

Opzet gegevensverzameling abiotische condities

Opzet gegevensverzameling abiotische condities

Een voorstudie in opdracht van het Milieu- en Natuurplanbureau

H.F. van Dobben

Alterra-rapport 1214

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

H.F. van Dobben, 2005. *Opzet gegevensverzameling abiotische condities; Een voorstudie in opdracht van het Milieu- en Natuurplanbureau*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1214. 40 blz.; 0 fig.; 5 tab.; .32 ref.

In dit rapport wordt verkend op welke wijze binnen het Landelijk Meetnet Flora metingen van abiotische condities kunnen worden uitgevoerd. Deze metingen moeten een beter inzicht opleveren in de relatie tussen vegetatie enerzijds en bodem en grondwater anderzijds.

Trefwoorden: vegetatie bodem grondwater meetnet

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 20,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1214. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Meting van abiotische condities	13
2.1 Beschikbaarheid van nutriënten	13
2.2 Zuurgraad	19
2.3 Hydrologische condities	20
3 Conclusies en aanbevelingen	25
3.1 Soorten of typen?	25
3.2 Visie van beheerders	26
3.3 Criteria voor de keuze van te bemeten plots	27
3.4 Globale kostenschatting bodemanalyse	32
Literatuur	37
<i>Bijlage</i>	
1 : Visie van Staatsbosbeheer	39

Samenvatting

Er bestaat onvoldoende betrouwbare informatie over de relatie tussen het voorkomen van plantensoorten of vegetatietypen, en het abiotisch milieu. Deze informatie is nodig voor (a) het voorspellen van de effecten van veranderingen in het abiotisch milieu op de biodiversiteit, en (b) het schatten van (veranderingen in) het abiotisch milieu op grond van de soortensamenstelling van de vegetatie. Om deze relatie vast te stellen is het nodig nieuwe gegevens in het veld te verzamelen. Deze gegevens moeten minimaal bestaan uit vegetatieopnamen, met op de plaats van de opname gemeten karakteristieken van bodem en grondwater. Het Landelijk Meetnet Flora beschikt reeds over een grote hoeveelheid (permanente) opnamen, die onder andere gebruikt worden voor het schatten van veranderingen in het abiotisch milieu (bij voorbeeld atmosferische depositie). In dit rapport worden de mogelijkheden verkend voor het toevoegen van een extra component aan dit meetnet door bij de opnamen abiotische karakteristieken te meten, om zo betrouwbare informatie te verkrijgen over de relatie tussen vegetatie en abiotisch milieu.

1 Inleiding

In toenemende mate verandert de mens het abiotische milieu. Verdroging, verzuring en vermisting hebben op grote schaal tot verlies aan biodiversiteit geleid. Om deze achteruitgang een halt toe te roepen is het nodig om enerzijds inzicht te hebben in de achteruitgang zelf, anderzijds in de factoren die hier op standplaatsniveau voor verantwoordelijk zijn. Het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM), en in het bijzonder het hieronder vallende Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF M&N), richten zich op het monitoren van veranderingen in de vegetatie, met als doel de waargenomen veranderingen te interpreteren in het licht van veranderingen in het abiotisch milieu. Hierbij doet zich het probleem voor dat de veranderingen in milieudruk in het LMF M&N momenteel indirect via de vegetatie worden afgeleid. Voor een goede interpretatie is een directe relatie tussen milieudruk en vegetatieverandering nodig. De vraag doet zich daarom voor welke relatie tussen milieu en vegetatie gelegd moet worden om een goede interpretatie van de vegetatieveranderingen in het LMF M&N mogelijk te maken, en welke metingen hiervoor nodig zijn. Hierbij ligt het voor de hand om een eventuele meetinspanning mee te laten lopen in het LMF M&N, omdat er dan direct een relatie tussen abiotiek en vegetatie gelegd kan worden.

Er bestaan internationaal vele kennissystemen met expertschattingen van abiotische responses per soort, maar die van Ellenberg (1991) is wel de meest gebruikte. Hoewel dit systeem is ontworpen voor Midden-Europa, wordt er algemeen vanuit gegaan dat het ook in Nederland toepasbaar is. In het onderzoek naar de effecten van milieubelasting worden vooral de indicatiewaarden voor zuurgraad (R), vocht (F) en voedselrijkdom (N) gebruikt. Het systeem geeft redelijk betrouwbare informatie bij vergelijking van nauw verwante vegetatietypen, maar bij vergelijking over een bredere range aan vegetatietypen (met de daarbij behorende range aan abiotische condities) treden problemen op, die uitgebreid worden toegelicht door Wamelink et al. (2002). Uit een recente door Alterra uitgevoerde studie blijkt dat de range (95% betrouwbaarheidsinterval) van de op grond van Ellenbergwaarden voorspelde pH ongeveer 4 eenheden is; bij vervangen van indicatiegetallen door gemeten waarden wordt deze range ongeveer 3.2 eenheden (Wamelink et al. 2006). Voor vocht (grondwaterstand) is de onzekerheid groter, en voor voedselrijkdom is deze niet te bepalen omdat directe metingen hier vrijwel niet beschikbaar zijn. In 2004 is door Alterra voor MNP een studie uitgevoerd om te zien in hoeverre biomassa een betrouwbare schatting kan geven van voedselrijkdom (van Dobben et al. 2005).

Conclusie van de studie van Wamelink et al. (2002) was dat voor een betrouwbaar beeld nieuwe metingen noodzakelijk zijn. Dit was ook een van de conclusies van de nieuwe studie over critical load voor N door Alterra (van Dobben et al. 2004). Doel van het verzamelen van nieuwe data zou moeten zijn om de breedte van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor pH te reduceren tot minder dan 2 eenheden; gezien de uitkomsten van bestaande studies zou dit met meer gestandaardiseerde metingen haalbaar moeten zijn. Er bestaat een aantal andere, meer op Nederland gerichte

kennissystemen ('Waterlood', 'Anaboesi', 'EKS'), maar in wezen zijn dit net als Ellenberg expertschattingen waarvoor waarschijnlijk dezelfde beperkingen gelden. Een van deze beperkingen is dat voor een praktische toepassing (onder andere voor koppeling met modellen, en dus ook voor interpretatie in het licht van ver-thema's), een vertaling naar abiotische condities in fysische grootheden nodig is, en daarvoor zijn veldwaarnemingen van vegetatie in combinatie met abiotische factoren noodzakelijk.

In de loop van de tijd zijn door een groot aantal onderzoeksinstellingen waarnemingen aan vegetatie gedaan in combinatie met waarnemingen van abiotische factoren. In de jaren 1998 - 2000 is getracht deze waarnemingen in één database (KENNAT) bijeen te brengen (Sanders et al 2000). Dit is slechts deels gelukt. De problemen die in dit project aan het licht kwamen zijn als volgt samen te vatten:

- te weinig gegevens. Voor een goede schatting van abiotische respons van een associatie zijn ca. 20 opnamen met bijbehorende abiotiek nodig. Dit aantal wordt slechts door ca. 50 (van de in totaal 240) associaties gehaald. Hierbij dient wel te worden aangetekend dat niet alle beschikbare gegevens in dit project zijn verzameld; dit geldt met name voor de volgende gegevens: 'ICHORS' (Universiteit Utrecht), 'Terreincondities' (SBB), en gegevens afkomstig uit OBN (slechts onvolledig opgenomen).
- geen inzicht in de betrouwbaarheid van de gegevens. Bij een nauwkeurige inspectie van de gegevens moest een groot deel terzijde worden gelegd omdat de opnamen zelf, of de abiotische metingen onwaarschijnlijke waarden bevatten. Meestal zijn van de gegevens te weinig 'meta'data beschikbaar om van te voren een goede schatting van de betrouwbaarheid te kunnen maken.
- gebrek aan standaardisatie. Dit uit zich op velerlei gebied, zoals metingen van de pH op verschillende diepte, als pH_{water} of pH_{KCl} , hydrologie uit tijdreeksen van verschillende lengte en intensiteit, of schatting van de hydrologie uit bodemprofielen, 'echte' vegetatieopnamen of 'Tansley' opnamen van hele percelen, etc. In gestandaardiseerde meetreeksen is het verband tussen Ellenberg of andere indicatoren beter dan in de KENNAT database, maar zulke meetreeksen zijn slechts op zeer beperkte schaal beschikbaar.
- het ontbreken van een goede maat voor voedselrijkdom. Eenmalige metingen van N-totaal of P-totaal geven geen enkel inzicht in de werkelijke beschikbaarheid van de nutriënten.
- onmogelijkheid om interacties te bepalen. Ecologen gaan er vaak vanuit dat het effect van de ene milieufactor afhangt van de waarde van andere factoren. Om dit te toetsen of te kwantificeren zijn metingen nodig van meerdere milieufactoren tegelijkertijd. Maar in de beschikbare gegevens is bijna altijd slechts één factor gemeten.

De eindconclusie van bovengenoemd project was dat, om deze problemen het hoofd te bieden, nieuwe en gestandaardiseerde metingen nodig zijn.

Niet alleen voor de interpretatie van de resultaten van het LMF zijn metingen van abiotische condities in relatie tot de vegetatie noodzakelijk; vele partijen hebben belang bij dergelijk onderzoek. De drie belangrijkste daarvan zijn:

beleid: de overheid legt beperkingen op aan de effecten van milieudruk op de natuur door normen te stellen, bij voorbeeld aan emissie van stikstof. Dergelijke normen moeten echter goed onderbouwd zijn willen zij geaccepteerd worden. De eisen die soorten en ecosystemen aan hun milieu stellen vormen de basis voor die onderbouwing.

beheer: een beheerder wil weten welke doelstellingen in termen van biodiversiteit haalbaar zijn gegeven de abiotische condities van zijn terrein. Ook hiervoor is inzicht nodig in de eisen die soorten en ecosystemen stellen.

onderzoek: het onderzoek tracht patronen en processen in natuurlijke ecosystemen te begrijpen, teneinde zo beheer en beleid van nieuwe informatie te voorzien die gebruikt kan worden voor behoud of herstel van biodiversiteit. Ook hierbij is kennis van abiotische eisen onmisbaar.

De behoefte aan kennis met betrekking tot abiotische eisen is dus evident. Echter, de aanwezige kennis is versnipperd, moeilijk toegankelijk, onvolledig en onbetrouwbaar. De behoefte aan nieuwe gegevens wordt door vele partijen onderkend. Sommige van deze partijen zijn met eigen onderzoek gestart, onder andere SBB in het project 'terreincondities' (Beets et al. 2001). Een programma met nieuwe metingen vereist een grote inspanning. Daarom dienen vooraf alle keuzen die voor zo'n inspanning gemaakt moeten worden, goed te worden beargumenteerd. Omdat deze inspanning slechts realiseerbaar is wanneer meerdere partijen een bijdrage leveren, dient er een brede consensus over deze keuzen te bestaan. Doel van het huidige rapport is om de mogelijkheden te verkennen voor een koppeling van directe metingen aan het abiotisch milieu op een deel van de locaties van het LMF M&N. Het uiteindelijk doel van deze metingen is tweeledig: (1) een betere interpretatie van de gegevens uit het LMF mogelijk te maken; en (2) een beter inzicht te verkrijgen in de relatie tussen vegetatie en abiotische condities, teneinde tot betere voorspellingen van biodiversiteit te komen.

