



ALTERRA

WAGENINGEN UR

# Meetlat abiotische eigenschappen voor de EHS; bodemkwaliteit

G.W.W. Wamelink  
M.H.C. van Adrichem  
H.F. van Dobben



Alterra-rapport 1778, ISSN 1566-7197

Interprovinciaal Overleg



Meetlat abiotische eigenschappen voor de EHS; bodemkwaliteit.



# **Meetlat abiotische eigenschappen voor de EHS; bodemkwaliteit**

**G.W.W. Wamelink  
M.H.C. van Adrichem  
H.F. van Dobben**

**Alterra-rapport 1778**

**Alterra, Wageningen, 2008**

## REFERAAT

Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem & H.F. van Dobben 2008. *Meetlat abiotische eigenschappen voor de EHS; bodemkwaliteit*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1778. 62 blz.; 12 fig.; 5 tab.; 57 ref.

Het IPO (interprovinciaal overleg) wil voor de Natura 2000 gebieden de milieukwaliteit in beeld brengen, om vervolgens in te kunnen schatten welke gebieden nog niet aan de abiotische eisen, die de nieuw gedefinieerde beheertypen stellen, voldoen. Hiervoor is een meetlat ontwikkeld voor een vijftiental abiotische randvoorwaarden, zoals bodem pH, grondwaterstand, nitraat gehalte, totaal fosfaat gehalte en chloride gehalte, voor de beheertypen. Op basis van de randvoorwaarden kan bepaald worden voor welke abiotische randvoorwaarde de milieukwaliteit nog onvoldoende is. Dit zou kunnen door abiotische metingen uit het veld te vergelijken met de randvoorwaarden. Omdat dit vaak kostbaar is wordt hier een alternatief gegeven, waarbij op basis van vegetatieopnamen de bodemomstandigheden zouden kunnen worden berekend. De indicatorwaarden zijn bepaald op basis van de gegevens van OBN-onderzoek, Staatsbosbeheer, Het project natuurgerichte randvoorwaarden (Kennat) waarin vele veldmetingen zijn verzameld. Bepalingen van milieutekortingen kunnen worden gedaan op basis van gegevens uit Synbiosis, opnamebestand van de provincie Gelderland, Meetnet Functievervulling en Landelijk Meetnet Flora.

Trefwoorden: IPO, bodem, abiotische randvoorwaarden, meetnet, vegetatie, Natura 2000, response functies, pH, stikstof, nutriënten, tekort aan milieukwaliteit.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra vestrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto: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

|                                                                                                |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Woord vooraf                                                                                   | 7  |
| Verklarende woordenlijst                                                                       | 8  |
| Samenvatting                                                                                   | 9  |
| 1 Inleiding                                                                                    | 11 |
| 2 Materiaal en Methode                                                                         | 13 |
| 2.1 Bepaling van de abiotische randvoorwaarden voor de beheertypen                             | 13 |
| 2.1.1 beheertypen                                                                              | 13 |
| 2.1.2 Koppeling beheertypen met de abiotische randvoorwaarden database                         | 15 |
| 2.1.3 Schatting responsies                                                                     | 15 |
| 2.1.4 Correctie voor regressie naar het gemiddelde                                             | 17 |
| 3 Resultaten                                                                                   | 19 |
| 3.1 Responsies en abiotische randvoorwaarden voor beheertypen                                  | 19 |
| 3.2 Meetlat                                                                                    | 20 |
| 3.2.1 Meetlat voor vegetatieopnamen                                                            | 20 |
| 3.2.2 Meetlat voor bodembemonstering                                                           | 20 |
| 3.3 Advies monsternamen                                                                        | 21 |
| 3.4 Advies opzet meetnet                                                                       | 23 |
| 3.5 Beschikbare databases voor nulmeting achteraf                                              | 25 |
| 4 Omgaan met tekorten van milieukwaliteit                                                      | 33 |
| 4.1 Bepaling van actuele tekorten van milieukwaliteit                                          | 33 |
| 4.2 Berekening van een tekort aan milieukwaliteit zoals opgesteld voor de provincie Gelderland | 48 |
| 5 Discussie                                                                                    | 51 |
| Literatuur                                                                                     | 53 |
| Bijlage 1 Vertaaltabel van associaties naar Natuurtypen met Acces schema                       | 59 |
| Bijlage 2 Lijst met Bodembepalingen met prioriteiten.                                          | 61 |



## Woord vooraf

De provincies hebben de laatste jaren steeds meer verantwoordelijkheid gekregen voor de uitvoering van het natuurbeleid. Voor de periode tot 2013 zijn afspraken gemaakt over de realisatie van de EHS, zowel wat betreft kwantiteit (de hectares) maar ook over de kwaliteit. Bij kwaliteit gaat het in belangrijke mate op het opheffen van de verdroging maar er zijn ook in beperkte maatregelen geprogrammeerd om verzuring en vermessing op te heffen. Er is daarom in toenemende mate behoefte aan een uniforme formulering van kwaliteitsdoelstellingen en een uniforme diagnose. Ook de Algemene Rekenkamer signaleerde dat kwaliteitsdoelstellingen nog ontbreken. Weliswaar staan er semi-quantitatieve doelen in het Handboek Natuurdoeltypen, maar deze zijn niet rechtstreeks gekoppeld aan meetbare waarden.

Bij het beschrijven van de abiotische randvoorwaarden ten behoeve van de bestuursovereenkomst over het ILG is door elke provincie in overleg met de ministeries van LNV en VROM een inschatting gemaakt van de actuele milieukwaliteit van de EHS voor een beperkt aantal indicatoren voor verdroging, verzuring en vermessing. Hoewel iedere provincie tot een kwantitatieve inschatting is gekomen van de actuele kwaliteit, was alleen voor verdroging de doelkwaliteit objectief gedefinieerd. Voor verzuring en vermessing ontbraken ze goeddeels.

De methodiek van de het bepalen van de actuele situatie liep per provincie, zelfs bij verdroging erg uiteen. Dat leidde bij het vergelijken van de omvang van de aan te pakken problemen tot lastige discussies. Zeker omdat de omvang van de problemen als maat werd gehanteerd bij het verdelen van middelen voor herstelmaatregelen.

De in dit rapport gepresenteerde methodiek levert een eerste objectieve definitie van de doelkwaliteit per natuurdoeltype voor een flink aantal indicatoren en een relatief eenvoudige methode om op basis van vegetatieopnamen de milieukwaliteit te meten. Door gebruik te maken tijdreeksen van vegetatieopnamen kunnen bovendien uitspraken gedaan worden over trends. Informatie die van pas kan komen bij het opstellen van beheerplannen voor Natura 2000 gebieden.

Wel is het van belang om de gevonden responsies periodiek te verfijnen met nieuwe bodem-analyses. Ook is het raadzaam om met een ecologische bril naar de responsies te blijven kijken. Voor toepassing in specifiek gebieden zouden bij sommige soorten wellicht responsiecurves per ecotype moeten worden onderscheiden. Grote winst is dat er nu in ieder geval een methodiek is objectief is en die de basis kan vormen voor een eenduidige manier van het definiëren van de milieutekorten van de EHS.

Het is aanbevelenswaardig om de bodemmonitoring die in diverse provincies in de EHS wordt opgezet zo in te richten dat de bruikbaarheid voor verbetering van de “meetlat” optimaal is.

Dick van Hoffen



## Verklarende woordenlijst

|                           |                                                                                                                                                                                                                                                       |
|---------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Abiotische randvoorwaarde | Voorwaarde waaronder een plantensoort of beheertype/habitatype voor kan komen, geschat op basis van gemeten waarde. Als uiterste randvoorwaarde wordt in dit onderzoek het gebied tussen 5% en 95% van de meetwaarden aangehouden                     |
| associatie                | Vegetatietype op basis van phytosociologische eigenschappen; een type bevat plantensoorten die vaak samen voor komen.                                                                                                                                 |
| EHS                       | Ecologische Hoofdstructuur                                                                                                                                                                                                                            |
| EHS <sup>+</sup>          | Ecologische Hoofdstructuur en alle andere natuurgebieden niet opgenomen in de EHS                                                                                                                                                                     |
| Meetlat                   | Geheel van abiotische randvoorwaarden dat wordt meegenomen om het totale milieutekort te bepalen                                                                                                                                                      |
| Milieutekort              | Het verschil tussen de uiterste gewenste abiotische waarde (op basis van de abiotische randvoorwaarde) en de gemeten of berekende waarde. Een tekort kan ook een teveel aan bijvoorbeeld nutriënten inhouden.                                         |
| NGR-Database              | Database met daarin vegetatieopnamen met gemeten abiotische bodemparameters zoals pH grondwaterstand of nitraatconcentratie                                                                                                                           |
| PQ                        | Permanent quadraat. Vastgelegde plek waar herhaald een vegetatieopname kan worden gemaakt                                                                                                                                                             |
| Respons curve             | Berekening van de response van een plantensoort of habitatypen/beheertypen voor een abiotische randvoorwaarde                                                                                                                                         |
| Salt-spray                | Wind aan zee die zoute (zee)waterdruppels het binnenland in blaast                                                                                                                                                                                    |
| Splines                   | Statistische methode om de responsecurven voor plantensoorten voor een abiotische parameter (bijvoorbeeld pH) te schatten. De methode geeft meer mogelijkheden dan de meer traditionele methode van het schatten van een klokvormige Gausische kromme |
| vegetatieopname           | Afgebakende plek in de vegetatie waar alle plantensoorten worden genoteerd, samen met hun bedekking                                                                                                                                                   |

## Samenvatting

De milieukwaliteit van de Natura 2000 gebieden staat nog steeds onder druk. Om de gebieden goed te kunnen beheren en verder te ontwikkelen is het noodzakelijk de huidige toestand te inventariseren. Om dit te kunnen doen is het o.a. noodzakelijk te weten wat de abiotische eisen zijn van de aan de Natura 2000 toegekende habitattypen. Daarnaast is het noodzakelijk om de huidige abiotische toestand van de bodem te kennen. Dit onderzoek geeft de abiotische eisen voor een groot aantal bodemparameters voor de beheertypen. Daarnaast wordt er een methode beschreven die het mogelijk maakt om zonder kostbare bodemanalyse toch een inschatting te maken van de abiotische toestand van de bodem op dit moment op landelijke schaal. Door de huidige toestand van de bodem te confronteren met de abiotische eisen die de habitattypen stellen kan in principe voor elke plek waar een habitatype gepland is onderzocht worden of de bodem geschikt is en zo niet, voor welke abiotische bodemparameters de kwaliteit niet voldoende is. Daarnaast worden in dit rapport aanbevelingen gedaan over de veldinventarisatie, welke data daarvoor gebruikt kunnen worden of al beschikbaar zijn.

### Schatting abiotische randvoorwaarden habitattypen

Om de randvoorwaarden voor de habitattypen te schatten is gebruik gemaakt van een methode die eerder door ons is toegepast om de randvoorwaarden voor plantensoorten te schatten. Een grote database met daarin vegetatieopnamen met gemeten bodemgegevens is hiervoor de basis. Elke goed ontwikkelde vegetatieopname is te koppelen aan een beheertype (via het toekennen van een vegetatietype; associatie). Op basis hiervan kan voor elk beheertype berekend worden waar het type niet en waar het type wel voor kan komen voor een abiotische factor, bijvoorbeeld bodem pH. Dit gebeurt door het berekenen van de percentielen, zoals hieronder weergegeven voor het beheertype zandverstuiving (fig. a). Het 0,5 ‰ geeft aan dat 0,5% van de waarnemingen zich beneden deze pH waarde bevinden.

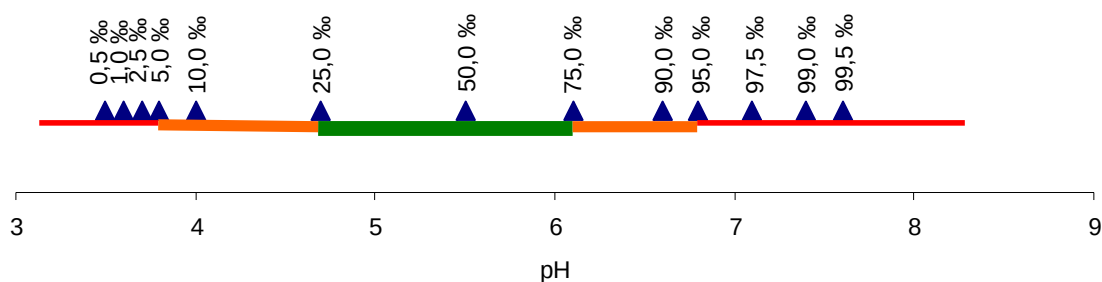


Fig. a. Abiotische randvoorwaarde voor bodem pH voor beheertype zandverstuiving (07.02). De driehoeken geven de verschillende berekende percentielen, groen geeft het gebied waar het type optimaal kan voor komen, oranje het gebied waar het type suboptimaal kan voorkomen en rood geeft het gebied waar het type niet kan voor komen.

De abiotische randvoorwaarde moet worden gedefinieerd en wij hebben er voor gekozen om de 5 en 95 percentielen als uiterste grenzen te nemen waarbinnen het type nog voor kan komen. Buiten dit gebied kan het type niet meer optimaal voor komen, voor zandverstuiving betekent beneden pH 3,8 en boven pH 6,8. Daarbinnen hebben we nog onderscheid gemaakt tussen het gebied waar het type optimaal kan voor komen, (tussen het 25 en 75 percentiel; pH 4,7 en 6,1, het groene gebied) en waar het type suboptimaal kan voorkomen, tussen het 5 en 25 percentiel en het 75 en 95 percentiel (tussen pH 3,8 en 5,1 en tussen pH 6,2 en 6,8, het oranje gebied). Als de pH zich in het oranje gebied bevindt kan het type dus nog wel voor komen, maar is er wat aan de hand en zouden maatregelen misschien nodig kunnen zijn, zeker bij een verslechtering van de situatie. Voor de rode gebieden geldt dat zonder maatregelen het type er niet voor kan komen.

### **Bepaling van de milieukwaliteit op basis van vegetatieopnamen**

De bepaling van de huidige milieukwaliteit (nulmeting) kan op twee manieren. De beste is door in het veld te gaan meten; ga het veld in, neem een bodemonmonster en laat deze analyseren. De methode staat beschreven in dit rapport. Echter om een echt goed overzicht te krijgen zijn duizenden metingen nodig en dat is kostbaar. Een alternatief of aanvulling wordt daarom ook gegeven. De abiotische kwaliteit kan ook worden geschat op basis van al gemaakte vegetatieopnamen, bijvoorbeeld op basis van PQ's (permanente quadraten). Elke opname bestaat uit een aantal soorten. Voor deze soorten is het gemiddelde waaronder ze voorkomen voor alle abiotische randvoorwaarden van de meetlat bekend. Door de waarden voor de soorten die in de opname aanwezig zijn te middelen kan de abiotiek van de opname worden geschat.

