het aandeel natte soorten kleiner. De oorzaak is dat de soortensamenstelling in de kleine pq's in relatieve zin sterker wisselt dan in het hele perceel. Het aantal soorten met een Ellenbergindicatiegetal varieert in pq hostiana van 11 tot 20 en in het hele perceel van 40 tot 54.

Voor de periode 1979-1985 is voor pq hostiana en streeplijst hostiana een aaneengesloten reeks gegevens beschikbaar. Met behulp van een eerstegraads splinemodel zijn F-ratio's berekend om verschillen tussen trend en ruis aan te geven. De resultaten staan in tabel 4. Bij het gewogen gemiddelde Ellenberggetal en de gewogen gemiddelde presentie van natte soorten is dat het geval. Echter, in het eerste geval is sprake van een vernattings- en in het tweede geval van een verdrogingstrend. Dat laatste lijkt meer in overeenstemming te zijn met de gemeten grondwaterstanden, die in deze periode een afnemende trendens laten zien (fig. 1). Volgens de indicaties die gebaseerd zijn op de streeplijsten en waar door het veel grotere aantal soorten de ruis veel geringer zal zijn, is er echter geen trend te onderscheiden.



Figuur 4 Zuurindicatie volgens Ellenberg.

4.4 Zuurindicatie

Het gemiddelde Ellenberggetal (fig. 4) lijkt in de periode tot ongeveer 1980 af te nemen. Als de bedekking wordt meegewogen wordt het Ellenberggetal daarna weer groter, wat zou wijzen op afnemende verzuring. Met name de hydrologische maatregelen die in 1984 genomen zijn beoogden een basischer standplaatsmilieu.

Het verschil tussen de uitkomsten van pq hostiana en de streeplijst is evenals bij de vochtindicatie opvallend. Het verloop volgens de streeplijst is behalve bij de gewogen gemiddelde presentie veel gelijkmatiger. De gemiddelde indicatie volgens Ellenberg is volgens de streeplijst veel hoger dan volgens de pq hostiana. In de pq komen tussen de 5 en 14 soorten voor met een zuurindicatiegetal tegen 26 tot 34 soorten op de streeplijst. Het aandeel zwak basische tot basische soorten is volgens de streeplijst kleiner dan van het pq, wat erop duidt dat elders in het perceel nog meerdere >neutrale= soorten voorkomen. Naarmate een proefvlak groter is zal het Ellenberggetal naar meer gemiddelde, in dit geval neutralere, omstandigheden tenderen.

5 Discussie

Het aandeel doelsoorten in de pq's is contnu afgenomen, terwijl volgens ten Klooster (pers. meded.) in de laatste periode juist sprake zou zijn van een voortuitgang. De meest waarschijnlijke oorzaken hiervoor zijn (i) een te selectieve opname die leidt tot een schijnbare achteruitgang door regressie naar het gemiddelde (zie pag. 26) en (ii) te kleine proefvlakken om een goed beeld te geven van de veranderingen in de soortenrijkdom binnen het perceel. De streeplijst is te kort gevolgd om na te kunnen gaan of in het totale perceel wel sprake is van een vooruitgang.

De pq's geven geen goed beeld van de veranderingen in de vochttoestand door de grote fluctuaties. Dat hangt ongetwijfeld samen met de geringe grootte van het proefvlak. Bovendien zijn gegevens strijdig: waar volgens de Ellenberggetallen in de laatste periode sprake zou zijn van vernatting, zou volgens het aandeel natte soorten sprake zijn van verdroging. De streeplijsten zijn minder gevoelig voor jaarlijkse grondwaterfluctuaties, maar de reeks is te kort om te zeggen of trendmatige veranderingen op langere termijn wel goed kunnen worden achterhaald uit streeplijsten.

Het gewogen Ellenberg reactiegetal laat aanvankelijk een afname, en, vanaf begin tachtiger jaren, een toename van de zuurgraad zien die waarschijnlijk goed correspondereert met de werkelijke ontwikkeling: Een aanvankelijke daling van de zuurgraad door vermindering van de stijghoogte en de vorming van regenwaterlenzen, en daarna een daling als gevolg van de maatregelen gericht op het tegengaan verzuring.

6 Conclusies

Uit de pq-gegevens is slechts met veel moeite een beeld te destilleren voor opgetreden veranderingen. De signalerende functie is gering, omdat:
- fluctuaties groot zijn door de geringe oppervlakte van de pq's

- er naar verwachting sprake is van systematische verschuivingen als gevolg van de selectieve situering van de pq's.