Hieronder wordt eerst ingegaan op de mogelijkheden en moeilijkheden bij het meten van de drie variabelen die doorgaans gezien worden als het meest bepalend voor de vegetatie: beschikbaarheid van nutriënten, zuurgraad en vochttoestand. Daarna wordt een globaal voorstel gedaan over de wijze waarop metingen aan deze variabelen geïntegreerd kunnen worden in het LMF M&N, inclusief een globale schatting van de kosten. De feitelijke implementatie van de metingen, inclusief beslissingen over operationele details (welke metingen op welke plots en wanneer) dient echter in de eerste fase van dit project zelf plaats te vinden.

2 Meting van abiotische condities

Als belangrijkste abiotische condities voor de vegetatie worden doorgaans beschouwd beschikbaarheid van nutriënten, zuurgraad en hydrologie (cf. Wamelink et al. 2003). In dit hoofdstuk wordt voor deze drie condities besproken welke metingen er in Nederland reeds zijn gedaan, in hoeverre deze toereikend zijn voor een goede schatting van de respons van de vegetatie, en hoe nieuwe metingen verricht kunnen worden binnen het bestaande LMF.

2.1 Beschikbaarheid van nutriënten

Bestaande gegevens

In eerdere onderzoeksprojecten is getracht een verband te leggen tussen de vegetatie (en in het bijzonder het gemiddelde Ellenberg N-getal) en een reeks van indicatoren voor nutriëntenrijkdom van de bodem (Wamelink & van Dobben 1996, Alkemade 1996, Ertsen 1998, van Dobben & de Vries 2001, de Vries et al. 2002, Wamelink et al. 2002, van Dobben et al. 2005). Onder deze indicatoren bevinden zich de concentraties van NO_3 en NH_4 in bodemextract en bodemvocht, verschillende P-fracties, de N en P-totaal gehalten, de C/N en C/P ratio's, de hoeveelheid organische stof, etc. De relatie tussen dergelijke maten en Ellenberg-N blijkt echter vrijwel altijd zwak te zijn (van Dobben et al. 2005). De oorzaak hiervan is dat de vegetatie vooral reageert op de beschikbaarheid van nutriënten, dit is de hoeveelheid nutriënten die in de loop van het jaar vrij komt door mineralisatie of op andere wijze (bemesting, atmosferische depositie). Omdat vrijkomende nutriënten snel door de vegetatie worden opgenomen geeft een eenmalige meting van hun concentratie weinig informatie over de werkelijke beschikbaarheid.

Direct meting van beschikbaarheid

Om de beschikbaarheid direct te meten zijn daarom incubatie experimenten nodig. De zuiverste schatting van de beschikbaarheid wordt verkregen wanneer de incubatie in het veld plaatsvindt, zodat de omstandigheden tijdens de incubatie (vocht, temperatuur) exact gelijk zijn aan die waaronder de 'echte' mineralisatie plaatsvindt. Bij deze methode worden paren van buisjes in de grond geslagen, waarbij er één wordt meegenomen voor analyse, en de ander in de bodem achterblijft. In deze achterblijvende buis gaat de mineralisatie door, terwijl de opname stopt omdat alle wortels zijn doorgesneden. Na een incubatieperiode van een aantal weken wordt de achtergebleven buis opgehaald en geanalyseerd, waarna de hoeveelheid door mineralisatie vrijgekomen nutriënten blijkt uit het verschil met het direct geanalyseerde monster. Omdat de vegetatie reageert op de nutriënten die in de loop van het groeiseizoen vrijkomen dient de mineralisatie door het hele groeiseizoen (begin maart - eind augustus) te worden gemeten, bij voorbeeld in 6-weekse perioden (Schaffers 2000a). Er zijn eenvoudiger methoden die wellicht ook een goede benadering geven van de werkelijke beschikbaarheid. Een mogelijke vereenvoudiging is om niet in het veld te incuberen maar onder standaardcondities in het lab. Een

andere vereenvoudiging wordt gegeven door Schaffers (2000b), die uitvoerig heeft stilgestaan bij de schatting van de N-beschikbaarheid. Één van zijn conclusies was dat voor een goede schatting van de mineralisatie deze gedurende tenminste drie maanden tijdens groeiseizoen moet worden gemeten, maar dat de concentratie aan oplosbaar N-totaal ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) gemeten in het vroege voorjaar, in combinatie met het vochtgehalte en de pH, een goede schatting geeft van de 'echte' beschikbaarheid. De verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat gedurende het winterseizoen de opname stilstaat terwijl de mineralisatie langzaam doorgaat, en dat de hoeveelheid mineralisatie in de winter een goede indicatie vormt voor de mineralisatie in de zomer. Hoewel deze methode is getest op een redelijk groot aantal punten is de algemene toepasbaarheid ervan nog onvoldoende aangetoond.

Een complicatie bij het interpreteren van directe metingen van mineralisatie is dat de vegetatie kan reageren op de beschikbaarheid van meer dan één nutriënt. Dit zijn meestal N en P, maar in sommige situaties ook K (Schaffers 2000a, van Dobben et al. 2005) of wellicht nog andere nutriënten (van Dobben 1993). Hierbij kunnen zich situaties voordoen waarbij de vegetatie reageert op slechts één nutriënt (namelijk degene die in het minimum is, volgens de 'wet van Liebig'), maar ook kan het voorkomen dat de vegetatie reageert op de som van een aantal nutriënten. In de praktijk komen deze beide uitersten voor, en waarschijnlijk ook alle tussenvormen (dat wil zeggen een additief effect met interactie; Tilman 1990, van Dobben 1993). Het is bij de huidige stand van kennis niet mogelijk om uit kenmerken van de vegetatie (bij voorbeeld de soortensamenstelling) af te leiden welke nutriënt(en) beperkend zijn. Daarom zal bij de interpretatie een model gebruikt moeten worden dat rekening houdt met effecten van alle nutriënten en hun interacties, bij voorbeeld:

$$\text{VEG} = f(\text{klasse of structuurtype}) + f(\text{N}) + f(\text{P}) + f(\text{K}) + f(\text{N.P}) + f(\text{N.K}) + f(\text{P.K})$$

met: VEG: vegetatie kenmerk bij voorbeeld productie, e_N of een andere maat voor soortensamenstelling, of abundantie resp. aanwezigheid van één soort; N, P, K: beschikbaarheid van nutriënten; syntaxonomische klasse of structuurtype worden meegenomen volgens Wamelink et al. (2002).

Wanneer voldoende waarnemingen beschikbaar zijn hoeft het fitten van een dergelijke relatie geen probleem te zijn. Een voordeel is in dat geval dat een beeld ontstaat welke (combinatie van) nutriënten bij welke combinatie van bodem en vegetatie beperkend is. Deze kennis kan vervolgens weer gebruikt worden voor het voorspellen van de vegetatie uit abiotische condities, en wel op twee wijzen:

- wanneer de productie als responsvariabele is gemeten, om bodem-vegetatie modellen (SMART - SUMO) te calibreren of te valideren;
- wanneer de soortensamenstelling als responsvariabele is gemeten, om biodiversiteitsmodellen (MOVE of NTM) te calibreren of te valideren.

Schatting van de beschikbaarheid op grond van de vegetatie zelf

Omdat de relatie tussen eenvoudige bodemkenmerken en vegetatie slechts zwak is, en omdat de meting van kenmerken die wel relevant voor de vegetatie zijn technisch lastig is, zijn er in het recente verleden ook pogingen ondernomen om de

soortensamenstelling (gekenmerkt door het Ellenberg N getal) te relateren aan maten voor nutriënten beschikbaarheid die direct aan de vegetatie zijn ontleend. De meest voor de hand liggen de maten zijn dan de productie en de peak standing crop. Het blijkt dat deze maten een significante, zij het niet zeer sterke relatie hebben met Ellenberg N (Alkemade et al. 1996, Ertsen 1998, van Dobben et al. 2005). Nadeel van dergelijke methoden is wellicht dat er niet meer sprake is van volstrekt onafhankelijke metingen aan vegetatie en abiotisch milieu. In theorie zou productiviteit een intrinsieke eigenschap van elke soort kunnen zijn, onafhankelijk van de beschikbaarheid van nutriënten. In dat geval zou de geschatte beschikbaarheid geen relatie hebben met de werkelijke beschikbaarheid, maar wellicht met andere, onbekende abiotische of biotische factoren. Er is echter een grote hoeveelheid gegevens uit bemestingsproeven waaruit blijkt dat de productiviteit voor het overgrote deel wordt bepaald door beschikbaarheid van nutriënten. Wellicht zal er nog wel een correctie moeten plaatsvinden in die gevallen waarin beschikbaarheid van water of van zuurstof in de bodem een groeibeperkende factor is, dus bij zeer hoge of zeer lage grondwaterstand. Op deze problematiek wordt verder ingegaan in de studie van Van Dobben et al. (2005).

Een andere (en wellicht directere) methode is het bepalen van de nutriënten productiviteit in plaats van de biomassa productiviteit. De nutriënten productiviteit is de biomassa productiviteit maal de nutriëntengehaltes in de plant. Wanneer men er van uitgaat dat de door mineralisatie vrijkomende nutriënten volledig door de plant worden opgenomen, geeft de nutriënten productiviteit een directe schatting van de mineralisatie. Bij toepassen van deze methode zou het in principe ook mogelijk kunnen zijn uitspraken te doen over het meest beperkende nutriënt.

Toepassing van productiemetingen

Een voordeel van een benadering via productiviteit kan zijn dat de modelmatige vertaling van bodemkenmerken naar biodiversiteit vereenvoudigd wordt, omdat productiviteit een van de uitvoervariabelen is van SMART - SUMO. De voorspelling van biodiversiteit zou dan kunnen lopen volgens de weg:
nutriënten beschikbaarheid (SMART) => productie (SUMO) => vertaling naar e_N (P2E) => soorten of vegetatietypen (MOVE of NTM).