### **Bepaling van de tekorten aan milieukwaliteit**

Omdat nu de randvoorwaarden per beheertype en de plaatselijke situatie (gemeten of geschat) bekend zijn, kan voor elke opname gekeken worden of de milieukwaliteit goed genoeg is, of dat voor sommige randvoorwaarden de abiotiek niet voldoet aan de eisen. Voor het laatste geval kan dan berekend worden hoe groot het verschil is tussen gewenst en actueel, met andere woorden het tekort aan milieukwaliteit kan berekend worden. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat het tekort maximaal is als de waarde zich in het rode gebied bevindt uit fig. a, het tekort is dan 100%. Als de waarde zich in het oranje gebied bevindt dan wordt het tekort berekend, als het relatieve verschil tussen de grenswaarde (bijvoorbeeld het 25 percentiel) en de geschatte of gemeten waarde. Ook dit levert een tekort in procenten op. Om een totaal overzicht te krijgen worden de percentages voor de verschillende randvoorwaarden samengenomen, waarbij niet alle randvoorwaarden of natuurdoeltypen even zwaar mee tellen. Dit geeft dan een Natura 2000 dekkende kaart, met per habitatype de tekorten aan milieukwaliteit. Er kan tevens zichtbaar worden gemaakt voor welke randvoorwaarde het tekort het grootste is en voor hoeveel randvoorwaarden er een tekort aan milieukwaliteit is.

# 1 Inleiding

De provincies hebben in het kader van het ILG de opdracht tekort aan milieukwaliteiten in de EHS in kaart te brengen. De hydrologische tekorten zijn redelijk in kaart gebracht ('verdrogingskaart' gemaakt door Han Runhaar, <http://milieucondities.wur.nl/>), maar voor andere aspecten is dat veel minder het geval. Dat geldt vooral voor verzuring en vermesting, maar ook voor de bodemkwaliteit in het algemeen. De bodemkwaliteit van natuurgebieden (Natura 2000 gebieden en EHS) voldoet op veel plaatsen niet aan de eisen die de natuur stelt (van Dobben et al. 2003, Wamelink et al. 2003a 2003b, Kemmers et al. 2007, van Dobben et al. 2008, Clarck & Tilman 2008). In de Milieu- en Natuurbalansen van het PBL (voorheen MNP) staat dat de verbetering van de kwaliteit van de lucht, het water en de bodem voor het realiseren van de natuurdoelen van groot belang is. Voor de Natura 2000 gebieden zou voor 2015 een gunstige staat van instandhouding bereikt moeten. Voor de overige EHS is dat 2027.

De maatregelen om de stikstofdepositie te verminderen beginnen vruchten af te werpen (Kelly et al., 2002; Tarasón et al., 2003). Echter op veel plaatsen is de depositie nog steeds boven de critical load (van Dobben et al. 2004, Gies et al. 2007, van Dobben et al. 2006, van Dobben & van Hinsberg 2008). De verzuring en vermesting van de bodem gaat nog steeds door, zij het in een trager tempo dan in het verleden. Terreinbeheerders gaan er steeds meer toe over om bodemherstelmaatregelen uit te voeren. Dit is noodzakelijk om de pH van de bodem te herstellen en de opgebouwde nutriëntenvoorraden af te voeren (van Dobben et al. 2003, Wamelink et al. 2003a). Dit beheer is noodzakelijk omdat zelfs in het gunstigste geval het natuurlijk herstel op de meeste plaatsen waarschijnlijk decennia lang zou duren, maar waarschijnlijk eeuwen, als er al natuurlijk herstel mogelijk is (Wamelink 2007). Het voorkomen van veel rode lijst soorten hangt in hoge mate af van het feit of herstelmaatregelen worden uitgevoerd. Voor de nieuwe natuur moeten inrichtingsmaatregelen worden genomen en ook daar moeten nutriëntenvoorraden worden afgevoerd. Zonder herstelmaatregelen is realiseren van een "goede staat van instandhouding" in de Natura 2000 gebieden voor 2015 niet mogelijk.

Een vergelijking tussen de kwaliteit die nodig is om de natuurdoelen uit de provinciale gebiedsplannen natuur- en landschap te realiseren en de huidige kwaliteit levert een actueel beeld op van het tekort aan milieukwaliteiten. Dit leidt tot inzicht welke maatregelen de komende jaren genomen moeten worden. De natuurtekorten dienen in beeld te worden gebracht, zodat per gebied bekeken kan worden welke maatregelen noodzakelijk zijn. Voor grondwaterstand is dit in beeld gebracht (<http://milieucondities.wur.nl/>). Voor bodemkwaliteit is er nog geen inventarisatie uitgevoerd. Om ook hiervoor de tekorten in beeld te brengen wordt in dit onderzoek een meetlat ontwikkeld.

Het doel van het project viel in twee delen uiteen. Het eerste was het maken van een voorstel voor een meetmethode om tekort aan milieukwaliteiten in de EHS in kaart

te brengen ten behoeve van de mid-term review van het ILG. Het tweede was om te onderzoeken of het op basis van de al aanwezige meetgegevens van de nulmeting mogelijk is meer te zeggen over de abiotische omstandigheden.

Voor de terrestische beheertypen is bepaald welke abiotische randvoorwaarden gebruikt kunnen worden en zijn deze vervolgens vastgesteld. Met behulp van de ontwikkelde meetlat kan voor elk beheertype worden bepaald wat het tekort aan milieukwaliteiten zijn. Op basis hiervan kan worden besloten of er ingegrepen dient te worden en op welke manier dat het beste kan.

## **2 Materiaal en Methode**

### **2.1 Bepaling van de abiotische randvoorwaarden voor de beheertypen**

De bepaling van de abiotische randvoorwaarden gaat door een aantal stappen te doorlopen. Deze stappen worden hieronder beschreven:

1. Vertaling beheertypen naar associaties.
2. Koppeling van de beheertypen aan de abiotische randvoorwaarden database.
3. Schatten van de responsies voor beheertypen voor verschillende abiotische randvoorwaarden.
4. Correctie voor regressie naar het gemiddelde.

#### **2.1.1 beheertypen**

De nieuwe beheertypen (op 14-1-2008) zijn voor dit onderzoek gebruikt (Tabel 1). Het onderzoek is uitgevoerd analoog aan het onderzoek naar habitatypen voor de Provincie Gelderland (Wamelink et al. 2008). Om randvoorwaarden te kunnen schatten per beheertype zijn de typen terugvertaald naar associaties (zie digitale bijlage ‘catalogus natuur en landschap 140108.xls’). De vertaling via de natuurdoeltypen (Bal et al. 2001) is gebeurd door alle indicerende associaties mee te nemen, maar zonder weegwaarde. De ‘vetgedrukte’ associaties in het handboek tellen even zwaar mee als de niet vetgedrukte. Omdat er een verbinding moest worden gemaakt met de vegetatieopnamen in de abiotische database zijn ook alle subassociaties meegenomen. Niet alle beheertypen hebben een vertaling naar Natuurdoeltypen en kunnen in dit onderzoek daarom niet worden meegenomen. Het gaat hier vooral om niet natuurlijke typen met een grote mate van menselijke beïnvloeding (licht grijs gearceerd in Tabel 1). Daarnaast kunnen er geen goed schattingen worden gedaan voor watervegetaties en deze vallen ook buiten het kader van dit onderzoek (zij zijn donker grijs gearceerd in Tabel 1).

Tabel 1. Beheertypen gebruikt in dit onderzoek, zoals vastgelegd op 14-1-2008.

| nr    | Type                                     |
|-------|------------------------------------------|
| 01.01 | Grootschalig zout (getijden)water        |
| 01.02 | Grootschalig duin- of kwelderlandschap   |
| 01.03 | Grootschalige rivier- of moeraslandschap |
| 01.04 | Grootschalige zand- of kalklandschap     |
| 02.01 | Rivier                                   |
| 03.01 | Beek en Bron                             |
| 04.01 | Kranswierwater                           |
| 04.02 | Zoete Plas                               |
| 04.03 | Brak water                               |
| 04.04 | Afgesloten zeearm                        |
| 05.01 | Moeras                                   |
| 05.02 | Gemaaid rietland                         |
| 06.01 | Veenmosrietland en moerasheide           |
| 06.02 | Trilveen                                 |
| 06.03 | Hoogveen                                 |
| 06.04 | Vochtige heide                           |
| 06.05 | Zwakgebufferd ven                        |
| 06.06 | Zuur ven en hoogveenven                  |
| 07.01 | Droge heide                              |
| 07.02 | Zandverstuiving                          |
| 08.01 | Embryonaal duin en strand                |
| 08.02 | Open duin                                |
| 08.03 | Vochtige duinvallei                      |
| 08.04 | Duinheide                                |
| 09.01 | Schor en kwelder                         |
| 10.01 | Nat schraalland                          |
| 10.02 | Vochtig schraalland                      |
| 10.03 | Vochtig laagveenschraalland              |
| 11.01 | Droog schraalgrasland                    |
| 12.01 | Bloemdijk                                |
| 12.02 | Kruidenrijk grassland                    |
| 12.03 | Glanshaverhooiland                       |
| 12.04 | Zilt grassland                           |
| 12.05 | Kruiden- of faunarijke akker             |
| 13.01 | Vochtig weidevogelgrasland               |
| 13.02 | Wintergastenweide                        |
| 14.01 | Overstromingsbos                         |
| 14.02 | Broek- en bronbos                        |
| 14.03 | Haagbeuken- en Essenbos                  |
| 15.01 | Duinbos                                  |
| 15.02 | Eiken-, Dennen- of Beukenbos             |
| 16.01 | Grove Dennen-Eikenbos met productie      |
| 16.02 | Wintereiken-Beukenbos met productie      |
| 16.03 | Essen-Iepenbos met productie             |
| 17.01 | Vochtig hakhout of Middenbos             |
| 17.02 | Droog hakhout                            |
| 17.03 | Park- of Stinzenbos                      |
| 17.04 | Eendenkooi                               |
| 18.01 | Poel                                     |
| 18.02 | Houtwal, houtsingel en struweelhaag      |
| 18.03 | Knip- of scheerheg                       |
| 18.04 | Laan                                     |
| 18.05 | Knotbomenrij en elzensingel              |
| 18.06 | Hoogstamboomgaard                        |
| 18.07 | Vesting- en verdedigingswerk             |
| 18.08 | Historische gebouw en erf                |
| 18.09 | Historische tuin                         |
| 18.10 | Aarden wal en Steilrand                  |

### **2.1.2 Koppeling beheertypen met de abiotische randvoorwaarden database**

De abiotische randvoorwaarden database bevat vegetatieopnamen gecombineerd met gemeten abiotische bodemfactoren, zoals pH, nutriënten, etc. (Wamelink et al. 2007). Op basis van de soortensamenstelling is met het programma Associa (Van Tongeren et al. 2008, zie ook Wamelink et al. 2003) aan elke opname een vegetatietype toegekend. Door de koppeling van beheertypen met de associaties wordt het mogelijk om aan elke opname in de abiotische randvoorwaarden database (Wamelink et al. 2007) een beheertype te koppelen. Echter omdat het aantal metingen te gering is om voor genoeg bodemfactoren een betrouwbare schatting van de abiotische randvoorwaarden te maken is er ook gebruik gemaakt van de 160.000 vegetatieopnamen database die voortkomt uit de database gebruikt voor de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 2005).

### **2.1.3 Schatting responsies**

Voor het schatten van de responsies voor de beheertypen is gebruik gemaakt van database ontwikkeld voor het abiotische randvoorwaardenproject (Wamelink et al. 2007). Door middel van splines is er een response curve geschat (voor de methode zie Wamelink et al. 2005) voor de responsies van plantensoorten. Vervolgens zijn voor de database van de vegetatie van Nederland de bodemomstandigheden geschat op basis van de geschatte responsies voor plantensoorten (gemiddelde waarde van de aanwezige plantensoorten, met een minimum van 5 indicerende soorten, zie ook Wamelink et al. 2006). Voor de beheertypen is vervolgens de respons berekend op basis van de geschatte bodemomstandigheden voor de database voor de vegetatie van Nederland. De responsies zijn dus indirect gebaseerd op metingen. De geschatte responscurven worden uitsluitend gebruikt voor demonstratie doeleinden (fig. 1). De randvoorwaarden worden geschat op basis van de ruwe data:

1. de gemiddelde response is het gemiddelde van de data
2. de percentielen worden geschat op basis van de ruwe data

Uiteindelijk wordt per beheertype abiotische randvoorwaarde combinatie aangegeven of een type slecht, matig of goed ontwikkeld aanwezig kan zijn, gegeven de omstandigheden. De grenzen zijn gebaseerd op de percentielen. Voorlopig wordt voorgesteld om voor slecht aan te houden alles beneden het 5 percentiel en alles boven het 95 percentiel, voor matig ontwikkeld alles tussen het 5 en 25 percentiel en tussen het 75 en 95 percentiel en goed ontwikkeld tussen het 25 en 75 percentiel (fig. 2). De abiotische range voor een type kan worden gedefinieerd als de abiotische range tussen het 5 en 95 percentiel. Om aan te geven of een type slecht, matig of goed aanwezig kan zijn wordt aangegeven door middel van stoplicht kleuren, rood voor slecht, oranje voor matig en groen voor goed. In deze termen kan dan ook het tekort aan milieukwaliteit worden gedefinieerd, ligt de gemeten of geschatte waarde in het groene gebied dan is er geen tekort, licht het in het rode gebied dan is er een groot tekort.