In hoeverre streeplijsten een beter beeld geeft van opgetreden veranderingen op langere termijn is niet te achterhalen, omdat de periode waarin de streeplijsten zijn opgenomen te kort was.

Literatuur

Gieske, G.M.J. et al. 1994. *Eco-hydrologische gebiedsbeschrijving De Reitma.* Delft, TNO rapport os 94-21b.

Grootjans, A., Klooster, W. & K. Romeijn (1979). Ondergang van laatste blauwgrasland in Drenthe. Natuur en Milieu 6: 9-15.

Romeijn, K. (1980). Over de achteruitgang van het blauwgrasland 'de Reitma' bij Elp. Studentenverslag R.U. Groningen, Lab. voor Plantenoecologie, Haren.

Schimmel, H.J.W. (1955). De Drenthse beken en beekdalen en hun betekenis voor natuurwetenschap en landschapsschoon. Rapport van de afdeling natuurbescherming en landschap. Staatsbosbeheer, Utrecht.

Zeeman, W.P.C. (1986). Application in land, nature and water management. The Reitma, a case study. In: Hooghart, J.C. (ed), Water management in relation to nature, forestry and landscape management. CHO-TNO, Den Haag, pp. 117-126.

Niet gepubliceerd:
Klooster, W.P. ten, 1965-1990. Grondwaterstanden en vegetatieopnamen van de Reitma.

BIJLAGE 3 CASE-STUDY 'GROOT ZANDBRINK'

1 Beschrijving van het onderzoeksgebied Groot Zandbrink

Algemeen
In het dekzandlandschap van de Gelderse Vallei ligt ten zuidwesten het dorp Achterveld het reservaat Groot Zandbrink. Het bestaat uit een deels vergraste heide op een centraal gelegen dekzandrug, omringd door en strook bos. Op twee plekken langs de lagere randen liggen schraalgraslandjes die het restant vormen van voormalige plag- en hooilanden. De gezamenlijke oppervlakte van de graslandjes bedraagt enkele aren. De bodem bestaat uit sterk lemig, fijn zand met een dunne humeuze bovengrond. De bodemontwikkeling staat onder invloed van het grondwater, waarin zomers de regionale component domineerde en 's winters de lokale component vanaf de dekzandrug. Door veranderingen in de regionale waterhuishouding in de laatste decennia is het grondwaterpeil in het reservaat gezakt en de kwelintensiteit in de graslandjes afgenomen. De vochtvoorziening voor de vegetatie vormt door de goede capillaire eigenschappen van de bodem geen knelpunt, maar wel is de invloed van regenwater sterk toegenomen waardoor verzuring optreedt. Eind 1991 zijn, als effectgerichte maatregel tegen de verzuring, ondiepe greppels gegraven die voor oppervlakkige afvoer van neerslagwater moeten zorgen.

Vanaf 1990 worden vegetatie en grondwaterstanden regelmatig waargenomen. De vegetatie in beide schraalgraslandjes wordt vanaf 1991 middels permanente kwadraten (pq's) met een oppervlakte van 4 m^2 opgenomen. In beide graslandjes zijn meetbuizen geplaatst waar tweemaandelijks de grondwaterstand wordt gemeten. In een eerdere periode (1979-1982) is ook intensief, maar minder regelmatig gemeten. Voor het doel van het onderzoek wordt aan de recente reeks de voorkeur gegeven.

Ontwikkelingen in de vegetatie
In de laagste terreingedeelten van de schraalgraslandjes komen oorspronkelijk de basenrijkste standplaatstypen voor, waarop zich subassociaties van het Cirsio-Molinietum hebben ontwikkeld. In de eerste jaren na de begreppeling is een toename geconstateerd van *Carex hostiana, Carex pulicaris, Carex nigra, Hydrocotyle vulgaris, Valeriana Dioica* en *Peucedanum palustris* terwijl *Calamagrostis canescens* en Veenmossen juist afnemen. De vegetatietypen die wat hoger en buiten de invloedsfeer van de greppels liggen laten een toename zien van *Erica tetralix, Potentilla erecta* en *Salix aurita* en een afname van *Carex hostiana, Juncus conglomeratus, Parnassia palustris, Carex nigra* en *Viola palustris*. De veranderingen zijn niet groot en ook zijn er geen soorten verdwenen of nieuw gevestigd, maar in zijn algemeenheid lijkt de begreppeling tot wat basenrijkere condities op de laagste terreingedeelten te leiden, terwijl de hogere terreingedeelten armer aan basen worden. De vochtcondities zijn niet gewijzigd maar de droge winter van 1995/1996 had een verandering in het voorkomen van een aantal soorten tot gevolg die zich vooral in een weer toegenomen zuurindicatie uitte.