De werkhypothese bij deze benadering bestaat dus feitelijk uit twee delen: (1) de productiviteit van de vegetatie wordt bepaald door de beschikbaarheid van nutriënten, en (2) er is een relatie is tussen productiviteit van de vegetatie en soortensamenstelling; of in andere woorden, hoogproductieve vegetaties bestaan uit andere soorten dan laagproductieve. Dit houdt in dat aan elke soort een 'productiviteitsgetal' kan worden toegekend, dat een schatting geeft van zijn productiviteit onder de omstandigheden waaronder deze van nature voorkomt. In eerste instantie kan e_N gezien worden als een benadering van het productiviteitsgetal, maar wanneer er meer waarnemingen beschikbaar komen kan e_N vervangen worden door een schatter die op die waarnemingen gebaseerd is. Onderdeel (1) van bovengenoemde werkhypothese is plausibel op grond van een veelheid aan bemestingsproeven uit de land- en bosbouw (en, deels, uit ecologisch onderzoek; cf. Bobbink 1989). Onderdeel (2) is minder goed onderzocht maar wel

plausibel op grond van onderzoek aan het effect van bemesting op de soortensamenstelling (Silvertown et al. 1994, van Dobben et al. 1999), hoewel de directe relatie tussen productiviteit en soortensamenstelling minder goed is onderzocht.

Bij de bovengenoemde benadering wordt er van uitgegaan dat een gegeven productiviteit (eventueel in combinatie met een gegeven vegetatiestructuur) tot een gegeven soortensamenstelling leidt, ongeacht de vraag welke nutriënt(en) in het minimum zijn. Deze hypothese is echter volstrekt onvoldoende getoetst. Verder behoeft de vertaling van beschikbaarheid van combinaties van nutriënten naar productiviteit in SMART - SUMO nadere calibratie en validatie. Deze overwegingen leiden tot de conclusie dat, zelfs als de productiviteit een goede voorspeller is voor de soortensamenstelling van de vegetatie, er toch meer waarnemingen nodig zijn van combinaties van mineralisatie, productiviteit en soortensamenstelling, om tot een goede voorspelling te komen.

Terugschatting van beschikbaarheid uit vegetatiekenmerken

Trends in productiviteit van de vegetatie gebruikt kunnen worden om trends in de beschikbaarheid van nutriënten (bij voorbeeld veroorzaakt door veranderingen in atmosferische depositie) te schatten wanneer een goede calibratie beschikbaar is, door omkering van de hierboven beschreven relaties. Voor het schatten van trends of patronen van beschikbaarheid van nutriënten zouden twee wegen bewandeld kunnen worden: (1) directe schatting van de productiviteit of de nutriënten productiviteit; of (2) indirecte schatting van de productiviteit uit de soortensamenstelling. Het laatste vergt geen destructieve methoden en is waarschijnlijk goedkoper, maar waarschijnlijk ook minder exact. Bovenstaande aspecten (zowel de exactheid van de schatting als de financiële kant) zullen echter pas duidelijk worden wanneer er meer ervaring met deze methoden is opgedaan. Wanneer er schatters voor beschikbaarheid van nutriënten gebruikt worden om trends in depositie te schatten moet wel rekening gehouden worden met de volgende complicaties:

- wanneer alleen de productiviteit van de vegetatie bekend is, is niet bekend welk(e) nutriënt(en) in het minimum zijn, en dus de productiviteit bepalen. Wanneer er uitspraken gedaan moeten worden over depositie van N zal daarom eerst aangetoond moeten worden dat dit nutriënt inderdaad (mede) beperkend is. Zoals reeds gezegd is het onvoldoende bekend of de soortensamenstelling van de vegetatie informatie geeft welk nutriënt in het minimum is; wel zou dit kunnen blijken uit analyses van plantmateriaal.
- de N beschikbaarheid is een resultante van de depositie en de mineralisatie. In het model SMART worden deze twee eenvoudig opgeteld om de totale N beschikbaarheid te verkrijgen, die vervolgens in SUMO weer bepalend is voor de productiviteit van de vegetatie. Wanneer er op grond van trends in productiviteit uitspraken gedaan worden over trends in depositie dient het wel aannemelijk te zijn dat de mineralisatie niet veranderd is. Op een gegeven locatie kan de mineralisatie wellicht als constant verondersteld worden tenzij er veranderingen optreden in de abiotische factoren die de mineralisatie bepalen; dit zijn vooral vocht en pH.

Om een directer inzicht te krijgen in de relatie tussen N-depositie en productie en soortensamenstelling van de vegetatie, zou op een deel van de plots directe meting van de depositie met behulp van absorptiebuisjes kunnen plaatsvinden. Bij kortlopende waarnemingsreeksen (één of enkele jaren) kan dan in elk geval een inzicht verkregen worden in hoeverre de vegetatie informatie levert over de N-depositie zonder dat de mineralisatie of de beschikbaarheid van andere limiterende nutriënten bekend is.

De gevolgen van het onbekend zijn van de beperkende nutriënten wordt vooral duidelijk bij de interpretatie van de resultaten van bemestingsexperimenten. In die experimenten kan de toegediende hoeveelheid van elk nutriënt gezien worden als een schatting van de beschikbaarheid (onder de aanname dat de mineralisatie verwaarloosbaar is ten opzichte van de toegediende hoeveelheid, of in elk geval in alle behandelingen gelijk). In dergelijke experimenten is er vrijwel zonder uitzondering een sterke relatie tussen de behandeling en de vegetatie (zowel de productie als de soortensamenstelling). Echter, het terugschatten van de beschikbaarheid van een enkel nutriënt uit de productie of de soortensamenstelling is slechts in beperkte mate mogelijk omdat er in dat geval van moet worden uitgegaan dat onbekend is welk nutriënt limiterend is. Op deze problematiek wordt uitvoerig ingegaan door Van Dobben et al. (2005).

Bepaling van productie in het veld

In de praktijk kunnen bij het vaststellen van de relatie tussen productiviteit en soortensamenstelling van de vegetatie in veldsituaties diverse complicaties optreden. Deze zijn deels het gevolg van het feit dat de vegetatiewaarnemingen waaraan de productiviteit gekoppeld moet worden, meestal in pq's plaatsvinden. Daarom moet de meting van de productie ofwel niet-destructief zijn, ofwel buiten het pq plaatsvinden. Hieronder worden mogelijke oplossingen per vegetatietype verkend:

- in grasland met **hooibeheer** zijn de problemen waarschijnlijk het kleinst. Het pq kan dan geknipt worden juist voor of juist na dat er gehooid wordt. Er zullen afspraken gemaakt moeten worden met de beheerder over het tijdstip van maaien, en het eventueel sparen van het pq tijdens het maaien. In dat geval moet het pq in het veld duidelijk gemarkeerd zijn. Verder moet er rekening mee worden gehouden dat in terreinen die meer dan eenmaal per jaar worden gemaaid, het knippen ook meer dan eenmaal per jaar moet plaatsvinden, en dat de nagroei die plaatsvindt na de laatste maaibeurt ook bepaald moet worden (bij voorbeeld door knippen in november). Overigens is hier wel een zekere vereenvoudiging mogelijk door de 'peak standing crop' (=de biomassa op het moment dat deze maximaal is, meestal in augustus) als maat voor de productiviteit te beschouwen (Schaffers 2000a).
- in grasland met **graasbeheer** kan de productie alleen bepaald worden in exclosures. Maar in permanente exclosures vindt feitelijk een ander beheer plaats zodat deze geen zuivere schatting geven van de productie van de rest van het terrein. Daarom moet gewerkt worden met verplaatsbare exclosures (kooien) waarin tijdelijk geen begrazing plaatsvindt. Omdat een dergelijke behandeling het pq te veel zou verstoren moet dit vlak naast het pq

plaatsvinden, en, bij herhaalde waarnemingen, steeds op een andere plaats. Gezien de grootte van begraasde terreinen zal dit technisch geen problemen opleveren, maar vereist wel extra inspanning en de interpretatie van de gegevens kan lastiger worden. Omdat de productie buiten het pq wordt bepaald moet worden aangenomen dat de productie-plots voldoende representatief zijn voor het pq (bij de selectie van de productie-plots in het veld zouden eventueel eisen gesteld kunnen worden aan de similariteit met het pq). Ook wordt de variabiliteit in de op verschillende tijdstippen bepaalde biomassa groter, omdat deze op steeds andere plaatsen is bepaald, en daardoor kan het langer duren voordat er sprake is van een significante trend.

- in **heide** zullen plots geknipt moeten worden buiten het pq, en bij herhaalde waarnemingen steeds op andere plaatsen. Wanneer hiervoor toestemming van de beheerder kan worden verkregen hoeft dit geen probleem te zijn. Om de productie te bepalen uit de biomassa is het nodig te weten wanneer het terrein voor het laatst is geplagd; er wordt vanuit gegaan dat dit bij de beheerders bekend is. Voor de interpretatie van de gegevens gelden verder dezelfde beperkingen als in begraasd grasland.
- in **bos** is het oogsten van biomassa praktisch onuitvoerbaar. Voorgesteld wordt om hier aparte schattingen te maken van de boomlaag en de kruidlaag (en de struiklaag, indien aanwezig). De biomassa van de kruidlaag kan worden bepaald door knippen, en de biomassa van de boomlaag kan worden geschat uit grondvlak en hoogte, via tabellen die hiervoor in de bosbouw worden gebruikt (Jansen & Sevenster 1996). Ook in dit geval dient de leeftijd van de opstand bekend te zijn om de productie te kunnen bepalen; deze zou bij de beheerders bekend moeten zijn. Voor de kruidlaag kan de productie wel geschat worden uit de biomassa. Het hangt dan van de soorten af hoe de productie moet worden geschat. Bij een grazige ondergroei kan de productie gelijk gesteld worden aan de peak standing crop. Bij een ondergroei die uit dwergstruiken (heide, bosbessen) bestaat moet een schatting gemaakt worden van de leeftijd van de struiken (uit jaarringen, of uit leeftijd van de opstand minus tijd voor kolonisatie, of eventueel te schatten met SUMO). Bij bossen met een voorjaarsflora dient de bepaling van de biomassa ook in het voorjaar plaats te vinden. Onderzocht zal moeten worden in hoeverre begrazing in bos van invloed is op de biomassa van de ondergroei en in hoeverre het de moeite loont om ook hier te werken met tijdelijke exclusures. Voor het LMF kan worden overwogen de waarnemingen aan te vullen met waarnemingen uit het MFV of de Vierde Bosstatistiek, waarin houtmeetkundige karakteristieken standaard worden opgenomen in combinatie met de vegetatie (van Dobben et al. 2005). Ook is hier gepland om op een subset van de plots volledige bodemanalyses te verrichten (Dirkse et al. 2004).