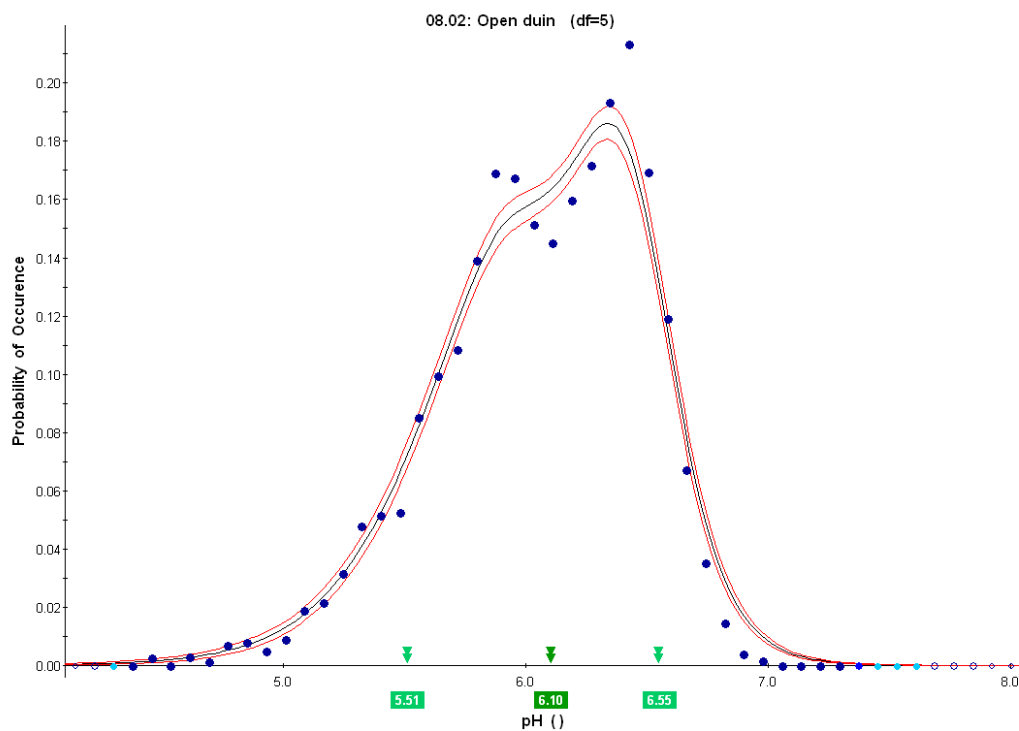


Fig. 1. Response curve voor beheertype Open duin (08.02) voor bodem pH-H<sub>2</sub>O. De kans op voorkomen (y-as) is de kans gebaseerd op het voorkomen van het type in de abiotische randvoorwaarden database. De drie getallen onder de x-as geven respectievelijk het 5 percentiel, het gemiddelde en het 95 percentiel ongecorrigeerd voor regressie naar het gemiddelde.

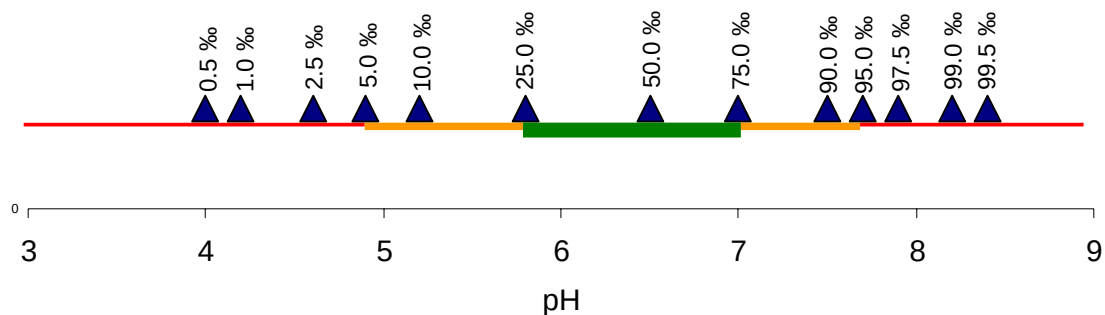


Fig. 2. De 0.5 – 99.5 percentielen voor het beheertype Open duin (08.02) voor bodem pH na correctie. De ligging van de verschillende percentielen wordt aangegeven door de driehoekjes. De dunne rode lijnen geven het gebied waarin het type niet goed ontwikkeld aanwezig kan zijn (< 5 percentiel en > 95 percentiel). De oranje lijnen het gebied waar het type matig ontwikkeld aanwezig kan zijn en de dikke groene lijn geeft het gebied waar het type goed ontwikkeld aanwezig kan zijn.

#### 2.1.4 Correctie voor regressie naar het gemiddelde

Het schatten van de responsies gebeurt verschillende malen op basis van (een soort van) middeling. Hierdoor treedt het fenomeen regression to the mean, hier vertaald als regressie naar het gemiddelde, op. De as waarop de responsie wordt berekend wordt steeds korter. Als de methode oneindig vaak zou worden herhaald dan zou alleen het gemiddelde van de data over blijven als respons. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven in figuur 3 voor bodem pH. De originele data beslaan een vrij grote pH range, terwijl de range voor het schatten van de responsies analoog aan de hier gebruikte methode veel kleiner is geworden. Voor het gemiddelde heeft dat dus geen invloed, maar voor de ook voor dit onderzoek belangrijke percentielen wel. Die komen steeds dichterbij het gemiddelde te liggen, waardoor de range waarbinnen een type voor kan komen steeds kleiner wordt. Dit zou leiden tot een te strenge range voor de typen en dus uiteindelijk tot een overschatting van het tekort aan milieukwaliteiten.

Om dit te voorkomen is er een correctiefactor toegepast om de percentielen terug te rekenen naar de oorspronkelijk as lengte. Hiervoor is gebruik gemaakt van lineaire regressies tussen de originele data en de terugvoorspelde abiotiek. Hiervoor zijn voor plantensoorten op dezelfde wijze als hier schattingen gemaakt van de responsies van de soorten. Vervolgens is op basis van die responsies de bodem voorspeld van de originele data. Deze zijn gecombineerd met de meting voor de corrigerende regressie. (voor een voorbeeld zie fig. 4, Wamelink et al. In prep). De gemeten data zijn met uitzondering voor pH eerst log getransformeerd.

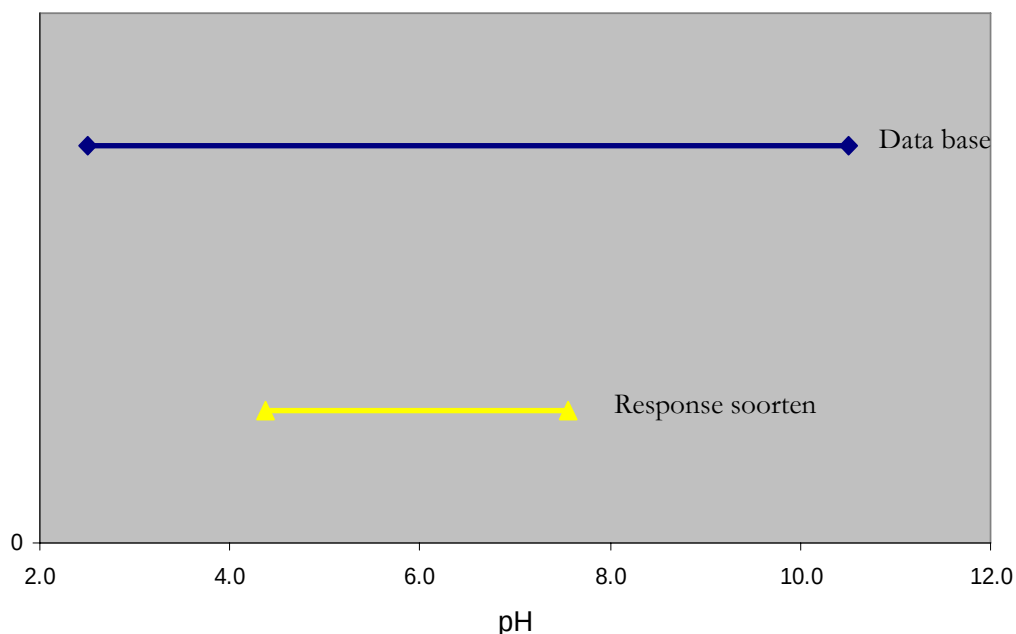
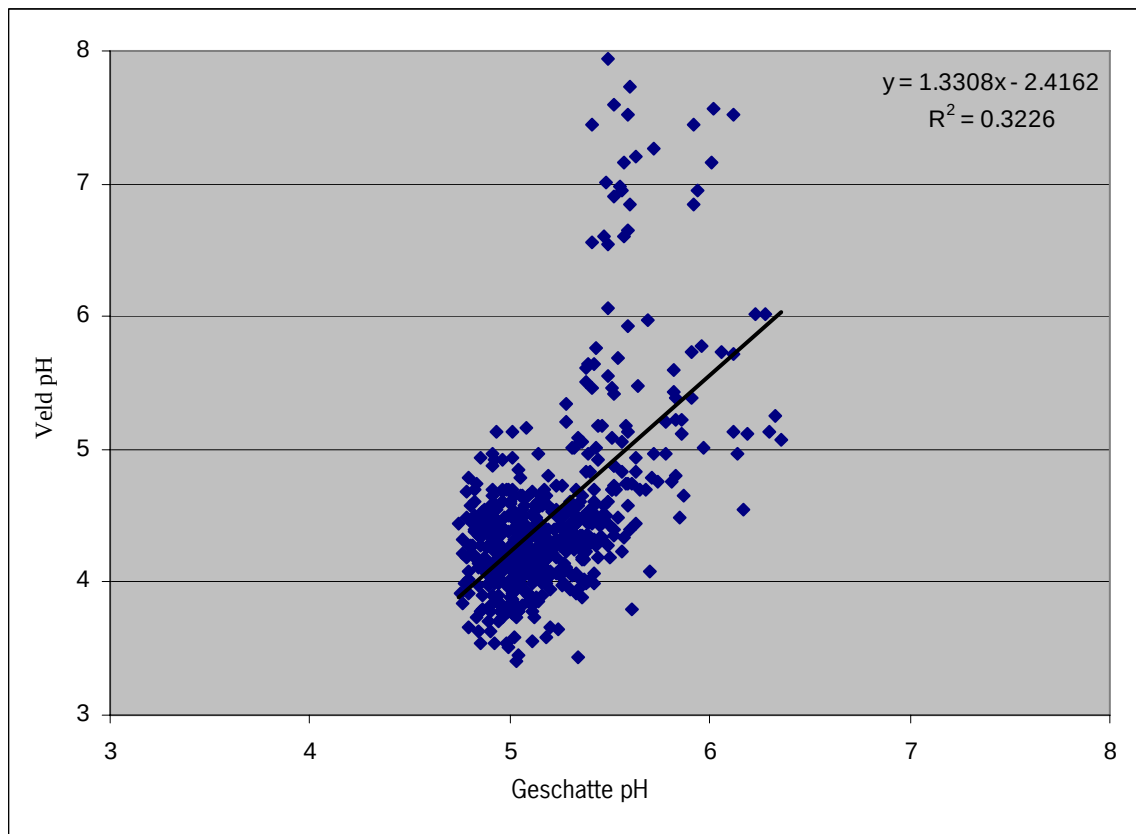


Fig. 3. Het effect van regressie naar het gemiddelde op de response van plantensoorten voor bodem pH. De blauwe lijn geeft de gemeten range in de abiotische randvoorwaarden data base, de gele lijn de range voor de gemiddelde waarden voor plantensoorten responsies geschat analoog aan de hier beschreven methode.



*Fig. 4. Regressie tussen geschatte pH en gemeten pH voor vegetatieopnamen in de abiotische randvoorwaarden database. De gegeven regressievergelijking wordt gebruikt om de gemiddelden en percentielen voor de beheertypen te corrigeren voor regressie naar het gemiddelde.*

## 3 Resultaten

### 3.1 Responsies en abiotische randvoorwaarden voor beheertypen

Er zijn responsies geschat voor de abiotische randvoorwaarden C/N, Ca, Cl, ghg, glg, gvg, K, Mg, Na,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_3$ , Ntot, organisch stof gehalte,  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{P}_{\text{tot}}$  en vochtgehalte. Deze resultaten zijn gecorrigeerd voor regressie naar het gemiddelde (met uitzondering van C/N, waar dit niet tot een verbetering leidde). Deze correctiefactor is nog niet beschikbaar voor alle randvoorwaarden. Voor daadwerkelijke toepassing zijn daarom voorlopig beschikbaar: (C/N), Ca, Cl, ghg, glg, gvg, K, Mg,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , Ntot,  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ,  $\text{PO}_4$  en  $\text{P}_{\text{tot}}$ . Andere randvoorwaarden kunnen in de toekomst beschikbaar komen als er meer basisgegevens beschikbaar komen of een correctiefactor kan worden afgeleid. Voor 43 van de in totaal 60 beheertypen kon een response functie worden geschat, met uitzondering voor pH waar er responsies voor 44 beheertypen beschikbaar zijn en  $\text{NO}_3$  waar slechts responsies voor 42 beheertypen beschikbaar zijn. Voor elke combinatie van beheertype en randvoorwaarde zijn 13 percentielen beschikbaar (indien het aantal waarnemingen dat toelaat), naast het gemiddelde, de mediaan en het aantal vegetatieopnamen waarop de responsies gebaseerd zijn. Een samenvattende Excel-file is toegevoegd als digitale bijlage (abiotische randvoorwaarden beheertypen.xls). Alle Excel files met randvoorwaarden per beheertype zijn ook aan dit rapport toegevoegd als digitale bijlage (naam van de abiotische randvoorwaarde), samen met de website met response curven. De Excel sheets bevatten ook de ongecorrigeerde data en de data gebaseerd op de response curven. Aangeraden wordt om ongecorrigeerde responsies niet te gebruiken zonder consultatie.

De abiotische range van de beheertypen is gedefinieerd als het 5 en 95 percentiel van de gecorrigeerde ruw data. De percentielen zijn gegeven in de digitale bijlage 'abiotische randvoorwaarden beheertypen.xls'. De termen slecht, matig en goed ontwikkeld zijn ook gekoppeld aan de beheertypen, waar ook gebruik wordt gemaakt van de 5, 25, 75 en 95 percentielen.

De abiotische randvoorwaarden zijn beschikbaar voor een groot aantal bodem parameters. De betrouwbaarheid verschilt nogal. De ranges voor pH zijn zeer betrouwbaar en uitgebreid getest en gevalideerd. De randvoorwaarden voor grondwaterstand zijn redelijk betrouwbaar maar alleen getest, de randvoorwaarden voor de andere abiotische randvoorwaarden zijn getest en betrouwbaar genoeg voor het schatten van randvoorwaarden op het hier gebruikte vegetatieniveau.

### **3.2 Meetlat**

De meetlat geeft aan welke bodemfactoren mee kunnen worden genomen in de evaluatie van het beheertype; m.a.w. voor welke abiotische factoren wordt uiteindelijk het tekort aan milieukwaliteit bepaald. Wij stellen voor om twee meetlatten te gebruiken, een op basis van vegetatieopnamen en een op basis van bodembemonstering.