2 Doel van het onderzoek

Er is een daling van de grondwaterstand opgetreden en recentelijk zijn door de aanleg van

de greppels de hydrologische omstandigheden voor de vegetatie gewijzigd, maar de vochtcondities voor de vegetatie zijn hierdoor in de onderzoeksperiode nauwelijks veranderd. De invloed van de meteorologische omstandigheden is aanzienlijk groter. De vochtindicatie van de vegetatie zal daarom naar verwachting min of meer een natuurlijke fluctuatie vertonen. Bekend is dat het aantal soorten dat wordt waargenomen afhankelijk is van de grootte van de proefvlakken, maar niet bekend is of en in welke mate hierdoor ook de indicatie van de vegetatieopnamen voor milieu-omstandigheden wijzigt. Het onderzoek moet antwoord geven op de vraag welke proefvlakgrootte minimaal nodig is om een betrouwbare indicatie van de vochttoestand te geven.

3 Methode

In de beide schraalgraslandjes, die verder met west en oost worden aangeduid, zijn op grond van grondwaterregime, basenstatus en de vegetatie respectievelijk 3 en 2 homogene veldjes van circa 400 m^2 te onderscheiden. Binnen ieder veldje liggen 10 permanente kwadraten (pq's) van 4 m^2. Jaarlijks is in de meetperiode 1991-1996 de vegetatie in de pq's opgenomen. Eén van de veldjes is uiteindelijk niet in beschouwing genomen omdat meerdere opnamen ontbraken. Bij de andere veldjes zijn incidenteel ontbrekende opnamen aangevuld met de opname uit het voorgaande jaar zodat 4 reeksen van 6 jaar beschikbaar zijn die elk uit 10 opnamen bestaan.

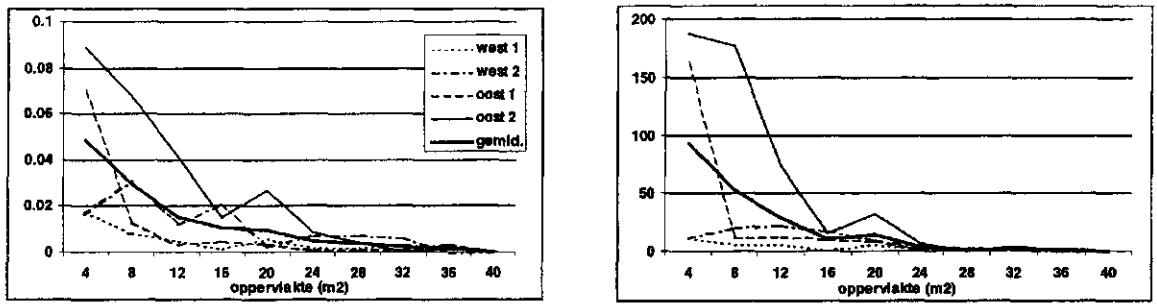
Per veldje is, uitgaande van een centraal gelegen pq, de proefvlakgrootte met telkens een volgend pq van 4 m^2 uitgebreid tot een totale oppervlakte van 40 m^2. De pq's grenzen niet aan elkaar. Op de wijze die in bijlage 1 is aangegeven zijn voor de proefvlakken gemiddelde vochtgetallen volgens Ellenberg en de aandelen natte soorten berekend. Voor ieder jaar is voor ieder veldje telkens dezelfde sequentie proefvlakken aangehouden.

Verondersteld is, dat binnen de veldjes eventuele trends en jaarfluctuaties die het gevolg zijn van meteorologische omstandigheden gelijk zijn. Onderzocht is in hoeverre de grootte van het samengestelde proefvlak van invloed is op de overige variatie; de variatie in ruimte en tijd en ruis. Er wordt gekeken naar de *variantie van de verschillen in vochtindicatie* tussen het hele veld (samengestelde proefvlakken van 40 m^2) en de kleinere proefvlakken (van 4 t/m 36 m^2). Daarbij wordt het grootste samengestelde proefvlak, dat 10 % beslaat van de totale oppervlakte van het veldje, beschouwd als representatief voor het veldje. Verder wordt gekeken naar verschillen in vochtindicatie tussen samengestelde proefvlakken van verschillende grootte.