Conclusies met betrekking tot beschikbaarheid van nutriënten

Geconcludeerd moet worden dat het op dit moment niet mogelijk is om op voldoende onderbouwde wijze een keuze te maken voor de wijze waarop de beschikbaarheid van nutriënten in het LMF zou moeten worden vastgesteld. Wetenschappelijk gezien heeft een directe meting van beschikbaarheid middels incubatie in het veld zeker de voorkeur. Deze methode is echter bewerkelijk en kan

duur uitvallen in vergelijking met andere methoden. Schatting van de beschikbaarheid via productiviteit lijkt eenvoudiger, maar ook deze methode kan door de vele praktische complicaties toch duur uitvallen. Verder heeft deze methode als groot nadeel dat de productiviteit waarschijnlijk niet erg informatief is over de abiotische condities wanneer niet bekend is welke condities het meest beperkend zijn voor de productiviteit. En daarbij dient bedacht te worden dat deze beperkende condities niet alleen nutriënten hoeven te zijn, maar bij voorbeeld ook vocht (zie hiervoor verder Van Dobben et al. 2005). En het vaststellen van beperkende condities is alleen mogelijk door al deze condities te meten. De vaak gebruikte werkhypothese dat de beschikbaarheid van N de enige (of in elk geval, veruit de belangrijkste) beperkende conditie is, wordt in elk geval niet ondersteund door de studie van Van Dobben et al. (2005).

Om die reden wordt hier aanbevolen om in een testfase een aantal methoden voor de schatting van de beschikbaarheid van nutriënten parallel toe te passen, en pas een definitieve keuze te maken wanneer er meer zicht is op (a) de kosten en (b) de toepasbaarheid van de resultaten van elke methode. Voorgesteld wordt te vergelijken: (1) eenvoudige bodemkenmerken (extraheerbaar NO_3 , NH_4 , PO_4 , K; en C/N en C/P ratio); (2) mineralisatie gemeten door incubatie in het veld; (3) mineralisatie gemeten door incubatie in het lab; (4) voor vegetaties waar dit praktisch uitvoerbaar is (hooiland) de peak standing crop (en eventueel ook de totale [jaarlijkse] productie). Daarnaast wordt voorgesteld om een test uit te voeren met niet-destructieve meting van de biomassa. Er zijn goede ervaringen met fotografische methoden (Roebertsen et al. 1988, van Dobben & Schmidt in prep.). Hierbij wordt de vegetatie gefotografeerd tegen de achtergrond van een wit scherm, waarna op de foto het aantal pixels 'vegetatie' en 'scherm' wordt bepaald. De verhouding tussen deze twee blijkt een redelijk betrouwbare maat te zijn voor de biomassa. Deze methode is echter niet geheel non-destructief omdat de vegetatie in de omgeving van het plot geplet moet worden. Maar zelfs de geschatte totale bedekking in vegetatie opnamen in combinatie met de hoogte van de vegetatie geeft al een redelijke indicatie van de biomassa (van Dobben & Schmidt in prep.).

2.2 Zuurgraad

Zuurgraad is van de drie 'master' variabelen de minst problematische qua meting. De vraag in hoeverre de gemeten pH van de bodem een goede voorspeller is voor de vegetatie wordt door verschillende auteurs verschillend beantwoord. Wamelink et al. (2006) stellen dat de pH (uit beschikbare metingen afkomstig uit een grote diversiteit aan bronnen) een goede voorspeller is voor de vegetatie. Zij tonen aan dat de in Nederland afgeleide verbanden ook in buitenlandse datasets tot goede voorspellingen leiden. Anderzijds stellen Schaffers & Šýkora (2000), op grond van eigen metingen in wegbermen in Nederland, dat de gemeten bodem pH een slechte voorspeller is voor de vegetatie. Deze auteurs concluderen dat de gemeten Ca concentratie een betere voorspeller is voor de Ellenberg R dan de gemeten pH. Als oorzaak geven zij aan dat de meeste soorten met een pH optimum in het 'midden' pH gebied (tussen $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 5 en 7) een zeer brede amplitude hebben waardoor in dit gebied de Ellenberg-R nauwelijks reageert op de gemeten pH. Wamelink et al. vonden dit effect niet en

stellen dat een eenvoudig lineair model de beste terugvoorspelling oplevert. Een verschil tussen beide benaderingen is wel dat Schaffers & Sýkora de terugvoorspelling van Ellenberg-R als maat voor de sterkte van het verband gebruikten, en Wamelink et al. de terugvoorspelling van de bodem pH zelf.

Omdat momenteel niet duidelijk is of de pH danwel de Ca concentratie de variabele is waar de plant direct op reageert, wordt voorgesteld beide te meten. Dit kan in hetzelfde monster gebeuren. Omdat de bodem toch bemonsterd en geanalyseerd moet worden voor de bepaling van de nutriënten beschikbaarheid, kan worden overwogen in dit monster alle macronutriënten te bepalen. In de studies naar de relaties tussen bosvegetatie en bodem, die door Van Dobben & de Vries (2001) en De Vries et al. (2002) zijn uitgevoerd, zijn de volgende bodemkenmerken bepaald: basenverzadiging, kationenuitwisselingscapaciteit (CEC), totaal organische stof, organische anionen, en de ionen H, K, Na, Mg, Ca, Al, NO₃, NH₄, Cl, PO₄, SO₄. Omdat gezien het bovenstaande toch al bepaald moeten worden: H, K, Ca, NO₃, NH₄, PO₄, kunnen de 'extra' nutriënten met weinig meerkosten worden bepaald (deels in dezelfde analysegang indien gebruik gemaakt wordt van ICP). Met name SO₄ kan nuttig zijn gezien de discussie over de rol die SO₄ speelt bij 'interne' eutrofiëring. De bepaling van basenverzadiging en CEC vergt wel een extra extractie (met BaCl₂), en is dus relatief duur. Verder dient rekening gehouden te worden met de complicatie dat monsters ofwel direct moeten worden geanalyseerd, ofwel gedroogd of ingevroren. Bij de planning van het veldwerk moet hiermee rekening gehouden worden.

Voorgesteld wordt de pH en de Ca concentratie te bepalen in een bodemmonster op een vaste diepte van 5-10 cm (mengmonster van 20 steken). Omdat voor de bepaling van NO₃ en NH₄ extractie met CaCl₂ wordt gebruikt kan de pH tweemaal bepaald worden: in water en in CaCl₂ extract. Op deze wijze wordt de beste vergelijkbaarheid met bestaande metingen verkregen, vooral ook de buitenlandse, die meestal betrekking hebben op pH_{CaCl2}. Overwogen zou kunnen worden in bos ook pH_{KCl} te bepalen omdat dit de methode is die traditioneel in de bosbouw wordt gebruikt; echter pH_{water} is redelijk betrouwbaar om te rekenen in pH_{KCl}. De meest efficiënte methode, die naar de toekomst alle mogelijkheden openlaat, is op alle punten bodemmonsters te verzamelen en te drogen, en deze in elk geval te analyseren op pH_{water}, pH_{CaCl2} en extraheerbaar Ca. Op een subset van de punten kunnen dan pH_{KCl} en andere macronutriënten worden bepaald; het laatste afhankelijk van het al dan niet meten van de mineralisatie.

2.3 Hydrologische condities

Bestaande gegevens

In het werk van Wamelink et al. (2002) wordt de Gemiddelde Voorjaars Grondwaterstand (GVG) gebruikt als maat voor de beschikbaarheid van water voor de vegetatie. Het blijkt dat deze grootheid een redelijke correlatie vertoont met de gemiddelde Ellenbergwaarde van vegetatieopnamen. Echter, de gegevens waarop Wamelink et al. zich baseren vertonen een aantal tekortkomingen:

- het is onbekend hoe lang de tijdreeksen zijn waarop de GVG's zijn gebaseerd; omdat de database is samengesteld uit gegevens van verschillende bronnen, zijn deze tijdreeksen waarschijnlijk ook van verschillende lengte;
- de representativiteit van de waterstanden in de peilbuizen voor de opname is onbekend. Wanneer de afstand tussen vegetatieopname en peilbuis erg groot is, of wanneer er sterke hydrologische gradiënten zijn, is deze representativiteit wellicht gering, maar gegevens hierover ontbreken;
- grondwaterstanden (GVG, GHG en GLG) zijn de enige hydrologische gegevens die op voldoende ruime schaal beschikbaar zijn om een relatie met de vegetatie te leggen. Maar bij lage grondwaterstanden (bij voorbeeld op de hoge zangronden) hebben deze kenmerken weinig betekenis voor de vegetatie, omdat het grondwater zich dan altijd buiten het bereik van de wortelzone bevindt.

Bij de opzet van een nieuw meetnet zal tenminste gezorgd moeten worden voor het opheffen van de bovenstaande beperkingen.

Hydrologische karakterisering van de abiotische condities

In het project 'Abiotische Randvoorwaarden Natuur' (Wamelink & Runhaar 2000) worden vier hydrologische karakteristieken gebruikt:

- de GVG
- de GLG (= Gemiddeld Laagste Grondwaterstand)
- het vochtleverend vermogen van de bodem
- de kweldruk

De factor waar het uiteindelijk om gaat (die waar de plant direct mee te maken heeft) is de vochtspanning in de wortelzone. Continue en directe meting hiervan op grote schaal is echter praktisch onuitvoerbaar (zie onder). Wat wel mogelijk is, is het meten van GVG, GLG, en kwel in peilbuizen, en het vochtleverend vermogen via een veldschatting of analyse van een monster in het lab. Wanneer deze grootheden bekend zijn, kan met het model SWAP (van Dam 2000) een schatting verkregen worden van het verloop van de vochtspanning in de tijd. Hiertoe dienen dan ook de neerslag en verdamping als invoer beschikbaar te zijn, maar deze kunnen verkregen worden door interpolatie tussen weerstations (Jansen et al. 2000). Voor een hydrologische karakterisering op zich is het niet strikt noodzakelijk de kweldruk te kennen; deze komt bij toepassing van SWAP als verschilterm uit het model naar voren. Wel kan het voor de basen- en nutriënten status van de vegetatie van belang zijn de kweldruk te kennen.

Bestaande meetnetten

Om de kosten beperkt te houden zal voor het LMF zoveel mogelijk moeten worden aangesloten op bestaande abiotische meetnetten. Dit betekent dat zal moeten worden nagegaan in hoeverre zich bestaande peilbuizen bevinden in de nabijheid van LMF plots. Dit kan door aan TNO de coördinaten van alle buizen uit het DINO bestand op te vragen (niet gratis).