#### **3.2.1 Meetlat voor vegetatieopnamen**

Op basis van de aanwezige soorten in een vegetatieopname (gemaakt volgens de Braun-Blanquet methode) kan voor elke opname de abiotiek worden berekend. Deze geschatte waarde kan worden vergeleken met de voor het beheertype berekende abiotische randvoorwaarden. Als eis wordt gesteld dat minimaal 5 soorten in de opname indicierend zijn. De berekeningen kunnen standaard in Turboveg worden uitgevoerd. Omdat het berekenen van een of alle abiotische gemiddelden voor vegetatieopnamen even duur is (het kost alleen wat meer rekentijd), kan dit in principe voor alle abiotische randvoorwaarden worden gedaan. Veel informatie kan echter ook verwarrend werken, vooral ook omdat het wetenschappelijk gezien nog niet goed bekend is wat een eventueel tekort aan milieukwaliteit voor bijvoorbeeld magnesium of organisch stof betekent, en wat daar dan aan zou moeten worden gedaan (als er in deze gevallen al mogelijkheden zijn). Daarom wordt aangeraden om in eerste instantie naar dezelfde randvoorwaarden te kijken als hieronder beschreven bij bodembemonstering. Als voor die randvoorwaarden tekorten worden geconstateerd zouden die eerst kunnen worden opgelost. Als er geen tekorten worden geconstateerd voor de hoofdrandvoorwaarden en er toch problemen lijken te zijn voor het bemonsterde beheertype dan kan gekeken worden naar de andere randvoorwaarden. Een uitzondering is de grondwaterstand (voorjaars-, hoogste - en laagste grondwaterstand). Vanwege de kosten wordt aangeraden om deze wel op basis van de soortensamenstelling te schatten, zover <http://milieucondities.wur.nl/> geen uitkomst biedt. Daarbij dient te worden opgemerkt dat grondwaterstanden in droge gebieden ( $gvg < \pm 60 \text{ cm -mv}$ ) weinig tot geen relatie hebben met het voorkomen van plantensoorten. Hier zegt het vochtgehalte waarschijnlijk meer, in combinatie met bijvoorbeeld het aantal dagen droogtestress.

#### **3.2.2 Meetlat voor bodembemonstering**

Als er ruimte is om bodemmonsters te nemen wordt aangeraden om dat te doen. Een directe bodemmeting is waardevoller en betrouwbaarder dan een indicatie op basis van de aanwezige plantensoorten. Bodembepalingen kosten echter relatief veel geld. Afhankelijk van de beschikbare hoeveelheid geld kunnen meer of minder analyses worden uitgevoerd. Tabel 2 geeft een voorkeursvolgorde van te analyseren bodemparameters. Een volledig monster kost ongeveer 100 € (zie bijlage 2). De te analyseren bodemparameters zijn onderverdeeld in groepen. De bepalingen worden vaak gezamenlijk uitgevoerd en vergen vaak dezelfde monstervoorbereiding. Het

weglaten van een van de bepalingen levert dan een relatief kleine besparing op van de kosten en wordt daarom afgeraden. Naast de bodemparameters zijn er abiotische randvoorwaarden voor beheertypen beschikbaar voor grondwaterstand. Het slaan en opnemen van nieuwe pijlbuizen is erg kostbaar en is niet opgenomen in de tabel (en de bijlage), mede omdat dit buiten de opdracht van dit project ligt. Daarnaast wordt hiervoor verwezen naar het werk van Han Runhaar (<http://milieucondities.wur.nl/>).

### 3.3 Advies monsternamen

De inventarisatie (de nulmeting en de vervolgmeting), kan op twee manieren plaats vinden, welke (deels) kunnen worden gecombineerd. Het gaat om het maken van een vegetatieopname en het doen van een bodembepaling. Als beide worden uitgevoerd is het aanbevelenswaardig om ze op dezelfde plek uit te voeren. Hieronder wordt eerst het maken van de vegetatieopname beschreven en daarna het nemen van de bodemonsters.

#### *De vegetatieopname*

Vegetatieopnamen worden in Nederland en Europa meestal volgens de Braun-Blanquet (1964) methode uitgevoerd. Een vegetatief homogeen ogend stuk vegetatie wordt afgezet en vervolgens worden daarbinnen alle soorten geïnventariseerd en vervolgens wordt hun geprojecteerde bedekking geschat. De grootte van het te inventariseren vlak is belangrijk, het moet representatief zijn voor de vegetatie. Meestal wordt in open vegetatie een vierkant vlak van 2\*2m en in bos een vlak van 10\*10m aangehouden. Om een goede meetreeks in de tijd te krijgen is het van belang de geïnventariseerde plek te volgen en later her op te nemen (zogenaamde pq's; permanente kwadraten). Met de komst van GPS is het vrij gemakkelijk om het punt vast te leggen en weer naar dezelfde coördinaten terug te keren. Omdat een punt met een set coördinaten kan worden vastgelegd kan men er voor kiezen om ronde opnamen te maken. Vooral de grotere bosopnamen lenen zich hiervoor. De bedekking van elke soort wordt vastgelegd door op basis van alle bovengrondse delen het oppervlak dat dit bedekt te schatten. Dode delen worden hierbij niet meegenomen. Omdat de vegetatie in meerdere lagen groeit, kan de bedekking boven de 100% komen. Soms wordt de bedekking in procenten geschat, maar vaak wordt er soort logaritmische schaal gebruikt voor de bedekking zoals die volgens Braun-Blanquet (1964) of Londo (1976). Naast de soorten met bedekking wordt er vaak metadata genoteerd, zoals de coördinaten, de eventuele helling met expositie, de grootte en oppervlak van de vegetatie, de datum, de opnemer enz. Bij pq's kunnen de veranderingen in de tijd worden gevolgd en kan aan verandering in soortensamenstelling geschat worden wat de trend is (bijvoorbeeld meer of minder rode lijst soorten). Daarnaast kan op basis van de soorten met de hier gepresenteerde methode een schatting van de abiotische omstandigheden worden gemaakt. Vegetatieopnamen worden normaal nooit aan de rand van een vegetatietype gemaakt.

Tabel 2. Voorkeursvolgorde van bodemanalyse voor de bepaling van de bodemparameters. Bijlage 2 geeft de kosten zoals bekend in januari 2008 voor de verschillende pakketten voor bodembepalingen.

| bodemparameter               | prioriteit | Onderverdeling | randvoorwaarde geschat |
|------------------------------|------------|----------------|------------------------|
| H-H <sub>2</sub> O           | 1          | a              | +                      |
| Totaal N                     | 1          | a              | +                      |
| Totaal P                     | 1          | a              | +                      |
| Totaal K                     | 1          | a              | +                      |
| Totaal C (C/N) <sup>2</sup>  | 1          | b              | +*                     |
| K <sup>1</sup>               | 2          | a              | +                      |
| PO <sub>4</sub> <sup>1</sup> | 2          | a              | +                      |
| NO <sub>3</sub> <sup>1</sup> | 2          | a              | +                      |
| NH <sub>4</sub> <sup>1</sup> | 2          | a              | +                      |
| Cl <sup>1</sup>              | 2          | b              | +                      |
| S                            | 2          | c              |                        |
| Ca <sup>1</sup>              | 2          | b              | +                      |
| pH-KCl                       | 2          | d              |                        |
| Mg <sup>1</sup>              | 2          | d              | +                      |
| Na <sup>1</sup>              | 2          | d              |                        |
| Organisch C                  | 3          | a              | +                      |
| Vochtgehalte                 | 3          | a              |                        |
| pH-NaCl                      | 3          | b              |                        |
| pH-CaCl <sub>2</sub>         | 3          | b              |                        |
| P citroenzuur                | 3          | b              |                        |
| P Al                         | 3          | b              |                        |
| Fe                           | 4          | a              |                        |
| Al                           | 4          | a              |                        |
| Mn                           | 4          | b              |                        |
| Zn                           | 4          | b              |                        |
| P oxalaat                    | 4          | b              |                        |
| Fe oxalaat                   | 4          | b              |                        |
| Al oxalaat                   | 4          | b              |                        |
| Cu                           | 5          | a              |                        |
| Cd                           | 5          | a              |                        |
| Ni                           | 5          | a              |                        |
| Pb                           | 5          | a              |                        |
| Co                           | 5          | a              |                        |
| B                            | 5          | a              |                        |

\* voor C is geen abiotische randvoorwaarde geschat, wel voor de daarvan af te leiden C/N.

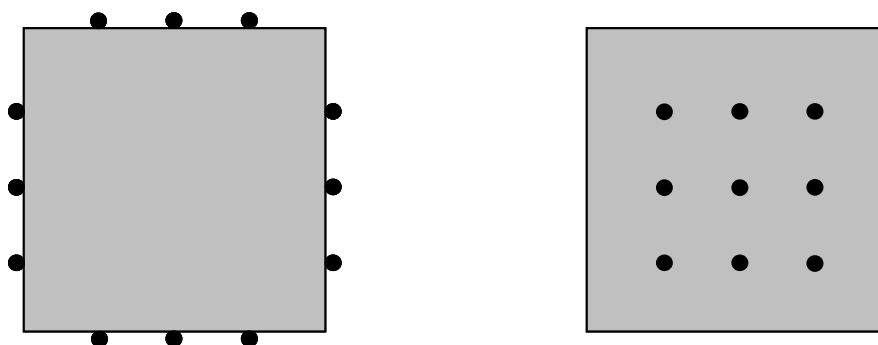
<sup>1</sup> In bodemvocht

<sup>2</sup> Uit recent onderzoek blijkt dat de C/N verhouding weinig indicatief is en een (veel) lagere prioriteit verdient (zie ook discussie).

### ***De bodemmonstername***

De bodemmonsters kunnen los of in samenhang met de vegetatieopnamen worden genomen. Als ze samen met de vegetatieopnamen worden genomen is het aanbevelenswaardig ze niet in de opname zelf te nemen. Het verstoort de opname, waardoor deze niet meer goed kan worden vergeleken met een vorige keer dat de opname is gemaakt (voor een eenmalige opname geldt dit uiteraard niet). De bedoeling van het bodemmonster is om een representatief beeld te krijgen van de bodem, in het geval van een combinatie met een vegetatieopname van de bodem van de vegetatieopname. Daartoe kunnen 10 tot 20 steken met een gutsboor worden genomen in de opname, of bij pq's langs de randen van de opname. Het monster zou moeten worden genomen van de bodem waar de planten hun voedsel halen. De meeste plantenwortels zitten relatief ondiep, meestal in de eerste centimeters, daar waar de meeste nutriënten vrij komen. De diepte kan per plek verschillen. Om toch een standaard monster te kunnen nemen wordt er vaak tot een standaarddiepte gemonsterd, bijvoorbeeld de bovenste 5, 10 of 20 cm. Een dieper monster wordt afgeraden. Meestal is 10 cm voldoende, nadat de losse strooisellaag, indien aanwezig, wordt verwijderd. Om een goed beeld te krijgen is van de bodem kan het beste in of langs de vegetatieopname volgens een regelmatig raster worden gemonsterd (zie fig. 5). Voor vegetatieopnamen met een groot oppervlak (in bossen) geldt het effect van verstoring nauwelijks en kan er in de vegetatieopname worden bemonsterd, ook als het om een pq gaat.

Het voordeel van het nemen van bodemmonsters bij of in vegetatieopnamen is dat het hier gepresenteerde systeem dan getest kan worden. De berekende abiotiek zou enigszins overeen moeten komen met de gemeten waarden. Daarnaast krijgt men een direct beeld van de bodem, wat als er voldoende financiën beschikbaar zijn is te prefereren boven een indirecte schatting. Het bodemmonster moet representatief zijn en mag daarom niet aan de rand van een vegetatietype worden gemaakt



*Fig. 5. Bodemmonstername voor in dit geval 12 steken, links voor aan de randen van een vegetatieopname, rechts voor in een vegetatieopname. De zwarte rondjes markeren een monsterpunt.*

### **3.4 Advies opzet meetnet**

De opzet van het meetnet om tekort aan milieukwaliteiten in het veld te kunnen identificeren hangt af van het doel van het meetnet en de hoeveelheid meetpunten



die ingericht kunnen worden. Aansluiting bij een bestaand netwerk is het goedkoopste, maar kan problemen geven omdat de doelen anders zullen zijn.

Het meetnetwerk heeft als doel zowel de stand van zaken en de ontwikkeling in de tijd te volgen voor elk aangewezen doeltype, als een overall overzicht te genereren.

Vragen die beantwoord moeten worden zijn:

1. Welke tekort aan milieukwaliteiten zijn er op een specifieke plek
2. Wat is het tekort aan milieukwaliteit voor een groter gebied (provincie, Nederland)
3. Zijn de tekort aan milieukwaliteiten verschillend voor verschillende beheertypen
4. Wat is het tekort aan milieukwaliteit voor een specifiek beheertype op een specifieke plek.