4 Resultaten

Voor de vier veldjes zijn voor de zes meetjaren de varianties berekend van de verschillen in vochtindicatie volgens Ellenberg tussen het proefvlak van 40 m^2 en dat van reeks proefvlakken van 4 t/m 36 m^2. Hetzelfde is gedaan voor de aandelen natte soorten. Bij een zelfde verloop zal het verschil constant zijn en daarmee de variantie gelijk aan 0. De verwachting is dat de variantie afneemt naarmate de grootte van het proefvlak de 40 m^2 nadert. De resultaten staan in figuur 1. Tussen de 4 en de 16 m^2 zijn er tussen de veldjes nog grote verschillen, maar bij een oppervlakte 16 m^2 is de variantie van de verschillen van zo-

A B



Figuur 1 Variantie van de verschillen tussen enerzijds de vochtindicatie volgens Ellenberg (A) en het aandeel natte soorten (B) van proefvlakken (4 t/m 36 m²), en anderzijds de vochtindicatie en het aandeel natte soorten in het samengestelde proefvlak van 40 m², gemiddeld over de jaren 1991 t/m 1996.

wel de vochtindicatie volgens Ellenberg als het aandeel natte soorten met een factor 5 afgenomen ten opzichte van de variantie bij 4 m². Bij een oppervlakte van 16 m² bedraagt de variantie van de verschillen voor Ellenbergvochtgetal minder dan 0,2 overeenkomend met een standaardafwijking van ± 0.14 in het gemiddelde vochtgetal. Bij het aandeel natte soorten is de variantie van de verschillen minder dan 25, overeenkomend met een standaardafwijking van minder dan 5 % in het aandeel natte soorten. Bij een oppervlakte van 24 m² is de variantie van het verschil al dicht tot nul genaderd.

Figuur 2 laat voor een aantal proefvlakgroottes het verloop van het vochtgetal en het aandeel natte soorten in de veldjes zien bij samengestelde proefvlakken van toenemende grootte, waarbij is uitgegegaan van het gemiddelde van alle mogelijk combinaties van pq's van een bepaalde proefvlakgrootte. Opvallend daarbij is dat in de veldjes West 1 en Oost 1 het vochtgetal volgens Ellenberg systematisch afneemt met het groter worden van het proefvlak. Dit is waarschijnlijk een gevolg van de middeling die plaatsvindt bij de berekening van het gemiddelde Ellenbergvochtgetal. Naarmate het proefvlak groter wordt zal het aandeel 'toevallige' soorten die minder kenmerkend zijn voor de standplaats toenemen en daarmee het Ellenberggetal tenderen naar meer gemiddelde waarden. Omdat bij de berekening van het aandeel natte soorten geen middeling plaatsvindt, liggen de aandelen natte soorten voor de verschillende proefvlakgroottes dichter bij elkaar, en leidt vergroting van het proefvlak niet tot systematische verschuivingen. Een opvallende bijkomstigheid die hier niet verder is uitgewerkt zijn de verschillen in vochtindicatie in de tijd, tussen de veldjes, maar ook tussen beide methoden. Hoewel de veldjes aan een zelfde vochtregime zijn blootgesteld zijn geen overeenkomstige tendensen of opvallende natte of droge jaren te herkennen.