Nieuwe metingen

Wanneer er in de buurt van een LMF plot dat geselecteerd is om bemeten te worden, geen peilbuis aanwezig is, zal deze nieuw geplaatst moeten worden. Hoewel het

plaatsen van een peilbuis op zich een eenvoudige operatie is, moet hierbij tevens aandacht geschonken worden aan het volgende:

- er moet toestemming worden verkregen voor het plaatsen van buizen, en de lokale beheerder moet op de hoogte zijn van de locatie van de buizen;
- er moeten afspraken gemaakt worden met de lokale beheerder over het opnemen van de buizen. Eenmaal opnemen per 2 weken is een algemeen aanvaarde opnamefrequentie. Waarschijnlijk is dit geen probleem wanneer er in hetzelfde terrein reeds andere buizen aanwezig zijn, de opname kan dan gelijktijdig plaatsvinden. Indien het niet mogelijk is hierover afspraken te maken, zullen er automatische drukopnemers geplaatst moeten worden (*kostenschatting: ca. € 200 per stuk*).
- nieuw geplaatste buizen moeten worden ingemeten (X, Y en Z). Minimaal is het nodig de Z-coördinaat in te meten ten opzichte van het maaiveld van het pq, maar voor een goede aansluiting met andere waterstandsmetingen is het ten sterkste aan te raden ook de X en Y coördinaten in te meten. Dit kan ofwel via DGPS of door waterpassing vanuit een NAP peilmerk of vanuit een andere peilbuis met bekende coördinaten (reken op 1 dag werk of ca. € 1000 per buis). Het is overigens niet strikt noodzakelijk de peilbuizen meteen na het plaatsen in te meten, dit kan altijd later nog, zeker de X en Y coördinaten. Voor het terugvinden van de buis door de opnemer is plaatsbepaling met een hand GPS voldoende nauwkeurig.
- schatting van de kwelintensiteit is mogelijk door het plaatsen van buizen met verschillende filterdieptes. Omdat (1) het voor een schatting van de hydrologische condities niet strikt noodzakelijk is de kwelintensiteit te kennen, en (2) de kwelintensiteit ook geschat kan worden op grond van peilwaarnemingen op één diepte met behulp van SWAP, wordt voor het huidige meetnet het plaatsen van buizen(paren) met meerdere filterdieptes niet aangeraden.
- Er dient eenmalig een schatting gemaakt te worden van het vochtleverend vermogen van de bodem. Dit kan gebeuren door ofwel een schatting in het veld, ofwel (aanbevolen) door het nemen van een monster en een analyse van de korrelgrootteverdeling (kosten ca. € 35,- per monster). Bij verticaal heterogene bodems kan worden overwogen op twee dieptes te bemonsteren.

Bepaling van de vochttoestand

Uit de beschikbare metingen van 14-daagse grondwaterstand en korrelgrootteverdeling, in combinatie met de van elders verkregen neerslag en verdamping, kan het verloop van de vochtspanning in de wortelzone worden gesimuleerd met het model SWAP. Aanbevolen wordt om deze simulaties op een beperkte subset van punten te valideren middels directe metingen. Deze directe metingen zijn mogelijk met een z.g. TDR sensor. Aanbevolen wordt om een subset van ca. 20 punten te selecteren met een brede range aan bodemtypen en vochttoestand in de buurt van Wageningen, en hier zelf (door medewerkers van het project) de peilbuizen 14-daags te laten opnemen, en tegelijk TDR data te laten downloaden.

Gewenste lengte van de meetreeks

Een gebruikelijke afspraak is om GVG's te bepalen op grond van meetreeksen van tenminste acht jaar. Omdat het bij het huidige project echter gaat om het schatten van de vochttoestand met behulp van SWAP, hoeven de meetreeksen feitelijk niet langer te zijn dan voor een goede calibratie van SWAP noodzakelijk is. Geschat wordt dat dit 3 à 4 jaar is. In die periode zijn ook de extremen waarschijnlijk in voldoende mate voorgekomen. Er wordt dan wel van uitgegaan dat er in die periode geen plotselinge veranderingen in de grondwaterstand optreden tengevolge van externe maatregelen (wateronttrekking of anti-verdrogingsmaatregelen). Dit zal per geval moeten worden nagegaan. Overwogen zou kunnen worden om als validatie op een selectie van meetpunten de waterstanden gedurende langere tijd te volgen.

Relatie met de vegetatie

Wanneer de vocht beschikbaarheid door de tijd wordt gevolgd kan er sprake zijn van twee 'signalen': een fluctuatie, veroorzaakt door weersinvloeden, en daaroverheen een lange-termijn trend, veroorzaakt door trends in het klimaat, door verdroging of door anti-verdrogingsmaatregelen. Voor het scheiden van deze twee signalen zijn lange tijdreeksen nodig (10 jaar of langer) en die worden in dit project niet voorzien. Het is aannemelijk dat ook in de verandering in de vegetatie zelf te beschrijven is als een korte termijn fluctuatie met daarover gesuperponeerd een lange-termijn trend (van Dobben & Slim in prep). Wanneer de relatie tussen de vegetatie en de vochttoestand voldoende goed beschreven is (op grond van de metingen uit dit project) kunnen in principe oude pq-reeksen gebruikt worden om lange-termijn trends in vocht beschikbaarheid op te sporen. Daarvoor zal dan wel eerst onderzocht moeten worden in hoeverre de vegetatie naijlt op de vochttoestand. Dit wordt in het huidige project niet onderzocht.

Gebruik van duurlijnen

Veel ouder ecohydrologisch onderzoek maakt gebruik van 'duurlijnen': dit zijn plots waarin de hoogte van de grondwaterstand wordt uitgezet tegen de tijdsduur dat deze hoogte wordt overschreden (Knotters et al. 2003). De benadering wordt hier niet aanbevolen omdat de fysische achtergrond onduidelijk is, en omdat -zoals reeds eerder opgemerkt- aan grondwaterstand gerelateerde maten alleen betekenis voor de vegetatie hebben indien de wortelzone zich binnen het bereik van het grondwater bevindt. Ook voor de aansluiting op andere modellen (onder andere SMART - SUMO) verdient een directe meting of schatting van de beschikbaarheid de voorkeur, omdat deze modellen van dezelfde fysische uitgangspunten gebruik maken. Wel zou de duurlijnen benadering zinvol kunnen zijn bij vegetaties die gedurende een aanzienlijk deel van het jaar met grond- of oppervlaktewater in aanraking zijn. In het LMF speelt dit echter maar beperkt een rol, omdat echte watervegetatie hier zijn uitgesloten.

3 Conclusies en aanbevelingen

In dit hoofdstuk komen enkele algemene overwegingen aan de orde die bij de uitbreiding van het LMF met abiotische condities van belang zijn.

3.1 Soorten of typen?

Alvorens te starten met het meten van abiotische condities dient de principiële keuze gemaakt te worden of dit primair soort-gericht of primair type-gericht moet gebeuren. Duidelijk is dat de beheerders, als belangrijke gebruikers, een voorkeur hebben voor een type-gerichte benadering. Als gekozen wordt voor een type-gerichte benadering zou dat een fundamentele ommekeer zijn ten opzicht van de tot nu toe gebruikte expert systemen (onder andere dat van Ellenberg), die allemaal soortgericht zijn. Toch wordt er hier voor gepleit een soortgerichte benadering te gebruiken, om de volgende redenen:

- soorten zijn veel universeler bruikbaar, en ook door de tijd stabiel, dan typen. Zelfs in de (ook internationaal) redelijk breed geaccepteerde typologie van Braun-Blanquet blijkt op een tijdschaal van decennia de inhoud van de typen veranderlijk te zijn (Dirkse 1998). Hoewel ook op het niveau van soorten de taxonomische opvattingen in de loop van de tijd veranderen, is de stabiliteit hier veel groter; de meeste veranderingen zijn slechts van nomenclatorische aard.
- Omdat vele gebruikers hun eigen typologie hebben, zal het moeilijk zijn overeenstemming te bereiken over de te gebruiken typologie. Dit probleem kan wellicht deels omzeild worden door het Braun-Blanquet systeem te gebruiken, zoals door Schaminée et al. (1995) voor Nederland geïmplementeerd. Er moeten dan vertaaltabellen gemaakt worden van deze typologie naar eigen typologieën van gebruikers. Voor de LNV doeltypen systematiek en voor de Habitattypen is een dergelijke vertaaltabel beschikbaar.
- Indien uitgegaan wordt van typen zal het noodzakelijk zijn deze in het veld reeds te benoemen. Immers, de opgenomen punten moeten dan voorbeelden zijn van typen in 'goed ontwikkelde' of 'zuivere' vorm (cf. Beets et al. 2001). Maar hiermee zou weer een deel expert oordeel het project binnensluipen, terwijl het juist het doel was het expert oordeel te vervangen door objectieve metingen. Het gevaar bestaat dan dat door het weglaten van 'verarmde' vormen van de 'zuivere' typen, van bepaalde soorten een deel van de responskromme wordt gemist. Anderzijds is het wel zo dat opnamen die niet bewust zijn neergelegd op vindplaatsen van een bepaald type, achteraf aan typen kunnen worden toegekend (bij voorbeeld met ASSOCIA of TWINSPAN, of handmatig). In dat geval vervalt het onderscheid tussen de type-gerichte en de soort-gerichte benadering. Overigens is deze problematiek voor het LMF niet zo relevant omdat de opnamen hier al vastliggen; maar bij uitbreiding van het project buiten het LMF moet hierin wel een keuze gemaakt worden.

- indien responses per soort beschikbaar zijn, kunnen hieruit responses voor willekeurig welke typologie worden afgeleid als er een voldoende groot bestand beschikbaar is van opnamen die in die typologie zijn benoemd. In dat geval kan de gemiddelde abiotische waarde per opname worden bepaald, en daarmee dan weer de gemiddelde waarde per type. Het enige nadeel van deze procedure is dat de range per type kleiner wordt dan bij directe meting omdat door het herhaaldelijk middelen alle waarden de neiging hebben om naar het midden van de schaal te kruipen.

3.2 Visie van beheerders

Natuurmonumenten

Gesproken met Nicko Straathof. Natuurmonumenten is het meest geïnteresseerd in responses per vegetatietype, en niet zo zeer per soort. Zij hebben daartoe een eigen doeltypologie, die afwijkt van de LNV doeltypologie en van de SBB doeltypologie. Er is een handboek waarin deze doeltypen worden beschreven. Maar hij vindt het doelbewust opzoeken van 'zuivere' typen niet nodig; 'ook verarmde vormen van doeltypen kunnen interessante informatie opleveren'. Natuurmonumenten voert geen systematische monitoring van zijn terreinen uit. De monitoring die gebeurt wordt meestal door lokale beheerders of vrijwilligers uitgevoerd, die doorgaans slechts over een matige soortenkennis beschikken. Vegetatieopnamen worden vrijwel niet gemaakt. In principe wordt ieder terrein eens per 18 jaar gekarteerd in een lokale typologie.

Als er peilbuizen bijgeplaatst moeten worden in terreinen van Natuurmonumenten zijn zij bereid mee te denken over de wijze van opnemen. Het laten opnemen door hun medewerkers is bespreekbaar, maar het mag dan niet al te veel extra tijd kosten. Al met al is het wellicht te prefereren overall met automatische drukopnemers te werken, ook al omdat dat de kans op fouten sterk verkleint. Allen de kosten kunnen een beperkende factor zijn. Alle bestaande peilbuizen van Natuurmonumenten zitten in het DINO systeem en zijn dus opvraagbaar.