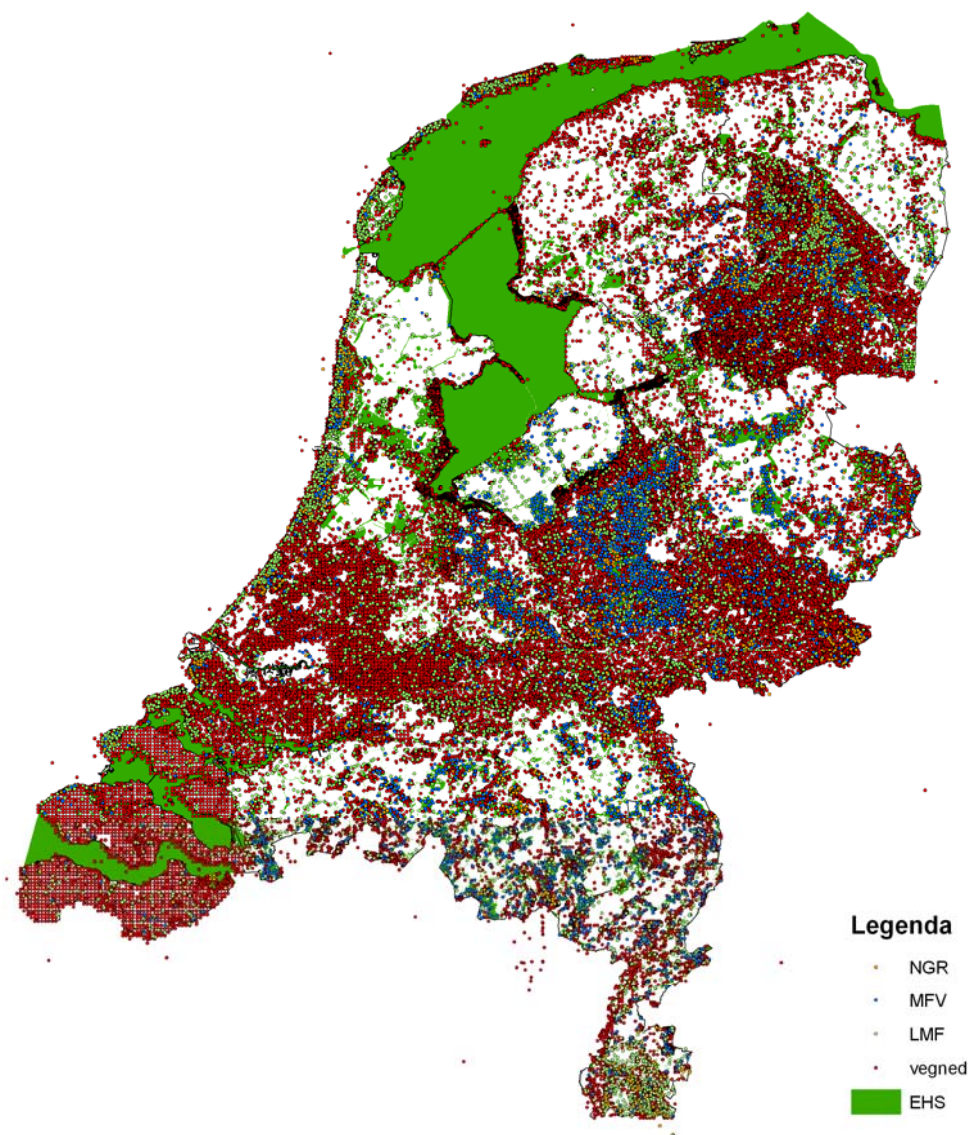
De randvoorwaarden zijn dat het mogelijk om een beperkt meetnet kan gaan en dat monsternamen veel tijd en dus geld kost. In het kader van verschillende projecten (LMF, abiotische randvoorwaarden, OBN, etc.) worden op verschillende plaatsen in Nederland bodemanalyse gedaan, gecombineerd met vegetatieopnamen. De bodemonsters zijn voor een deel verzameld in de database voor abiotische randvoorwaarden. Op basis van dit netwerk is er iets te zeggen voor milieutekort op een zeer globale schaal. Dit netwerk is het meest minimale netwerk en geeft geen goed overzicht van de situatie in heel Nederland en ook geen goed overzicht over de toestand van de verschillende beheertypen. Met deze minimale oplossing kan alleen vraag 1 beantwoord worden. Als alle beheertypen kunnen worden bemonsterd dan kan daarmee naast vraag 1 ook vraag 2 goed beantwoord worden. Voor een goede inventarisatie van het tekort aan milieukwaliteiten per beheertype zijn meer monsterpunten nodig. Per beheertype moet er een goede spreiding zijn over de provincie, althans daar waar ze voor komen. Als er extra monsterpunten worden aangelegd dan is het verstandig om een gestratificeerde steekproef te gebruiken om de monsterpunten aan te wijzen (bijvoorbeeld op LMF plots). Het stratum wordt dan gevormd door de beheertypen. Het aantal monsterpunten hangt af van het aantal te bemonsteren beheertypen. De plekken moeten goed worden vastgelegd omdat ze later weer bemonsterd moeten worden. Als er alleen voldoende geld is om vegetatieopnamen te maken, maar geen bodemonsters te laten analyseren dan kan er worden aangesloten bij het florameetnet van de provincie. Dit kan geheel worden gebruikt of als basis dienen waaruit de steekproef wordt genomen. Omdat dit netwerk toch al wordt opgenomen zou bij een deel van de opnamen de bodem kunnen worden bemonsterd. De vegetatieopnamen kunnen dan worden gebruikt om een tekort aan milieukwaliteit te indiceren. De vegetatieopnamen waar ook een bodemonster is genomen kunnen dienen voor validatie en kalibratie van het tekort aan milieukwaliteiten. Als er voldoende opnamen beschikbaar zijn kan vraag 3 hiermee beantwoord worden. Om vraag 4 te kunnen beantwoorden moet per gebied een representatief aantal monsters worden genomen. Het aantal hangt af van de grootte en de inhomogeniteit in het gebied van de abiotiek. Om dit goed te kunnen doen moet er per gebied een opzet worden gemaakt. Dat lijkt voorlopig niet haalbaar. Als richtlijn zou kunnen worden gekozen voor 5 opnamen per gebied, wat gevarieerd zou kunnen worden, door in grotere en of inhomogenere gebieden meer monsters te nemen en in kleinere en of homogeneren minder monsters te nemen (met een minimum van drie).

### 3.5 Beschikbare databases voor nulmeting achteraf

In het kader van dit project is een metadatabase opgezet van databases waarmee achteraf alsnog iets over de abiotische situatie van de beheertypen kan worden gezegd. De metadatabase bevat al vegetatieopnamen uit verschillende bronnen. Daarnaast is aangegeven welke bronnen (mogelijk) nog beschikbaar zijn, maar nog niet opgenomen in de metadatabase. Er kan gebruik worden gemaakt van de abiotische randvoorwaarden voor plantensoorten om de abiotiek op een plek achteraf alsnog te schatten. Alle data zijn opgeslagen in het programma Turboveg (Hennekens en Schaminée 2001). De abiotiek kan vervolgens automatisch worden berekend en worden gebruikt om de situatie in het verleden te karakteriseren. Het bestand gebruikt voor het schatten van de abiotische randvoorwaarden en het OBN bestand bevatten ook abiotische metingen. Deze kunnen direct worden gebruikt om de situatie in het verleden te karakteriseren. Vaak geldt echter dat er slechts beperkt is gemeten (bijvoorbeeld pH en gvg). Voor de OBN sites is vaak een uitgebreide meting gedaan en zijn vaak gegevens voor alle gewenste abiotische randvoorwaarden beschikbaar. Sommige databases vertonen een overlap in data, waardoor een overschatting van de beschikbare hoeveelheid opnamen ontstaat. De overlap is meestal klein, met uitzondering van de overlap tussen de vegetatie van Nederland en de Gelderland databases, de Gelderland database is in een oude vorm onderdeel van de vegetatie van Nederland. Dubbeltellingen moeten worden voorkomen, maar dat is vrij eenvoudig te doen op basis van x en y coördinaten en andere metadata en eventueel de soortensamenstelling. De spreiding van de databases over Nederland is goed en vrijwel alle natuurgebieden (EHS+) zijn goed vertegenwoordigd (zie fig 6 tmt 10). Er lijkt voldoende informatie aanwezig om elk gebied achteraf te karakteriseren. Echter niet alle opnamen zijn op ongeveer hetzelfde tijdstip gemaakt; de databases beslaan een periode van begin 1900 tot en met heden. Het is zeer de vraag of vegetatie opnamen uit het begin van de twintigste eeuw kunnen worden gebruikt om als nulmeting te dienen. Dit zal leiden tot een onderschatting van het tekort aan milieukwaliteiten; de situatie zal veel te rooskleurig worden voorgesteld. Een extra complicerende factor is dat door bijvoorbeeld plagen de huidige situatie redelijke recent veranderd kan zijn, waardoor een vegetatieopname, ook al is die van recente datum, geen informatie kan geven over de actuele situatie. Daarom is een oppervlakdekkende inventarisatie van geplagde terreinen van groot belang (en toegankelijk gemaakt via GIS-bestand). Hierdoor kan bij de bepaling van milieutekortten dan worden gecompenseerd.

Tabel 3. Overzicht van databases die geschikt zijn om achteraf een nulmeting op te baseren op basis van vegetatieopnamen gedaan in het verleden.

| naam                             | beschikbaar    | opgenomen | Aantal opnamen | coördinaten | Voor 1980 | 1980-1990 | 1990-2000 | Na 2000 | Abiotiek gemeten | opmerking                                                                                                   |
|----------------------------------|----------------|-----------|----------------|-------------|-----------|-----------|-----------|---------|------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Vegetatie van Nederland          | ja             | ja        | 470801         | 382966      | 111708    | 125329    | 201731    | 21514   | Nee              | Inclusief 46577 opnamen van de provincie Gelderland. Er zijn meer opnamen, maar niet vrij beschikbaar       |
| Abiotische randvoorwaarden       | ja             | ja        | 7551           | 2968        | 1465      | 235       | 1789      | 125     | Ja               |                                                                                                             |
| LMF (landelijk meetnet flora)    | ja             | ja        | 15373          | 15373       |           |           | 1819      | 13554   | deels            | De opnamen met abiotiek zijn opgenomen in de database voor abiotische randvoorwaarden                       |
| MFV (meetnet functievervulling)  |                |           | 3622           | 3622        |           |           |           |         |                  | Meetnet is stop gezet                                                                                       |
| 4 <sup>de</sup> bosstatistiek    | ja             | ja        |                |             |           |           |           |         | nee              | Meetnet is stop gezet, deels verder als LMF                                                                 |
| OBN                              | In principe ja | deels     | ?              |             |           |           |           |         |                  | Deels opgenomen in abiotische randvoorwaarden                                                               |
| SBB meetnet                      | ?              | Nee       |                |             |           |           |           |         | deels            |                                                                                                             |
| Natuurmonumenten                 | ?              | Nee       |                |             |           |           |           |         |                  |                                                                                                             |
| Abiotische meetnetten provincies | ja             | deels     |                |             |           |           |           |         | ja               |                                                                                                             |
| Meetnet provincie Gelderland     | ja             | ja        | 68685          | 68685       | 3528      | 19543     | 32024     | 13590   | nee              | Deels in de vegetatie van Nederland                                                                         |
| Meetnet vitaliteit en verdroging | ja             | Ja        | 200            | 200         |           |           | 200       | 200     | ja               | onderdeel abiotische randvoorwaarden tweemaal opgenomen. Meetnet is stop gezet                              |
| Meetnet provincie Zuid Holland   | ja             | nee       |                |             |           |           |           |         |                  | Onderdeel van de vegetatie van Nederland database? Maakt nu deel uit van het LMF                            |
| PQ database Alterra              | Na overleg     | nee       | 6358           | 6358        |           |           |           |         | deels            | Sommige PQs bevatten metingen aan de abiotiek, deels overlappend met de abiotische randvoorwaarden database |



*Fig. 6. Totaaloverzicht van de meetpunten aanwezig in de databestanden genoemd in Tabel 3, voor zover de coördinaten bekend zijn. Met: NGR data voor het project abiotische randvoorwaarden, MFV meetnet functievervulling, LMF Landelijk meetnet functievervulling en vegned data uit de vegetatie van Nederland. Als achtergrond is in groen de EHS+ gegeven.*



*Fig. 7. Overzicht van de meetpunten aanwezig voor het LMF (Landelijk meetnet functievervulling). Als achtergrond is in groen de EHS+ gegeven.*

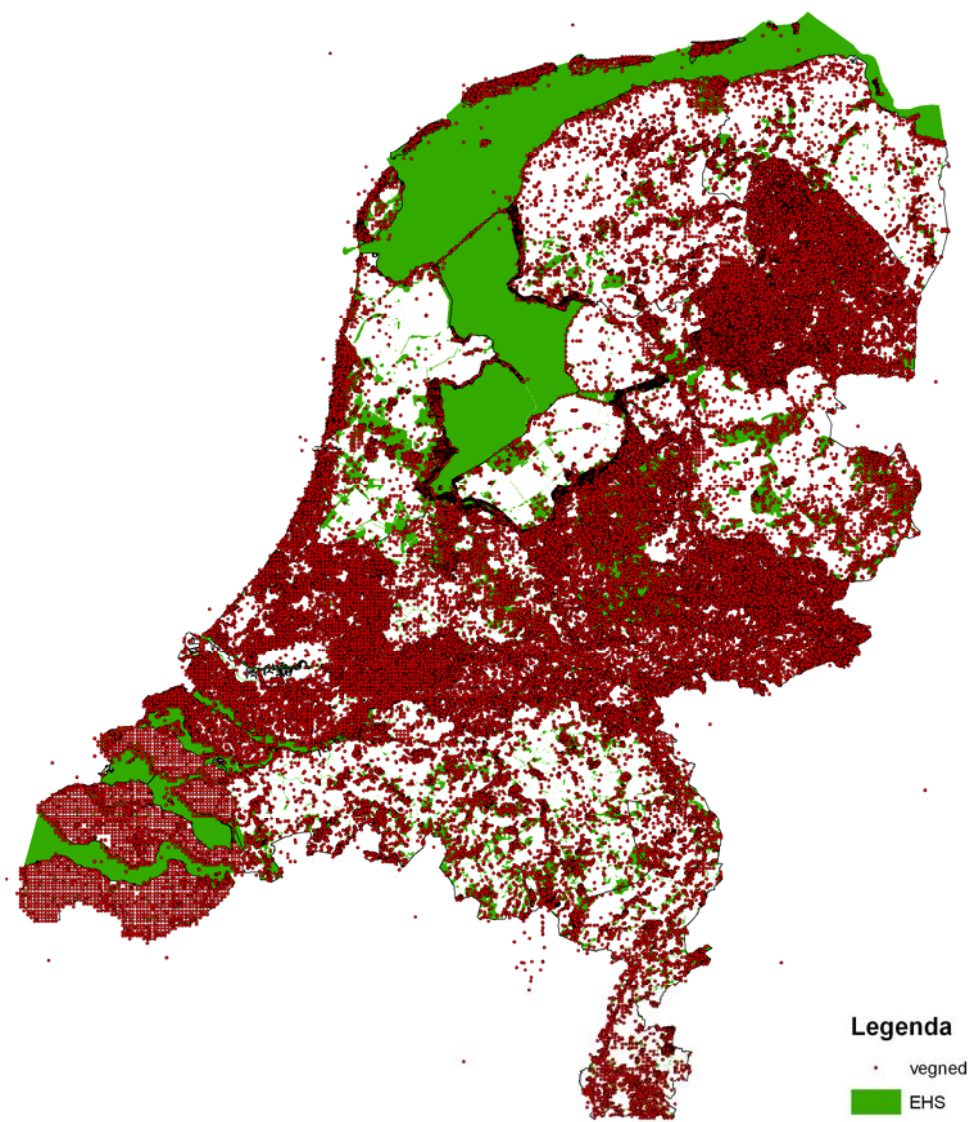


Fig. 8. Overzicht van de meetpunten aanwezig voor MFV (meetnet functievervulling). Als achtergrond is in groen de EHS+ gegeven.





Fig. 9. Overzicht van de meetpunten voor NGR (data voor het project abiotische randvoorwaarden), dat ook abiotische metingen bevat. Als achtergrond is in groen de EHS+ gegeven.



*Fig. 10. Overzicht van de meetpunten voor vegnet (data uit de vegetatie van Nederland). Als achtergrond is in groen de EHS+ gegeven.*





## 4 Omgaan met tekorten van milieukwaliteit

### 4.1 Bepaling van actuele tekorten van milieukwaliteit

Algemeen wordt in de ecologie uitgegaan van het 'drie-factoren model', waarin de vegetatie bepaald wordt door de combinatie van zuurgraad, voedselrijkdom en hydrologie. In kustgebieden kan hier het zoutgehalte nog bijkomen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat het beheer in de meeste situaties de meest bepalende factor voor de vegetatie is, maar omdat beheer geen milieuconditie in strikte zin is, wordt deze factor hier verder buiten beschouwing gelaten. Hieronder zal voor elk van bovengenoemde drie factoren enige achtergrondinformatie worden gegeven, waarna wordt ingegaan op methoden om de milieutekorten te bepalen. Ook zal worden aangegeven hoe bepaald kan worden welk van de tekorten het grootst is. Er wordt kort ingegaan op methoden om de tekorten te compenseren.