5 Conclusies

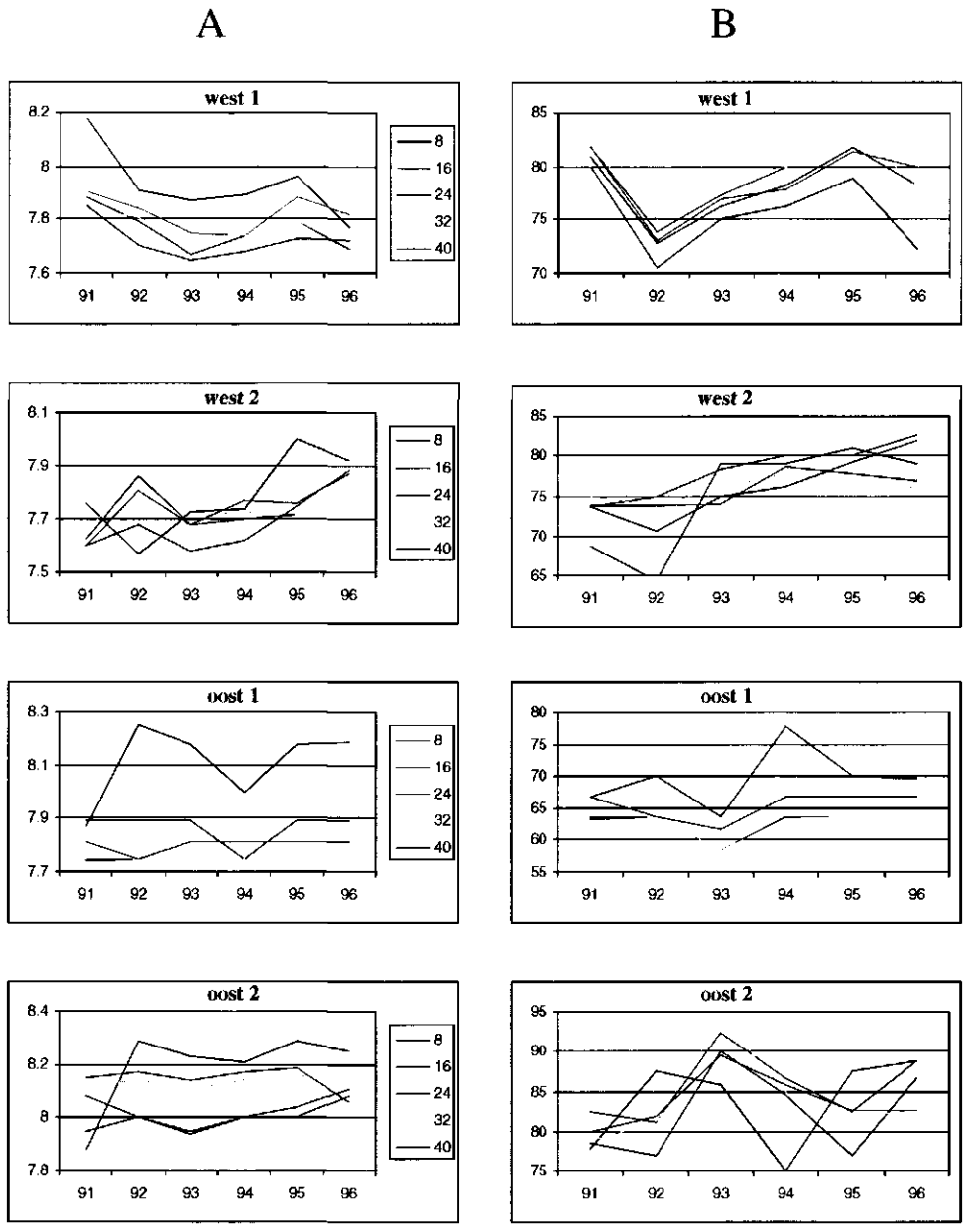
Van een min of meer homogene schraalgraslandvegetaties is geprobeerd om de grootte van een proefvlak te bepalen dat representatief is om de vochtcondities aan de hand van vegetatiemonitoring te kunnen volgen. De variantieanalyse van de verschillen tussen het grootste en de kleinere proefvlakken leert dat de variatie als gevolg van toevallige verschil-

len in ruimte en tijd snel afneemt bij vergroting van het proefvlak, waarbij vanaf een oppervlakte van ca. 20 m^2 - althans in Groot Zandbrink - de invloed van deze toevallige variatie verwaarloosbaar is. Als gevolg van de middelingsprocedure zijn de gemiddelde Ellenberggetallen van het proefvlak gevoelig voor de grootte van het proefvlak. Naarmate het proefvlak groter is zal het gemiddelde Ellenberggetal tenderen naar meer gemiddelde waarden.

Literatuur

Jansen, P.C., R.H. Kemmers, S.P.J. van Delft en W.C. Knol, 1997. *Effecten van hydrologische maatregelen tegen verzuring en vermesting op vegetatie, bodem en grondwater in Groot Zandbrink. Evaluatie na vijf jaar.* Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 425.

Niet gepubliceerd:
Delft, S.P.J. van, 1991-1996. Vegetatieopnamen in Groot Zandbrink



Figuur 2. Gemiddelde vochtgetallen volgens Ellenberg (A) en aandelen natte soorten in procenten (B) voor verschillende proefvlakgroottes.