Straathof geeft aan dat ook voor Natuurmonumenten het beschikken over een goede relatie tussen soorten of typen en abiotische condities van belang is. En dit belang neemt toe door nieuwe regelgeving zoals Programma Beheer, Habitatrichtlijn en Kaderrichtlijn Water. Hierdoor zal ofwel op het niet behalen van een doel een boete komen te staan, ofwel moet er geïnvesteerd worden in het realiseren van bepaalde doelen. In beide gevallen is het essentieel te weten of zo'n doel op een bepaalde plaats inderdaad haalbaar is gegeven de abiotische condities.

Staatbosbeheer

Gesproken met Jan Streefkerk. Staatsbosbeheer kiest nadrukkelijk voor de typen benadering, en hecht sterk aan een juiste keuze van locaties in het terrein. Daarom heeft SBB ook reserves ten opzichte van het NEM. Het is bij SBB niet bekend hoe de NEM plots zijn neergelegd. De locatiekeuze zoals die in het project 'Terreincondities' (Beets et al. 2001) plaatsvindt wordt als optimaal gezien. De

gegevens uit Terreincondities zijn afgeschermd omdat men bang is dat interpretatie door verschillende onderzoekers ook verschillende resultaten zal opleveren, hetgeen bij voorbeeld onderhandelingen met waterschappen over peilregimes kan bemoeilijken.

Er dient volgens SBB gezocht te worden naar optimaal ontwikkelde voorbeelden van associaties, subassociaties en rompgemeenschappen. Verder wordt gewezen op wat er al gedaan is: het indicatorensysteem dat is ontwikkeld door KIWA in samenwerking met SBB. Er worden door SBB op eigen kosten al veel gegevens verzameld, onder andere in Terreincondities en in de standaard monitoring van terreinen. In VHR gebieden worden momenteel referentiepunten ingericht waar de waterstand wordt gemonitord en waar eens per vijf jaar een bodemmonster wordt geanalyseerd. De waterstand gegevens die door SBB worden verzameld zijn opgenomen in het DINO bestand, maar wel afgeschermd. Er is door SBB al eens een opzet gemaakt voor een systeem van een 'gemeenschappelijk kennissysteem en dataset vegetatietypen en terreincondities'; deze wordt weergegeven in Bijlage 1. Overigens komen de wensen in deze opzet -afgezien van de strikte eisen die SBB wil stellen aan de monsterlocaties- grotendeels overeen met de in dit rapport uiteengezette uitgangspunten. SBB hecht sterk aan het herkenbaar houden van de eigenaar van de gegevens in de gemeenschappelijke database. Dit lijkt geen onredelijke eis.

3.3 Criteria voor de keuze van te bemeten plots

Er is een globale analyse uitgevoerd op de LMF plots op grond van gemiddelde Ellenbergwaarde per plot en syntaxonomische positie. De reden hiervoor is dat voor een meting van abiotische condities een selectie van plots gemaakt moet worden die de verschillende condities (en combinaties daarvan) zo goed mogelijk representeren. De meest voor de hand liggende stratificatie criteria zijn: de Ellenberg getallen, de FGR's, en de syntaxa. Daarom is gekeken hoe de onderlinge verbanden tussen deze criteria zijn. Tabel 1 geeft een correlatiematrix van de gemiddelde Ellenberg getallen per plot voor licht, vocht, zuurgraad en nutriënten. De onderlinge correlaties zijn doorgaans zwak, behalve tussen R en N ($r=0.84$). Dit is een gevolg van de keuze van de LMF plots, want op soortniveau is deze correlatie veel zwakker ($r=0.33$, Tabel 2). Vanwege deze sterke correlatie is er vanuit gegaan dat voor een goede verdeling van de plots over de Ellenberg getallen alleen gekeken hoeft te worden naar ofwel e_R, ofwel e_N. Er is hier voor het laatste gekozen.

Tabel 1: correlatiematrix van gemiddelde Ellenberg indicator waarden over alle LMF plots. Aantal plots: 8140

	L	F	R	N
L	1.00			
F	0.25	1.00		
R	0.07	0.35	1.00	
N	-0.16	0.30	0.84	1.00

Tabel 2: A: Correlatiematrix voor F, R en N op het niveau van soorten voor de hele Nederlandse flora. Getallen geven de correlatiecoëfficiënten op het niveau van soortenparen. B: aantallen soortenparen waarop elke correlatie is gebaseerd; langs de diagonaal staat het totaal aantal soorten met een waarde voor de betreffende indicator.

A:	L	F	R	N
L	1.00			
F	-0.04	1.00		
R	0.05	-0.14	1.00	
N	-0.19	0.22	0.33	1.00

B:	L	F	R	N
L	1346			
F	1243	1263		
R	931	889	946	
N	1130	1081	820	1148

Tabel 3: verdeling van de F en N indicatorwaarden over de FGR's. Getallen zijn aantallen plots. Klassegrenzen voor F en N zijn zodanig gekozen dat de aantallen waarnemingen in elke klasse ongeveer gelijk zijn; de gegeven waarden zijn de ondergrens van elke klasse.

F	N	AZ	DU	HL	HZ	LV	RI	ZK	SOM	SOM%
2	1	7	286	19	1099	1	17	4	1433	17.8%
2	4.3	11	200	55	375	2	151	53	847	10.5%
2	5.9	4	98	80	69	5	81	49	386	4.8%
5.5	1	9	30	3	497	8	6	2	555	6.9%
5.5	4.3	37	77	20	551	55	67	101	908	11.3%
5.5	5.9	44	105	80	311	81	329	280	1230	15.3%
6.8	1	2	28	0	511	115	6	5	667	8.3%
6.8	4.3	32	41	1	361	269	158	86	948	11.8%
6.8	5.9	68	36	4	135	216	408	204	1071	13.3%
SOM		214	901	262	3909	752	1223	784	8045	100.0%
SOM%		2.7%	11.2%	3.3%	48.6%	9.3%	15.2%	9.7%	100.0%	

Vervolgens is een tabel gemaakt van de verdeling van de combinaties van e_F en e_N over de FGR's (na samenvoegen van de sub-FGR's, waarvan er sommige überhaupt geen LMF plots blijken te bevatten). Om de tabel niet te ingewikkeld te maken zijn de Ellenberg warden in drie, ongeveer even grote, klassen ingedeeld (Tabel 3). Het blijkt dat deze combinaties van e_F en e_N een goede spreiding over de FGR's hebben; alleen combinaties die minder waarschijnlijk zijn voor de betreffende FGR zijn weinig vertegenwoordigd of komen niet voor. Dit geldt bijvoorbeeld voor lage e_F in AZ en LV, hoge e_F in HL, en lage e_N in ZK. Van bijna alle andere combinaties zijn in alle FGR's meer dan 10 plots beschikbaar, zodat er een ruime keuze in te bemeten plots bestaat.

Om de spreiding over de syntaxonomische eenheden na te gaan zijn de LMF plots met behulp van ASSOCIA syntaxonomisch gedetermineerd. Vervolgens is de spreiding van de verbonden over de FGR's nagegaan; het resultaat wordt gegeven in Tabel 4. Van de 8155 plots zijn er 5999 gedetermineerd op het niveau van verbond of lager, en ook hier is er een goede verdeling over de FGR's. Aangeraden wordt om de keuze van de plots te baseren op de volgende criteria (in volgorde van belangrijkheid):

- alle combinaties van e_F en e_N (en dus ook e_R) moeten vertegenwoordigd zijn in alle FGR's (behalve diegene die voor een bepaalde FGR niet relevant zijn, zie boven);
- als er keuze is tussen meer plots met dezelfde combinatie van e_F , e_N en FGR, kunnen deze gespreid worden over de verbonden;
- de verdere keuze kan worden gemaakt op grond van praktische overwegingen zoals toegankelijkheid van het terrein en de aanwezigheid van peilbuizen.

Tabel 4: aantallen LMF plots per verbond per FGR.

verbond	AZ	DU	HL	HZ	LV	RI	ZK	SOM	naam
01AA		2		3	4	10	2	21	Lemnion minoris
01AB				2	1	1		4	Lemnion trisulcae
04AA							1	1	Nitellion flexilis
04BA				1		1		2	Charion fragilis
04BB				1		5		6	Charion vulgaris
05AA					1			1	Zannichellion pedicellatae
05BA		3		8	4	11	2	28	Nymphaeion
05BB		1		1	3	2		7	Hydrocharition morsus-ranae
05BC		3		5	6	6	6	26	Parvopotamion
05CA				4	3	6	2	15	Ranunculion peltati
06AA				1		1		2	Littorellion uniflorae
06AB				1		1		2	Potamion graminei
06AC		1		14	1	1	1	18	Hydrocotylo-Baldellion
06AD				2				2	Eleocharition acicularis
07AA			1	6	1			8	Cardamino-Montion
08AA	2			8	7	15	4	36	Sparganio-Glycerion
08AB	1	1		3	6	34	2	47	Oenanthion aquaticae
08BA				2	6	2		10	Cicution virosae
08BB	15	4	1	17	27	31	42	137	Phragmition australis
08BC	2			13	16	18	6	55	Caricion gracilis
08BD			1	12	29	6		48	Caricion elatae
09AA		4		13	42	3		62	Caricion nigrae
09BA	13	18		6	9	3	1	50	Caricion davallianae
10AA				21				21	Rhynchosporion albae
11AA		11		129	2			142	Ericion tetralicis
11BA		1		19	20		1	41	Oxycocco-Ericion
12AA	3		5	8	1	1	2	20	Polygonion avicularis
12BA	15	8	1	74	56	51	77	282	Lolio-Potentillion anserinae
14AA		36		25				61	Corynephorion canescentis
14BA	1	2	1	42		3		49	Thero-Airion
14BB	2	48	3	111	1	9	3	177	Plantagini-Festucion
14BC	2	9	2	10		51	1	75	Sedo-Cerastion
14CA		53						53	Tortulo-Koelerion
14CB		96		2				98	Polygalo-Koelerion
15AA			6	1				7	Mesobromion erecti
16AA		2		38	21	1		62	Junco-Molinion
16AB	3	23	1	95	79	32	36	269	Calthion palustris
16BA	1		1	4	1	8	6	21	Alopecurion pratensis
16BB	2	4	14	7	6	75	29	137	Arrhenatherion elatioris
16BC	7	33	7	40	19	58	64	228	Cynosurion cristati
17AA		4	9	2	1	7	20	43	Trifolion medii
18AA		1	2	68				71	Melampyrion pratensis
19AA		6	2	92	6	1	1	108	Nardo-Galion saxatilis
20AA		4		300		1		305	Calluno-Genistion pilosae