In het onderstaande wordt uitgegaan van een bepaling van de tekorten per basale eenheid, dat wil zeggen een ruimtelijke eenheid (beheerseenheid, kaartvlak of perceel) die aan één beheertype is toegewezen. Voorgesteld wordt om de tekorten op een hoger niveau (bij voorbeeld provincie of landelijk) vast te stellen door generalisatie vanuit de kleinste eenheden. Indien een ruimtelijke eenheid aan één beheerstype is toegewezen, kan het bepalen van het milieutekort in drie stappen plaatsvinden:

1. Bepaling van de abiotische vereisten van het betreffende beheerstype, in de vorm van een range, begrensd door 'kritische condities' (randvoorwaarden, grenswaarden);
  2. Bepaling van de actuele situatie ter plaatse;
  3. Confrontatie van de resultaten van 1. met die van 2.: als de actuele situatie geheel of gedeeltelijk buiten de range ligt, is er sprake van een milieutekort.
- Omdat er sprake kan zijn van meer dan één milieutekort, moet er ook een methode komen om de grootte van het tekort te kwantificeren, zodanig dat de verschillende tekorten tegen elkaar kunnen worden afgewogen.
- Deze drie stappen worden hieronder nader toegelicht.

Ad 1. Er wordt vanuit gegaan dat de abiotische vereisten bekend zijn per vegetatietype op het niveau van de associaties uit de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1999). Omdat de nieuwe beheerstypologie grover is dan die van de Vegetatie van Nederland, kunnen de ranges voor deze typologie afgeleid worden door generalisatie. Hiervoor is een vertaaltabel nodig van beheerstypen naar de vegetatietypen volgens Schaminée et al., deze wordt gegeven in de digitale bijlage.

Ad 2. In principe kan de actuele situatie bepaald worden door meting, of via indicatie door de vegetatie, waarbij de respons per soort of de respons per vegetatietype als basis wordt gebruikt. Welk van deze twee opties de voorkeur heeft hangt van veel factoren af. Dit kunnen bij voorbeeld zijn: de beschikbaarheid van metingen of van vegetatieopnamen, de kosten van extra metingen, de variabiliteit in het veld, of de manier waarop de respons van de vegetatie kan worden uitgedrukt in fysische

meetgrootheden. In hoofdstuk 3 is al ingegaan op de keuze tussen meten en het gebruik van indicatiewaarden; in het onderstaande wordt ervan uitgegaan dat er in elke ruimtelijke eenheid waarvoor het tekort moet worden bepaald, één of meer schattingen van de relevante milieucondities beschikbaar zijn.

Ad 3. Hiervoor wordt in dit rapport een voorstel gedaan voor elk van de relevante milieucondities. Het principe is hierbij dat de voor elke basale ruimtelijke eenheid beschikbare schattingen of meetwaarden worden vergeleken met de range van het daar geldende beheerstype, en dat hoe groter het verschil tussen beiden is, hoe groter het tekort.

### **Zuurgraad**

Van de drie bovengenoemde factoren is zuurgraad het gemakkelijkst te bepalen. Ook is de respons van de vegetatie het best bekend voor zuurgraad. In principe hebben zure en kalkhoudende bodem elk hun eigen flora, hoewel bij zeer hoge voedselrijkdom dit verschil enigszins wegvalt. De oorzaak hiervan is dat zuurgraad in hoge mate de opneembaarheid van nutriënten en sporenelementen bepaalt, maar ook de aanwezigheid van toxische stoffen. Bij hoge pH neemt de opneembaarheid van ijzer sterk af, wat tot ijzergebrek leidt bij soorten die hieraan niet zijn aangepast ('kalkchlorose'). Anderzijds neemt bij lage pH de concentratie van vrij aluminium in het bodemvocht sterk toe, wat leidt tot toxische effecten bij soorten die hieraan niet zijn aangepast (De Graaf *et al.* 1997). Verder hangt de opneembaarheid van fosfaat op een ingewikkelde manier van de pH af. Aan bodemverzuring en Al-toxiciteit is in de jaren 1980 - 1995 zeer veel onderzoek verricht, nadat duidelijk was geworden dat atmosferische depositie op grote schaal tot verzuring van de bodem leidt (Heij & Schneider 1991). Directe metingen van de pH van de bodem zijn echter slechts beperkt beschikbaar.

Veel bodemchemische kenmerken zijn direct aan pH gerelateerd. Met name is dit het geval voor het calciumgehalte, dat in sterke mate bepalend is voor de pH. Wellicht is het zelfs zo dat bij wat hoge pH (boven ca. 7) de vegetatie in sterkere mate reageert op het calciumgehalte dan op de pH (Schaffers & Sykora 2000). Zoals hierboven gezegd wordt ook het gehalte aan opgelost (vrij) aluminium sterk door de pH bepaald. Bij een directe bepaling van opgelost aluminium moet men er echter rekening mee houden dat er verschillende vormen (ionen) zijn, die een verschillend effect op de vegetatie kunnen hebben. Ook het ijzergehalte hangt sterk samen met de pH, zonder dat overigens toxische effecten optreden. Bij ijzer is naast de pH ook de oxidatietoestand relevant, waarbij vooral van belang is dat geoxideerd (driewaardig) ijzer een sterke binder is van fosfaat. Omdat de chemie van zowel ijzer als aluminium ingewikkeld is, en het effect op de vegetatie slechts in grote lijnen bekend is, wordt afgeraden deze twee te betrekken in het bepalen van milieutekorten. Dit is wellicht anders voor Ca, waarvan de relatie met de vegetatie wel goed bekend is. Echter, in het pH bereik waarin Ca van belang is voor de vegetatie is het gehalte zeer stabiel en zijn milieutekorten slechts in uitzonderingsgevallen te verwachten (bij voorbeeld in de kalkrijke duinen, op plaatsen waar het Ca gehalte relatief laag is en oppervlakkige uitspoeling optreedt).

De zuurgraad van de standplaats hangt af van een aantal factoren, die hieronder in volgorde van belangrijkheid worden opgesomd:

#### *Bodemtype*

Veengronden hebben doorgaans een  $\text{pH} < 4$ , bij zandgronden varieert deze afhankelijk van het kalkgehalte van  $< 4$  bij arme, kalkloze zandgronden tot ca. 6 - 7 bij kalkhoudende gronden (duinen en Limburg). Kleigronden hebben een hogere pH van ca. 5 - 7, afhankelijk van het kalkgehalte. Bodems die onder invloed van zeewater staan hebben een pH van ca. 7 - 8. Van groot belang is dat kalkhoudende bodems sterk gebufferd zijn en daardoor weinig gevoelig voor verzuring. Anderzijds zijn de zure zandgronden weinig gebufferd en daardoor gevoelig voor verdere verzuring bij voorbeeld door atmosferische depositie. In theorie kan atmosferische depositie op de armste zandgronden binnen een termijn van 100 jaar leiden tot pH-waarden die zo laag zijn dat plantengroei vrijwel onmogelijk is. Dergelijke voorspellingen die enkele decennia geleden gemeengoed waren (zie o.a. Heij & Schneider 1991) zijn uiteindelijk niet uitgekomen, vooral omdat de atmosferische depositie van zuur de afgelopen decennia sterk gedaald is. Maar niet alleen atmosferische depositie, ook de plantengroei zelf, en vooral het oogsten van biomassa, leidt tot een afname van de basenvoorraad in de bodem. In hoeverre deze afname ook leidt tot een netto verzuring hangt af van de verwerkingssnelheid van het moedermateriaal.

#### *Hydrologie*

Er is een interactie tussen hydrologie en zuurgraad. De oorzaak hiervan is dat kwel een belangrijke bron van basen kan zijn, die zorgt voor een hogere pH dan het moedermateriaal en die eventueel optredende verzuring kan compenseren. Grondwater is meestal goed gebufferd, en zorgt daarmee voor een 'oplading' van het adsorptiecomplex in de bodem met basische kationen. Wanneer regionale verdroging optreedt en de kwel wegvalt, zullen deze basische kationen gaandeweg uitspoelen, en dit zal op termijn leiden tot verzuring. Voor een modelmatige voorspelling van de pH van de bodem is het daarom van belang de kwel te kennen, maar de hiervoor thans beschikbare metingen zijn volstrekt ontoereikend. Naast kwel is ook overstroming met oppervlaktewater een factor met grote invloed op de zuurgraad. Omdat oppervlaktewater doorgaans goed gebufferd is wordt verzuring ook door overstroming tegengegaan. Ontwatering, en daarmee het sterk afnemen van zowel kwel als overstroming, zijn naast atmosferische depositie belangrijke oorzaken van de verzuring van de bodem die in Nederland op veel plaatsen is opgetreden.

#### *Atmosferische depositie*

Atmosferische depositie als oorzaak van bodemverzuring heeft vooral in de jaren '80 en '90 van de vorige eeuw veel aandacht gehad. Aanleiding was de vissterfte in meren in Scandinavië, waarvan werd aangetoond dat verzuring door atmosferische depositie de oorzaak was (Odén 1967, Beamish et al. 1975). Naar analogie hiervan werd gedacht dat bodemverzuring tot grootschalig bossterven zou leiden (Ulrich *et al.* 1979). Dat dit uiteindelijk niet is gebeurd behalve in enkele zeer extreme situaties (onder in andere de 'zwarte driehoek' op de grens tussen Polen, Tsjechië en Duitsland) kan twee oorzaken hebben: (1) waarschijnlijk is het effect van bodemverzuring op individuele bomen sterk overschat; en (2) de atmosferische

depositie van zuur is de laatste decennia sterk afgenomen, deels door beleidsmaatregelen, deels door autonome economische processen (zoals het instorten van de zeer vervuilde Oost-Europese economie in de jaren '80).

Het uitblijven van grootschalig bossterven neemt niet weg dat verzuring heeft geleid tot belangrijke verschuivingen in de soortensamenstelling van de vegetatie, vooral op weinig gebufferde bodems zoals arme zandgronden (Van Dam *et al.* 1986, Bobbink *et al.* 1998).

Er zijn drie stoffen die in de atmosfeer worden geëmitteerd en die leiden tot bodemverzuring:

SO<sub>2</sub>: afkomstig uit verbrandingsprocessen (vooral van kolen en stookolie): vroeger verreweg de belangrijkste verzuurder maar thans teruggedrongen tot vrijwel 'achtergrond' concentraties; vooral door het schoner worden van industrie en het grootschalig omschakelen van olie en kolen op aardgas;

NO<sub>2</sub>: ook afkomstig uit verbrandingsprocessen, ook van 'schone' olie en aardgas. Is nog steeds een belangrijke oorzaak van verzuring;

NH<sub>3</sub>: afkomstig uit de veehouderij. Hoewel van nature een base is deze stof in de bodem verzurend na bacteriële omzetting in nitraat. Deze omzetting blijkt op veel grotere schaal voor te komen dan vroeger werd gedacht (Van Breemen *et al.* 1982) en bij de modelmatige berekening van de zuurlast wordt doorgaans uitgegaan van een volledige omzetting van ammonium in nitraat.

Van belang bij het evalueren van de ecologische effecten van atmosferische depositie is dat NO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> beiden een bijdrage leveren aan zowel de verzuring als de eutrofiering van de bodem. Vanuit ecologisch perspectief is eutrofiering waarschijnlijk belangrijker dan verzuring. Daarom wordt in invloed van deze stoffen behandeld in de paragraaf over voedselrijkdom.

### ***Bepaling van de abiotische range***

De respons van de vegetatie op de zuurgraad is in het algemeen goed bekend. Dit geldt zowel op het niveau van soorten als van vegetatietypen. Veel gebruikt zijn de indicatiewaarden van Ellenberg (Ellenberg *et al.* 1991), hoewel deze methode enigszins achterhaald is nu er betere schattingen zijn die gebaseerd zijn op metingen (Wamelink *et al.* 2002, 2005). Er zijn op metingen gebaseerde ranges per associatie (zie [www.abiotic.wur.nl](http://www.abiotic.wur.nl)) en per Natura-2000 Habitatype (Van Dobben & Van Hinsberg 2008). Voor de beheerstypen zijn binnen het huidige project ranges afgeleid op basis van gemeten responsies per soort (zie >>). Voor de volledigheid wordt hier nog gewezen op het 'Waternood' instrumentarium (Runhaar *et al.* 2002), dat ook zuurgraad ranges geeft voor 255 plantengemeenschappen (associaties en subassociaties) voor de Nederlandse situatie. In tegenstelling tot de schattingen voor hydrologie, die voor een belangrijk deel op metingen zijn gebaseerd, zijn de schattingen voor zuurgraad in Waternood volledig op expertkennis, literatuuropgaven en indicatiewaarden gebaseerd. Belangrijke verschillen met het Ellenberg systeem zijn (1) de focus op gemeenschappen in plaats van op soorten, (2) de focus op de Nederlandse situatie in plaats van op de Midden-Europese, en (3) het schatten van zowel optimum en range in plaats van alleen optimum. Voor de hydrologische condities vindt de schatting direct in fysische grootheden plaats (zie hieronder), voor zuurgraad in vier klassen (zuur, matig zuur, zwak zuur, neutraal-

basisch), met per plantengemeenschap per klasse één van de waarden: ongunstig, suboptimaal, of optimaal.

### **Bepaling van de actuele zuurgraad**

De zuurgraad is waarschijnlijk het meest gemeten bodemkenmerk. Deze meetgegevens zijn echter niet toegankelijk via één openbare database. Het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS, [www.bodemdata.nl](http://www.bodemdata.nl)) bevat -naast de bodemkaart 1:50 000- detailgegevens voor 260 000 boorpunten. Op een deel van deze punten is de pH-KCl gemeten, maar deze informatie is niet rechtstreeks toegankelijk. Bovendien liggen de boorpunten voor het grootste deel in landbouwgebied waardoor de relevantie voor natuur minder is. Wel geven bodemtype en de aanwezigheid van kalk in het profiel een eerste indicatie van de pH, en deze informatie is wel rechtstreeks uit het BIS op te vragen. En er liggen 1100 meetpunten in bos en 340 in natuur met lage vegetatie. Naast het BIS is er nog veel informatie over pH in natuurgebieden die in andere projecten of op ad-hoc basis is verzameld. Dit geldt onder andere voor het Meetnet Vitaliteit en Verdroging (Van Dobben & De Vries 2001) (ca. 200 meetpunten) en voor een deel van de meetpunten van het Landelijk Meetnet Flora (Van Dobben & Wegman 2008) (ca. 150 meetpunten). Verder bevat de database achter [www.abiotic.wur.nl](http://www.abiotic.wur.nl) meer dan 5000 punten in natuurgebied waarvan pH en locatie bekend zijn. Ook Kros & Mol (2001) hebben ca. 600 pH metingen in bos- en natuurgebied bijeengebracht ten behoeve van modelvalidatie. Deels zijn dit historische gegevens die mogelijk gebruikt kunnen worden om historische trends in pH te reconstrueren. Een deel van bovengenoemde bestanden kan overlappen.