20AB	1	18		6				25	Empetrium nigri
22AA	1							1	Atriplicion littoralis
22AB	1							1	Salsolo-Honkenyion peploides
23AB		3						3	Ammophilion arenariae
25AA	2						2	4	Thero-Salicornion
26AA					1		7	8	Puccinellion maritimae
26AB	1						3	4	Puccinellio-Spergularion salinae
26AC	6	2					9	17	Armerion maritimae
27AA	30	7		1			4	42	Saginion maritimae
28AA	3	16		83	18	5	8	133	Nanocyperion flavescens
29AA	4		3	10	5	58	4	84	Bidention tripartitae
30AB							1	1	Fumario-Euphorbion
30BB				1				1	Digitario-Setarion
31AA		4		1			1	6	Salsolion ruthenicae
31AB	1	3	4	3	2	8	5	26	Arction
31BA	1	12		4			1	18	Onopordion acanthii
31CA		10	18	26	5	17	9	85	Dauco-Melilotion
32AA	3	4		29	25	27	12	100	Filipendulion
32BA	9			4	7	3	18	41	Epilobion hirsuti
33AA	3	10	24	27	9	38	44	155	Galio-Alliarion
34AA	1	3	2	43	1	1	1	52	Carici piluliferae-Epilobion angustifolii
35AA		6		52	1	1	1	61	Lonicero-Rubion silvatici
36AA	14	4	1	27	17	21	8	92	Salicion cinerea
37AA			2	2			2	6	Pruno-Rubion radulae
37AB	3	4	15	14	1	33	11	81	Carpino-Prunion
37AC	2	47		1		1		51	Berberidion vulgaris
38AA	12	3	3	7	11	57	24	117	Salicion albae
39AA	1	5	1	82	27	26	6	148	Alnion glutinosae
40AA	1	1		56	11	1		70	Betulion pubescentis
41AA		33		494		2		529	Dicrano-Pinion
42AA	1	30	18	480		9	5	543	Quercion roboris
42AB			2					2	Luzulo-Fagion
43AA	6	133	29	100	10	150	74	502	Alno-Padion
43AB		6	46	52	1	22	5	132	Carpinion betuli
SOM	176	742	225	2816	531	935	574	5999	

3.4 Globale kostenschatting bodemanalyse

Tabel 5 geeft een indicatie van de bodem analyses die uitgevoerd zouden kunnen worden, en van de kosten die daarmee gemoeid zijn. De bedragen zijn de kosten die in 2005 in rekening gebracht worden door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van de WUR ('De Dreijen') aan WUR opdrachtgevers, excl. BTW. Daar de prijzen kunnen veranderen en de inhoud van het project nog niet vaststaat, moeten deze prijzen als indicatief worden beschouwd. De niet-ingevulde rijen geven analysemogelijkheden die in het standaard pakket van 'De Dreijen' zitten, maar voor het project waarschijnlijk minder relevant zijn.

Tabel 5: indicatie van de analysekosten per monster.

	aantal monsters	prijs per monster	aantal elementen (bij ICP)	opstartkosten ICP per monster ²⁾	totaal prijs (excl. BTW)	opmerking
VOORBEHANDELING GROND						
drogen	1	€ 4.95			€ 4.95	
breken		€ 6.25			€ -	
malen	1	€ 6.30			€ 6.30	
kolloïd malen 50 µm		€ 8.15			€ -	
zeven 2mm		€ 3.10			€ -	
uitslingeren bodemvocht - prijs op aanvraag					€ -	
ANALYSES GROND						
Totaalbepalingen:						
destructie met HNO ₃ /HCl (aqua regia) voor bepaling Al-As-Ca-Cd-						
Co-Cr-Cu-Fe-Hg-K-Mg-Mn-Na-Ni-P-Pb-S-Sn-Zn-e.a.:						
destructie		€ 19.90			€ -	
meting Hg m.b.v. AAS (koude damp)		€ 7.35			€ -	
meting Al,As,Ca,Cd,Co,Cr,Cu,Fe,K,Mg,Mn,Na,Ni, P,Pb,S of Zn m.b.v. ICP-AES ¹⁾		€ 7.00		€ 1.00	€ -	

	aantal monsters	prijs per monster	aantal elementen (bij ICP)	opstartkosten ICP per monster ²⁾	totaal prijs (excl. BTW)	opmerking
meting As,Cd,Co,Cr,Cu,Mn,Ni,Pb,Sn m.b.v. ICP-MS ¹⁾		€ 9.00		€ 1.50	€ -	
destructie met H ₂ SO ₄ /H ₂ O ₂ /Se voor bepaling Nt,Pt en K:						
destructie	1	€ 10.65			€ 10.65	
meting Nt en Pt	1	€ 5.65			€ 5.65	voor C/N en C/P
meting K met F-AES		€ 6.35			€ -	
Beschikbaarheidsbepalingen:						
extractie met 0,01 M CaCl ₂ voor bepaling pH, NO ₃ -NH ₄ -Nts-P-Na-K, DOC, Al-As-B-Cd-Co-Cr-Cu-Fe-K-Mg-Mn-Na-Ni-P-Pb-S-Sn-Zn-e.a.:						
extractie	1	€ 8.20			€ 8.20	
meting pH	1	€ 4.70			€ 4.70	pH - CaCl ₂
meting NO ₃ ,NH ₄ ,Nts en PO ₄		€ 10.25			€ -	
meting NO ₃ ,NH ₄ ,Nts,PO ₄ ,Na en K	1	€ 12.05			€ 12.05	voor mineralisatie, bij herhaalde incubatie dit bedrag vermenigvuldigen met het aantal incubaties
meting DOC		€ 7.80			€ -	
meting Al,As,Cd,Cr,Cu,Fe,K,Mg,Mn,Na,Ni,P,Pb,S of Zn m.b.v. ICP-AES ¹⁾		€ 7.00		€ 1.00	€ -	
meting As,Cd,Co,Cr,Cu,Mn,Ni,Pb,Sn m.b.v. ICP-MS ¹⁾		€ 9.00		€ 1.50	€ -	
extractie met 1 M KCl voor bepaling NO ₃ en NH ₄ (N-mineraal) in (veld)vochtige grond:						
zeven (5 mm) en homogeniseren		€ 4.90			€ -	
extractie		€ 13.50			€ -	
meting NO ₃ en NH ₄		€ 7.60			€ -	
meting vochtgehalte 105 °C		€ 5.25			€ -	
extractie met 0.43 M HNO ₃ voor bepaling Al-As-Ca-Cd-						
Co-Cr-Cu-Fe-Hg-K-Mg-Mn-Na-Ni-P-Pb-S-Sn-Zn-e.a.:						

	aantal monsters	prijs per monster	aantal elementen (bij ICP)	opstartkosten ICP per monster ²⁾	totaal prijs (excl. BTW)	opmerking
extractie	1	€ 8.20			€ 8.20	
meting Al,As,Ca,Cd,Co,Cr,Cu,Fe,K,Mg,Mn,Na,Ni,P,Pb,S of Zn m.b.v. ICP-AES ¹⁾	1	€ 7.00	5	€ 1.00	€ 12.20	overige kationen (de vetgedrukte), voor zover relevant
meting As,Cd,Co,Cr,Cu,Mn,Ni,Pb,Sn m.b.v. ICP-MS ¹⁾		€ 9.00		€ 1.50	€ -	
extractie met ammoniumoxalaat/oxaalzuur voor bepaling Al-Fe-Mn-P:						geeft indicatie van potentieel beschikbaar P, hier niet zo relevant
extractie		€ 11.95			€ -	
meting Al,Fe,Mn of P met ICP-AES ¹⁾		€ 7.00		€ 1.00	€ -	
diverse fosfaatbepalingen:						
extractie en meting P-ammoniumlactaat (P-AL)		€ 17.95			€ -	
extractie en meting P-water		€ 17.95			€ -	
extractie en meting P-water + gewicht		€ 19.10			€ -	
Bodemkarakteristieke parameters:						
extractie met H ₂ O voor bepaling pH en geleidbaarheid:						
extractie	1	€ 8.50			€ 8.50	
meting pH	1	€ 4.70			€ 4.70	voor pH H ₂ O
meting EC (geleidbaarheid)		€ 5.25			€ -	
granulaire samenstelling (pipetmethode):						wellicht nodig voor vochtleverend vermogen?
voorbehandeling		€ 55.00			€ -	
bepaling fractie > 50 µm		€ 9.30			€ -	
bepaling fractie < 50 µm		€ 13.90			€ -	
bepaling fractie < 16 µm		€ 15.40			€ -	
bepaling fractie < 2 µm		€ 15.40			€ -	
totaal		€ 109.00			€ -	
CEC (kationen omwissel capaciteit) zonder en met basebezetting (Al-						
Ca-Fe-K-Mg-Na met ICP-AES:						wel relevant maar duur, te overwegen voor een selectie van de monsters?

	aantal monsters	prijs per monster	aantal elementen (bij ICP)	opstartkosten ICP per monster ²⁾	totaal prijs (excl. BTW)	opmerking
actuele CEC (BaCl ₂ ongebufferd methode) met basebezetting		€ 42.00		€ 1.00	€ -	
potentiële CEC (Bascomb)	1	€ 42.00		€ 1.00	€ 43.00	deze methode is gebruikt in ICP forest
organische stof:						
organische stof d.m.v. gloeiverlies	1	€ 7.40			€ 7.40	voor C/N
diversen:						
droge stof (105 °C)		€ 5.25			€ -	
bepaling pH-KCl incl. extractie		€ 13.20			€ -	
Kurmies (totaal C)		€ 18.90			€ -	te overwegen voor C/N, meerkosten de moeite waard?
CO ₃ en HCO ₃ (volumetrisch)		€ 31.75			€ -	
K(HCl) m.b.v. F-AES (extractie en meting)		€ 20.00			€ -	
TOTAAL					€ 136.50	

¹⁾ prijs voor één element, voor ieder volgend element geldt een toeslag van 15%

²⁾ minimaal 100 monsters, dus tenminste 100 X dit bedrag

Literatuur

- Alkemade, J R M, Wiertz, J, Latour, J B. 1996. Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren. Rapport RIVM 711901016, 48 p.
- Beets, C P, Hommel, P W F M, de Waal, R W. 2001. Selectie van referentiepunten t.b.v. het Staatsbosbeheer-project terreincondities: resultaten inventarisatie 1999, 2000. Alterra, intern rapport.
- Bobbink, R. 1989. *Brachypodium pinnatum* and the species diversity in chalk grassland. Diss Utrecht :141 p.
- De Vries, W, Reinds, G J, van Dobben, H, de Zwart, D, Aamlid, D, Neville, P, Posch, M, Auee, J, Voogd, J C H, Vel, E M. 2002. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report UN/ECE, Brussels / Geneva, 177 p.
- Dirkse, G M. 1987. De natuur van het Nederlandse bos. RIN Report 87/28:217 p.
- Dirkse, G M. 1998. The validity of general purpose flora-based classification of vegetation. Diss Utrecht :123 p.
- Dirkse, G, de Vries, W, Leeters, E, van Dobben, H, Erisman, W, Grimberg, G. 2004. Forest Focus in Nederland; Een blauwdruk voor een Nationaal Programma Bosmonitoring. Alterra rapport 1046, 57 p.
- Ertsen, D. 1998. Ecohydrological response modelling. Diss. Utrecht :145 p.
- Jansen, H, Sevenster, J. 1996. Opbrengstabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. Rapport IBN-DLO.
- Jansen, P C, Runhaar, J, Witte, J P M, van Dam, J C. 2000. Wetness indication of grass vegetations in relation to the moisture status of soils. Report 057, Alterra Green World Research, Wageningen, 59 p.
- Knotters, M, Hoogland, T, Van der Gaast, J. 2003. Nieuwe informatie over de grondwaterdynamiek: wensen en mogelijkheden. Alterra rapport 548, 50pp.
- Roebertsen, H, Heil, G W, Bobbink, R. 1988. Digital image processing: a new method to analyse vegetation structure. *Acta Botanica Neerlandica* 37:187-192.
- Sanders, M E, van Dobben, H F, Raterman, B W, Kros, J, Hendriks, C M A. 2000. Op weg naar een kennissysteem natuurgerichte randvoorwaarden. Rapport Alterra 148:83 p.
- Schaffers, A P, Sykora, K V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field methods. *J Veg Sci* 11:225-244.
- Schaffers, A P. 2000a. Ecology of roadside communities. Diss. Wageningen :303 p.
- Schaffers, A P. 2000b. In situ annual nitrogen mineralization predicted by simple soil properties and short-period field incubation. *Plant and Soil* 221:205-219.
- Schaminée, J H J, Stortelder, A H F, Westhoff, V. 1995. De vegetatie van Nederland I. inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, 296 p.

- Silvertown, J, Dodd, M E, McConway, K, Potts, J, Crawley, M. 1994. Rainfall, biomass variation, and community composition in the Park Grass experiment. *Ecology* 75:2430–2437.
- Tilman, D. 1990. Mechanisms of plant competition for nutrients: the elements of a predictive theory of competition. In: J B Grace & D Tilman, *Perspectives on plant competition*, p. 117-141. Academic Press, Londen.
- Van Dam, J C. 2000. Field-scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation, and case studies. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 167 p.
- Van Dobben, H F, de Vries, W. 2001. Relatie tussen vegetatie en abiotische factoren in het Meetnet Vitaliteit en Verdroging: Een statistische studie op grond van waarnemingen in 200 opstanden in 1995 en 1996. *Alterra rapport 406*:54 p + bijl.
- Van Dobben, H F, Schouwenberg, E P A G, Mol, J P, Wieggers, H J J, Jansen, M J M, Kros, J, de Vries, W. 2004. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. *Alterra rapport 953*:84 p.
- Van Dobben, H F, Slim, P A. in prep. Evaluation of changes in permanent plots in the dunes and upper salt marsh at Ameland East: Ecological effects of gas extraction.
- Van Dobben, H F, Ter Braak, C J F, Dirkse, G M. 1999. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *Forest Ecology & Management* 114:83-95.
- Van Dobben, H F, Wamelink, G W W, Wegman, R M A. 2005. Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie: Een verkennende studie. Rapport MNP, in prep.
- Van Dobben, H F. 1993. Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. Diss Utrecht :214 p.
- Van Dobben, H F, Schmidt, A M. in prep. Opportunities for operational remote sensing techniques to assist wetland management. *Alterra report*.
- Wamelink, G W W, Runhaar, J. 2000. De abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen geschat op basis van associaties. Achtergronddocument voor het Handboek Natuurdoeltypen. CD-ROM.
- Wamelink, G W W, Goedhart, P W, Van Dobben, H F, Berendse, F. in prep. The response of plant species to soil pH: replacing expert judgement by measured responses
- Wamelink, G W W, Joosten, V, van Dobben, H F, Berendse, F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13:269-278.
- Wamelink, G W W, Ter Braak, C J F, Van Dobben, H F. 2003. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18:513-527.
- Wamelink, G W W, Van Dobben, H F. 1996. Schatting van responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenberg's indicatiegetallen. *IBN-rapport 233*:109 p.

Bijlage 1 : Visie van Staatsbosbeheer

Gemeenschappelijk kennissysteem + dataset vegetatietypen en terreincondities

Door: J.G.Streefkerk, Staatsbosbeheer, Driebergen, 23-10-2003

1. Kennisbehoefte

Voor zowel het natuur- en milieubeleid als het terreinbeheer worden abiotische randvoorwaarden/ terreincondities voor de natuurdoelen en vegetatietypen gebruikt. De kennisbehoefte over abiotische randvoorwaarden/ terreincondities bij het beleid (o.a. Natuurplanburo, OGOR, EKW, VH-gebieden, Waterlood) en terreinbeheerders is op hoofdlijnen vergelijkbaar, maar wordt toegepast op verschillende schaalniveaus.

2. Bestaande kennis: onvolledig en onbetrouwbaar!

Door beleid en beheer zijn initiatieven genomen om een dataset te ontwikkelen, waarmee de abiotische randvoorwaarden bij gestelde natuurdoelen en verandering van milieumomstandigheden in beeld kunnen worden gebracht.

Zo heeft Staatsbosbeheer voor de bedrijfssturing, gezamenlijk met het KIWA, een systeem van indicatorsoorten ontwikkeld, waarmee veranderingen in milieumomstandigheden in terreinen kunnen worden gemonitord. Het project is gestart in 1995 en wordt dit jaar afgerond. Goede abiotische veldgegevens ontbreken. Daarom is de indicatiewaarde gebaseerd op schattingen.

In de jaren 1999-2000 is door Alterra (gefinancierd door LNV Directie N en in samenwerking met KIWA) gewerkt aan een systeem KENNAT, waarin is getracht alle beschikbare combinaties van abiotische metingen en vegetatieopnamen bijeen te brengen. Bij de kritische controle op de kwaliteit van de beschikbare gegevens kwam vervolgens een groot aantal problemen aan het licht, die zijn samen te vatten onder de noemer:

- Gebrek aan standaardisatie in de wijze van gegevensverzameling;
- Gebrek aan planning (respectievelijk stratificatie) bij het geografisch spreiden van de opnamen.

Dit leidt er toe dat thans beschikbare gegevens onvolledig en onbetrouwbaar zijn. Een vervelende consequentie van die onbetrouwbaarheid is dat de responses van de soorten en vegetatietypen) zoals die uit de gegevens blijken, vaak breder zijn dan zij naar alle waarschijnlijkheid in werkelijkheid zijn. Deze problemen zijn op te lossen door op een gestandaardiseerde wijze gegevens te verzamelen.

Conclusie: door beleid en beheer worden onvolledige en onbetrouwbare abiotische gegevens gebruikt. Dit heeft tot gevolg, dat de doelrealisatie niet concreet kan worden gepland, en niet of onvoldoende kan worden gecommuniceerd over verandering van milieumomstandigheden.

3. Oplossingsrichting: bekend en haalbaar!

Er vindt vanuit de verschillende DWK-onderzoeksprogramma's slechts in beperkte mate actie plaats om dit knelpunt op te lossen. Om dit probleem aan te pakken wordt door Alterra, KIWA en Staatsbosbeheer getracht een hiervoor een gecoördineerde actie te starten. Door selectie en beoordeling van voor het Staatsbosbeheer verzamelde gegevens

over de vegetatie en hydrologie wordt er sinds een aantal jaren aan dit kennishiaat gewerkt, in nauwe samenwerking met Alterra. Zo is thans een bestand opgebouwd van “referentiepunten”, waarin voor ca. 100 vegetatietypen, naast de beschrijving van de vegetatie zelf, ook bodem en hydrologie (grondwaterstandsverloop) zijn beschreven. Voor een deel vindt cofinanciering plaats uit het DWK-programma 395. Voor het overgrote deel wordt deze actie tot nu toe door het Staatsbosbeheer betaald.

1. Het zal duidelijk zijn dat een kennissysteem van referentiepunten in het veld, met daaraan gekoppeld een database (bestaande uit een beschrijving van vegetatietypen en bijbehorende abiotiek) van essentieel belang is voor het beleid en beheer. Nu ligt er het probleem van verdere uitbouw (selectie en inrichting) van referentiepunten en opbouw, ontsluiting en onderhoud van de bij de referentiepunten verzamelde en nog te verzamelen gegevens bij Staatsbosbeheer.

Recent (in februari), is er gesprek gevoerd tussen betrokken onderzoekers van Alterra en vertegenwoordigers van Staatsbosbeheer evenals een gesprek (in maart) tussen de heer Karres (LNV-directie Natuur), de heer Beije (EC-LNV) en Staatsbosbeheer. In beide besprekingen is het probleem onderkend. Naar aanleiding hiervan, is deze afspraak tussen terreinbeheerders, Alterra en KIWA gemaakt om te trachten te komen tot een gemeenschappelijke database van vegetatietypen en de hierbij behorende terreincondities.

Bij de opzet van gemeenschappelijke dataset terreincondities zouden de volgende uitgangspunten moeten gelden:

- Bij gemeenschappelijke dataset zijn eigenaar, bouwer en gebruiker te onderscheiden.
- De terreinbeherende organisaties en Alterra zijn eigenaar, bouwer en gebruiker van de gegevens. Het KIWA is vooral bouwer en gebruiker van de dataset.
- Bij de gebruiker van gegevens zijn drie categorieën te onderscheiden:
 1. Onderzoek en eigendom: Alterra, KIWA en terreinbeherende organisaties;
 2. Evaluatie beleid: NBP en EC-LNV;
 3. Uitvoering beleid: provincie, waterschappen, DLG, etc.
- De bouwers werken gezamenlijk aan selectie meetlocaties voor bepalingen terreincondities, de kenmerken van de terreincondities, de betrouwbaarheid van metingen en de opzet van een gemeenschappelijke databank;
- De aanpak volgens project Terreincondities is uitgangspunt.
- Een verkenning van potentiële geldschietters wordt uitgevoerd.

4. Aanzet tot plan van aanpak

Vooral voor de potentiële geldschietters zal eerst een plan van aanpak moeten worden geschreven, waarin de volgende punten nader moeten worden uitgewerkt:

- Aantal referentiepunten met vegetatietypen, rekening houdend met de verspreiding over fysisch geografische regio en voldoende duplo's;
- Uitwerking referentiepunten per landschapstype;
- Beschrijving van abiotische metingen bij de referentiepunten (humusprofiel, chemische bodemkwaliteit, waterkwaliteit, waterstand, etc.)
- Overeenstemming uitwerking kentallen;
- Ontsluiting van gegevens voor gebruikers;

Een apart punt van aandacht is:

- Juridische uitwerking van aspecten rond “eigenaar” gegevens.