Naast directe meting is de pH van de bodem ook goed te schatten uit vegetatieopnamen. De grootste precisie wordt hierbij waarschijnlijk bereikt met het op metingen gebaseerde systeem van [www.abiotic.wur.nl](http://www.abiotic.wur.nl). Een geautomatiseerde methode op de pH te schatten voor een gegeven opname is beschikbaar in Turboveg. Anderzijds kan een voordeel van bestaande indicatorsystemen (met name dat van Ellenberg) zijn dat er hiervoor een groot draagvlak is onder deskundigen.

Wanneer niet alleen de eenmalige pH van belang is maar ook de ontwikkeling hiervan in de tijd, is er sprake van monitoring. In dat geval dient er een programma te zijn waarin metingen regelmatig worden herhaald. Dit was in het verleden het geval in het Meetnet Vitaliteit en Verdroging (vegetatieopnamen en abiotische metingen), en thans nog in het Landelijk Meetnet Flora (vooral vegetatieopnamen, niet in Limburg). Een andere mogelijkheid is om na een eenmalige meting de ontwikkeling in de tijd te schatten met modellen. Het bodemchemische model SMART2 is veel gebruikt om veranderingen in bodemchemie te schatten op grond van bekende externe invloeden. Dit model is een compromis tussen eenvoud en detail, zodanig dat redelijk betrouwbare uitspraken mogelijk zijn terwijl de rekentijd en datahonger beperkt blijven. Het model is uitgebreid gevalideerd op binnen- en buitenlandse datasets (Kros 1998, 2002).

In een monitoringprogramma zou SMART gebruikt kunnen worden om te komen tot een eerste schatting van het risico op bodemverzuring en daarmee het optreden

van milieutekorten. Het model is goed in staat om veranderingen in de zuurgraad van de bodem te simuleren als gevolg van:

- atmosferische depositie
- verandering in kwel
- vegetatie-ontwikkeling (bij voorbeeld als gevolg van veranderd beheer)

Dit laatste speelt in sterke mate bij inrichting van nieuwe natuur met bij voorbeeld overgang van (bemest) grasland naar bos, waarbij een zeer sterke daling van de pH kan optreden. Dit kan een sterke mobilisatie van zware metalen tot gevolg hebben. Om deze ontwikkeling te simuleren is een uitbreiding van SMART2 met een zware-metalen module ontwikkeld (BONANZA, De Vries *et al.* 2001). Het effect van zware metalen op de vegetatie is gering en mobilisatie zal daarom gezien vanuit de vegetatie niet snel tot milieutekorten leiden, maar kan natuurlijk wel om andere redenen ongewenst zijn.

Wanneer noch metingen, noch opnamen beschikbaar zijn dienen nieuwe gegevens verzameld te worden. In principe bestaat er dan de keus tussen nieuwe metingen of nieuwe opnamen. Omdat de pH vrij goed te schatten is uit opnamen kunnen pragmatische overwegingen een rol spelen bij deze keuze. Vegetatieopnamen zijn wellicht ook nodig voor een ander doel. Maar als bodemonsters toch genomen worden kunnen extra chemische analyses meestal met slechts geringe meerkosten worden uitgevoerd.

### ***Bepaling van het tekort***

Om het tekort te kunnen bepalen dient het doel bekend te zijn: het tekort kan per doel verschillend zijn. In het onderstaande is er van uitgegaan dat het doel een beheerstype is dat aan een basale ruimtelijke eenheid is toegewezen. Eventueel kan het tekort voor meerdere doelen bepaald worden, zodat gekozen kan worden voor een realistisch doel. Verder kan een overweging zijn dat er actueel geen tekort is voor een gegeven doel, maar dat in de toekomst wel een tekort is te verwachten. In het algemeen zullen atmosferische depositie en hydrologische tekorten (wegvallen van kwel of peilverlaging) leiden tot voortschrijdende verzuring. Voor de atmosferische depositie is bij het bepalen van de critical load hiermee rekening gehouden (zie onder). Omdat de basale eenheid een ruimtelijke uitgebreidheid heeft (bij voorbeeld een kaartvlak) kan het tekort ruimtelijk variëren, en moet het dus steekproefsgewijs bepaald worden. In het ideale geval dat een voor gegeven kaartvlak het doel uniek en bekend is, en er binnen dat kaartvlak meerdere schattingen voor de pH beschikbaar zijn, kan voor elk punt met bekende pH bepaald worden of die pH binnen de pH-range van het doel valt. Omdat de kritische condities van een doel bepaald zijn als percentielwaarden van waargenomen pH voor dat doel, ligt het voor de hand om als eis te stellen:

- niet meer dan X% (hier wordt voorgesteld 5%) van de waargenomen pH's mag kleiner zijn dan de kritische ondergrens;
- niet meer dan 100 - Y% van de waargenomen pH's mag groter zijn dan de kritische bovengrens;

waarbij X en Y de percentielwaarden van de kritische onder- resp. bovengrens zijn.

Indien aan die voorwaarden wordt voldaan, lijkt de actuele verdeling van de pH waarden sterk op de verdeling in de calibratieset van waarnemingen van het doel en

de daarbij behorende pH, en kan er vanuit worden gegaan dat er geen tekort is. Naarmate er minder aan bovenstaande eis wordt voldaan, is het tekort groter. Hierbij geldt dat:

| P = % van de actuele pH's dat binnen de range valt | tekort:  | gekwantificeerd tekort |
|----------------------------------------------------|----------|------------------------|
| $\geq Y - X$                                       | geen     | 0%                     |
| $> 0$ maar $< Y - X$                               | aanwezig | $100 - P / (Y - X) \%$ |
| 0                                                  | maximaal | 100%                   |

### ***Voedselrijkdom***

Naast hydrologie en zuurgraad is voedselrijkdom een factor die in hoge mate bepalend is voor de vegetatie. Er is een direct verband tussen beschikbaarheid van nutriënten (vooral N en P) en de productie van de vegetatie (Van Dobben *et al.* 2005). Bij een toenemend aanbod van nutriënten neemt de productie toe, en vindt concurrentie tussen soorten in toenemende mate slechts om licht plaats. Dit leidt er toe dat een groot aantal langzaam groeiende, aan voedselarme omstandigheden aangepaste soorten wordt verdrongen door een klein aantal snelgroeiende soorten. Doordat bij extreme voedselarmoede slechts een klein aantal gespecialiseerde soorten kan voorkomen, ontstaat een asymmetrisch optimum verband tussen voedselrijkdom en biodiversiteit, met een maximaal aantal soorten bij een betrekkelijk lage voedselrijkdom (het z.g. 'humpback' verband, Grime 1979). In het algemeen is N het meest beperkende nutriënt, maar in natte of kalkrijke systemen kan ook P-beperking optreden (Wassen *et al.* 2005).

Vaak wordt een algemene toename van de voedselrijkdom (eutrofiëring) als de belangrijkste oorzaak van de achteruitgang van de soortenrijkdom aan vaatplanten gedurende de laatste 50 jaar beschouwd (Weeda *et al.* 2002). Eutrofiëring kan op drie manieren tot stand komen:

- door directe bemesting;
- via het oppervlaktewater;
- via atmosferische depositie.

Direct bemesting heeft vooral in het verleden geleid tot een sterke verarming van de flora van akkers, weiden en overhoeken in het agrarisch gebied. In reservaten speelt het geen rol, behalve wanneer uit productie genomen landbouwgrond tot natuur wordt ontwikkeld. In dat geval zijn aanvullende maatregelen nodig om de grote hoeveelheid in de bodem opgeslagen P te verwijderen (bij voorbeeld afgraven van de toplaag, of 'uitmijnen').

Door de sterk toegenomen bemestingsdruk vanuit de landbouw, maar ook door lozingen van onder andere rioolwater is ook de voedselrijkdom van het oppervlaktewater sterk toegenomen. Vegetaties die periodiek worden overstroomd kunnen daarom eutrofiëren en verarmen. De belangrijkste oorzaak van eutrofiëring is momenteel waarschijnlijk wel de atmosferische depositie van N. Daarom wordt hieraan de meeste aandacht besteed. Niet vergeten moet worden dat eutrofiëring



echter ook langs indirecte weg kan optreden; bekende voorbeelden zijn de mobilisatie van P bij vernatting, en de toenemende mineralisatie van N en P bij hoge sulfaatconcentraties (Smolders *et al.* in press). Omdat deze mechanismen moeilijk te kwantificeren zijn en er geen eenstemmigheid bestaat over hun belang worden zij hier buiten beschouwing gelaten. De hier (en in alle andere op critical load gebaseerde studies) gebruikte benadering is in essentie simpel, en gaat er vanuit dat (1) N het enige groeibeperkende nutriënt is, en (2) de plant uitsluitend reageert op de 'beschikbaarheid' van N, die is gedefinieerd als de som van de atmosferische depositie en de anorganische N die vrijkomt door mineralisatie van organisch N in de bodem.

#### *Atmosferische depositie*

Na de publicatie van het effect van atmosferische depositie op de visstand in meren in Scandinavië en Canada (Oden 1967, Beamish *et al.* 1975) is zeer veel onderzoek gedaan naar de relatie tussen luchtkwaliteit en depositie enerzijds en biodiversiteit en productie anderzijds. Lag aanvankelijk de nadruk op aquatische systemen, na publicaties van Ulrich eind jaren zeventig over het verwachte bossterven verschoof de aandacht naar terrestrische systemen (zie Ulrich *et al.* 1979). In de loop van de jaren tachtig begon de aandacht te verschuiven van verzuring naar eutrofiëring. Dit hing samen met de sterke daling van de emissie van SO<sub>2</sub>, en de gelijktijdige stijging van de emissie van NH<sub>3</sub>. Nadat was aangetoond dat ook NH<sub>3</sub> meestal tot bodemverzuring leidt (Van Breemen *et al.* 1982) is het onderscheid in verzurende en eutrofiërende depositie ook minder zinvol. Het is aannemelijk dat in de huidige situatie aantasting van de biodiversiteit door atmosferische depositie vooral via eutrofiëring en in mindere mate via verzuring verloopt (Bobbink *et al.* 1998). Zoals hierboven uiteengezet leidt deze eutrofiëring tot het verdringen van een groot aantal aan arme omstandigheden aangepaste, langzaam groeiende soorten door een klein aantal aan rijke omstandigheden aangepaste en snel groeiende soorten. Algemeen wordt aangenomen dat er voor dit proces van verdringing een drempelwaarde bestaat, de critical load. De critical load is inmiddels een in het beleid (ook internationaal) algemeen geaccepteerde maat. Hieronder wordt ingegaan op methoden om de critical load vast te stellen.

#### **Afleiding van de critical load**

##### *Empirische versus gesimuleerde critical load*

De critical load is volgens de momenteel internationaal gangbare definitie 'a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge'. In deze context kunnen 'significant harmful effects' zijn (a) chemische veranderingen in bodem en water die direct of indirect effecten op organismen kunnen hebben, of (b) veranderingen in individuele organismen, populaties of ecosystemen (Nilsson & Grennfelt 1988). Er zijn twee manieren om critical load te schatten: empirisch of door simulatie (tabel 4). De eerste methode gebruikt proefvelden of 'mesocosms' waarin verschillende hoeveelheden stikstof worden toegevoegd. In dat geval wordt de critical load vastgesteld als die toevoeging waarbij een afname van biodiversiteit begint op te treden (Achermann & Bobbink 2003). De tweede methode maakt gebruik van modellen om de depositie te berekenen die leidt tot bodemcondities die

nog juist door een gegeven vegetatietype verdragen worden. Deze grenswaarden per vegetatietype zijn overigens op hun beurt wel empirisch vastgesteld.

Beide methoden bevatten bepaalde onzekerheden. Bij de empirische critical load komen die vooral voort uit onzekerheden in de vertaling van experimentele condities naar de veldsituatie, bij simulatie vooral uit gebrek aan gegevens over de respons van soorten op gegeven abiotische condities (in termen van zuurgraad en beschikbaarheid van nutriënten). Met name de respons op N beschikbaarheid is een grote bron van onzekerheid, omdat de N beschikbaarheid niet direct is af te leiden uit bodemchemische analyses. In de loop van het groeiseizoen komt N beschikbaar door mineralisatie en depositie, maar de N die beschikbaar komt wordt vrijwel onmiddellijk door de vegetatie opgenomen. Daarom kan de beschikbaarheid slechts worden vastgesteld via tijdrovende incubatie-experimenten, en deze zijn niet op een voldoende schaal beschikbaar om de respons per soort te bepalen. Overigens zijn beide methoden in beperkte mate gevalideerd op onafhankelijke veldwaarnemingen.

Tabel 4. Samenvatting van verschillen en overeenkomsten tussen empirische en gesimuleerde critical loads

|                                                | empirische critical load                                       | gesimuleerde critical load                                                   |
|------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|
| referentie situatie                            | vegetatie van 'schone' referenties, of historische gegevens    |                                                                              |
| criterium voor verlies aan biodiversiteit      | verlies aan soorten                                            |                                                                              |
| relatie depositie $\leq$ $\geq$ biodiversiteit | uit lab ('mesocosm') studie (aangevuld met veldwaarnemingen)   | uit bodemprocessen en respons op abiotische condities per soort              |
| bron van gegevens                              | experimenteel, soms observationeel                             | responsies per soort: observationeel of expert kennis<br>bodem: proceskennis |
| vegetatietypologie                             | weinig, breed gedefinieerde typen                              | veel, nauw gedefinieerde typen                                               |
| belangrijkste bronnen van onzekerheid          | generalisatie van experiment naar veld                         | onzekerheid in abiotische respons per soort                                  |
|                                                | gebrek aan gegevens over abiotische condities in veldsituaties |                                                                              |

Door de UN-ECE worden elke vier jaar de critical loads in internationaal verband vastgesteld; voor het laatst is dit gebeurd in 2002 (Achermann & Bobbink 2003), met een aanvulling voor de bossen uit 2005 (Dorland & Bobbink 2005). Gesimuleerde critical loads zijn onder andere vastgesteld door Alterra (Van Dobben *et al.* 2004, 2006). Het blijkt dat de critical loads afgeleid met deze twee methoden redelijk goed overeenstemmen; veel 'gevoelige' vegetatietypen hebben een critical load in de orde van grootte van 15 - 20 kg N ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>. Alleen voor vennen ligt de critical load veel lager, in de orde van grootte van 5 - 10 kg N ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>; dit geldt zowel voor de empirische (Arts *et al.* 2002) als voor de gesimuleerde waarden (Wortelboer *et al.* in prep.). Beide methoden houden rekening met zowel eutrofiërings- als verzuringseffecten, maar drukken de critical load uit in kg N ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> (ook wel in kMol of Mol ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>, 1 kMol = 14 kg N).

De empirische critical loads zijn bepaald voor breed gedefinieerde vegetatietypen (gebaseerd op de EUNIS typologie) en kunnen daarom alleen als ranges worden

gegeven. De gesimuleerde waarden volgens Van Dobben *et al.* (2004, 2006) zijn per vegetatietype (soms zelfs per vegetatietype - bodemtype combinatie) uniek. Omdat het beleid voor normstelling behoefte heeft aan unieke waarden zijn hiervan ook tabellen gemaakt, gebaseerd op een discussie tussen onderzoekers van zowel empirische als gesimuleerde waarden (cf. De Haan et al. 2007). Het principe hierbij is dat de unieke waarde gelijk is aan het gemiddelde van de waarden van de vegetatietypen die onder een natuurdoeltype of habitattypen vallen, tenzij dit gemiddelde buiten de empirische range ligt; in dat geval wordt de uiterste waarde van de empirische range genomen. In een aantal gevallen heeft nog bijstelling plaatsgevonden aan de hand van expertkennis of andere modellen. Deze unieke waarden zijn beschikbaar voor de (nieuwe) natuurdoeltypen (cf. Bal et al. 2001, Bal et al. 2007), en voor de Natura-2000 habitattypen (Van Dobben & Van Hinsberg 2008).

Voor de beheerstypologie zijn er geen unieke critical load waarden beschikbaar, maar omdat de afleiding voor zowel de natuurdoeltypen als voor de habitattypen volgens een standaardmethode heeft plaatsgevonden, is het betrekkelijk eenvoudig deze af te leiden door die standaardmethode opnieuw toe te passen. Het enige dat hiervoor nodig is, is de vertaaltabel van beheerstypen naar vegetatietypen. Maar het is de vraag of unieke waarden wel nodig zijn voor het kwantificeren van de tekorten; hiervoor is het juist handiger om ranges te hebben. Wat is ook denkbaar is, is het afleiden van ranges bij voorbeeld op grond van de gesimuleerde waarden en een vertaaltabel naar vegetatietypen, zoals voor de natuurdoeltypen is gebeurd door Van Dobben et al. (2004). Deze ranges kunnen dan eventueel nog gecorrigeerd worden aan de hand van de empirische ranges, andere modellen of expertkennis (zie hiervoor Van Dobben & Van Hinsberg 2008). Omdat -in tegenstelling tot bodemeigenschappen- de depositie ruimtelijk weinig variabel is, kan het tekort dan bepaald worden door de feitelijke depositie te vergelijken met de range:

| D = actuele depositie | tekort:  | gekwantificeerd tekort |
|-----------------------|----------|------------------------|
| $\leq$ range          | geen     | 0%                     |
| binnen de range       | aanwezig | $(L - X) / (Y - X) \%$ |
| $\geq$ range          | maximaal | 100%                   |

met X = ondergrens en Y = bovengrens van de range

De situatie 'actuele critical load binnen de range' betekent feitelijk dat sommige vegetatietypen waar het gegeven natuurtype uit bestaat wel kunnen voorkomen maar andere niet.

### **Andere nutriënten**

De critical load benadering gaat er vanuit dat stikstof de enige groeibeperkende nutriënt is, en dat deze gekwantificeerd kan worden als de 'beschikbaarheid', dit is de hoeveelheid die per tijdseenheid vrij komt door mineralisatie en depositie. Hoewel er brede wetenschappelijke consensus bestaat over de toepasbaarheid van deze benadering, wordt hier aanbevolen om ook andere benaderingen tenminste in overweging te nemen. Juist in de Nederlandse situatie, waar de beschikbaarheid van stikstof doorgaans zeer hoog is, is het waarschijnlijk dat er ook situaties zijn waarin andere nutriënten beperkend zijn. Dit geldt dan vooral voor P en K. De

wetenschappelijke onzekerheden op dit gebied zijn echter groot. Het is moeilijk een indicator voor 'voedselrijkdom' te bepalen op grond van bodemchemische analyses door de volgende oorzaken:

- de turnover van nutriënten is groot, dat wil zeggen de nutriënten die vrijkomen door mineralisatie worden ook snel weer opgenomen, zodat de aanwezige 'vrije' nutriënten weinig zeggen over de werkelijke beschikbaarheid;
- het is niet altijd duidelijk welke fracties van de nutriënten ook werkelijk door de plant kunnen worden opgenomen (dit speelt vooral voor P dat sterk aan de bodem wordt gebonden)
- in theorie is er altijd één nutriënt het meest beperkend, maar het is niet bij voorbaat te zeggen welke dat is; in principe is het hiervoor nodig om ook plantmateriaal te analyseren.

Met de beschikbare NGR database is het in principe mogelijk ranges af te leiden voor een groot aantal condities, en die ook in de veldsituatie te schatten aan de hand van vegetatieopnamen. Behalve voor zuurgraad en hydrologie zijn de wetenschappelijke onzekerheden hier groot. Toch wordt aanbevolen om tests uit te voeren voor tenminste het effect van P, juist omdat het voor de hand ligt dat in de Nederlandse situatie P beperking regelmatig optreedt.

### ***Hydrologie***

In de Nederlandse situatie is de beschikbaarheid van vocht een factor die zeer bepalend is voor de vegetatie. Twee factoren spelen daarbij een sleutelrol:

- het optreden van waterverzadiging, en daarmee anaerobe condities, in de bodem in het voorjaar;
- het optreden van vochttekorten in de zomer.

Anaerobe condities bemoeilijken de opname van water en nutriënten uit de bodem, en leiden bovendien tot de vorming van toxische stoffen. Soorten van natte milieu zijn hieraan aangepast, bij voorbeeld met luchtweefsel in hun wortels. Soorten van droge milieus hebben aanpassingen als succulente bouw of eenjarigheid waardoor zijn de zomer kunnen overleven in de vorm van zaad. Dit betekent dat een beoordeling van de hydrologische condities op twee wijzen moet plaatsvinden:

- in natte situaties aan de hand van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG)
- in droge situaties aan de hand van het aantal dagen droogtestress (gedefinieerd als het gemiddeld aantal dagen dat op een diepte van 12,5 cm een drukhoogte van - 12.000 cm wordt overschreden).

Voor verdere details wordt verwezen naar <http://milieucondities.wur.nl/> of Van Dobben et al. (2008) hoofdstuk 2 (=het S&F rapport deel II). Het 'Waternood' instrumentarium (Runhaar et al. 2002) geeft grenswaarden voor zowel GVG als droogtestress voor alle associaties en een deel van de subassociaties uit de Vegetatie van Nederland. Evenals voor zuurgraad en voor depositie kunnen deze grenswaarden gegeneraliseerd worden naar de beheerstypen middels vertaaltabellen.

### ***Bepaling van hydrologische tekorten***

In principe kunnen hydrologische tekorten worden bepaald op dezelfde wijze als voorgesteld voor zuurgraad:

- vaststellen van de actuele situatie met metingen of door schatting op grond van vegetatieopnamen;
- vergelijken van de actuele en de gewenste situatie om het tekort vast te stellen.

Het tekort kan op dezelfde wijze worden gekwantificeerd als voor zuurgraad: stel dat de range voor een type is vastgesteld als X en Y% van de beschikbare waarnemingen met dat type, dan is het tekort nul als Y-X% van de meetpunten een waarde geeft die binnen de range ligt, en 100% als alle meetpunten een waarde buiten de range geven.

En nog op te lossen probleem is hierbij het effect van kwel. Verdroging heeft vaak geleid tot het wegvallen van kwel, en daarmee tot verzuring. Omdat het effect op de vegetatie indirect (namelijk via verzuring) en pas op langere termijn plaatsvindt, is het moeilijk hier tekorten te kwantificeren.

### **Zout**

In bepaalde gevallen kan zout een rol spelen als abiotische conditie voor de vegetatie. Dit is het geval:

- in kwelders, waar min of meer regelmatig overstroming met zeewater plaatsvindt en zout een sleutelfactor is;
- in polders waar vanouds zilte kwel heeft plaatsgevonden, hetgeen heeft geleid tot bijzondere natuurwaarden (bij voorbeeld Westzaan, Prins et al. 1994);
- op plaatsen waar ongewenste verzilting optreedt bij voorbeeld ten gevolge van zeespiegelstijging of.
- in de duinen waar saltspray een sleutelfactor is die successie naar bos vertraagt.

In kwelders zijn geen tekorten te verwachten als gevolg van afnemende invloed van zout. Voor de relatie tussen kweldervegetatie en overstromingsfrequentie wordt verwezen naar de Jong et al. (1997). Voor het effect van saltspray in de duinen en de modellering hiervan (zowel van de saltspray zelf als van het effect op de vegetatie) wordt verwezen naar Sanders et al. (= *het ONL rapport*). Tekorten zijn hier alleen te verwachten bij de uitvoering van grootschalige infrastructurele werken voor de kust, hetgeen momenteel niet aan de orde is maar wellicht wel op termijn van enkele jaren. In de overblijvende twee gevallen is het wel mogelijk dat er tekorten optreden, zowel tengevolge van een te kleine als van een te grote invloed van zout. Daarom wordt voorgesteld zout wel mee te nemen bij de bepaling van milieutekorten in de gevallen waarin dit relevant kan zijn. Van alle indicatoren voor zeewaterinvloed (Cl, Na en Mg) is de relatie met de vegetatie het eenduidigst voor Cl, en daarom wordt aanbevolen zoutinvloed af te meten aan de Cl concentratie. De bepaling van het tekort kan plaatsvinden op dezelfde wijze als voor pH.

### **Bepaling van het grootste tekort**

Er zijn verschillende methoden denkbaar om te bepalen welk tekort het grootst is. De eenvoudigste is om de tekorten te kwantificeren als percentages, door de actuele situatie simpelweg lineair te verscalen tussen de grenswaarden (zoals hierboven voorgesteld) en vervolgens te bepalen voor welke factor dit percentage het hoogst is. Een aantal overwegingen zijn denkbaar om te zoeken naar meer geavanceerde methoden:

- het zoals hierboven gekwantificeerde tekort zegt weinig over het feitelijk verlies aan biodiversiteit tengevolge van dit tekort want dit verloopt wellicht niet lineair tussen de grenswaarden;
- het opheffen van het grootste tekort is wellicht niet de meest kostenefficiënte manier om de biodiversiteit te herstellen. Voor sommige tekorten is herstel wellicht technisch onmogelijk of alleen door aanpassingen in het landelijk beleid.
- het opheffen van sommige tekorten kan ook bijdragen aan het opheffen van andere tekorten. Hierop zal hieronder worden ingegaan.
- in sommige gevallen is herstel alleen mogelijk met aanvullende maatregelen, ook al is het tekort opgeheven. Ook hierop wordt hieronder ingegaan.

### **Interacties tussen de tekorten**

Op de interacties tussen de tekorten is hierboven ook al ingegaan maar deze worden hieronder nog eens samengevat.

**Zuurgraad:** deze wordt zowel door de depositie als door de hydrologie mede bepaald. Depositie van zowel  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_y$  leidt tot verzuring. Bij de afleiding van de critical loads middels simulatie is hiermee rekening gehouden (en dus ook met de pH grenswaarden per vegetatietype). In hoeverre dit bij de empirische critical loads ook een rol speelt is onduidelijk (ik denk van niet eigenlijk). Daarom zal beperking van de depositie niet alleen het milieutekort voor N opheffen, maar ook kunnen leiden tot het (deels) opheffen van een tekort voor de zuurgraad.

Verder is in de afgelopen decennia vaak verzuring opgetreden door het wegvallen van kwel. Ook anti-verdrogingsmaatregelen kunnen daarmee (op termijn) zorgen voor het opheffen of verminderen van zuurgraad tekorten. Ook overstroming met (meestal goed gebufferd) oppervlaktewater kan zorgen voor een verhoging van de zuurgraad. Hierbij moet echter wel bedacht worden dat oppervlaktewater meestal rijk aan nutriënten is, en daarom weliswaar voor de zuurgraad tot een verbetering kan leiden, maar voor de nutriënten zal dit meestal een verslechtering zijn.

**Nutriënten:** de relatie tussen hydrologie en beschikbaarheid van nutriënten is complex. Afgezien van directe toevoer van nutriënten met oppervlaktewater speelt het volgende een rol:

- verhoging van de grondwaterstand leidt tot een beperking van de beschikbaarheid van stikstof, doordat onder anaerobe omstandigheden de mineralisatie kleiner is, terwijl de denitrificatie groter wordt. Hierdoor zal in een gunstige hydrologische situatie het effect van overschrijding van de critical load kleiner zijn dan in een verdroogde situatie;

maar:

- verhoging van de grondwaterstand kan leiden tot een toename van de beschikbaarheid van fosfaat, doordat onder anaerobe omstandigheden reductie van driewaardig ijzer optreedt en daarmee de binding van fosfaat aan de bodem afneemt. Vaak wordt de 'verpitrussing' die optreedt bij het vernatten van voormalige landbouwgrond aan dit effect toegeschreven.

Om de bovenstaande reden is het moeilijk om bij voorbaat uitspraken te doen over het effect van anti-verdrogingsmaatregelen op de voedselrijkdom.



*Fig. 11. Effect van plaggen op de vegetatiestructuur.*

### **Noodzaak van herstelmaatregelen**

Het opheffen van milieutekorten zal niet altijd op korte termijn leiden tot een herstel van de biodiversiteit. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat langdurige milieutekorten hebben geleid tot veranderingen in de bodem, die niet snel zijn terug te draaien. Zo kan verzuring langs natuurlijke weg alleen worden gecompenseerd door verwerking van het moedermateriaal, en dat is een proces dat decennia tot eeuwen in beslag kan nemen. Maar ook de overmaat aan stikstof die door langdurige depositie in het systeem is gebracht, is niet zo maar verdwenen. De vegetatie neemt deze stikstof op en zorgt voor opslag in biomassa, strooisel of organisch materiaal in de bodem. Het deel van de stikstof dat het systeem verlaat (door uitspoeling) is daarom niet groot. Om al deze redenen zal natuurlijk herstel meestal een langzaam proces zijn, waarbij resultaat pas op termijn van decennia zichtbaar wordt. In principe zijn er verschillende manieren denkbaar om hiermee om te gaan, naar afnemende intensiteit:

- inrichtingsmaatregelen, waarbij eenmalig drastische ingrepen gepleegd worden. Bij voorbeeld; afgraven van de bouwvoor op voormalige landbouwgrond om de voorraad P (en ook andere nutriënten) te verkleinen (en tegelijk, door verlagen van het maaiveld, de hydrologische condities te verbeteren);
- afplaggen. Dit is het traditionele heideheer, dat als herstel of compensatiemaatregel kan worden geïntensiveerd (bij voorbeeld van de traditionele eenmaal per 60 jaar tot eenmaal per 20 à 30 jaar). Voor het effect op de vegetatiestructuur van plaggen zie Fig. 11;
- maaien en/of begrazen. Dit zijn traditionele beheersmaatregelen en effectieve middelen om nutriënten af te voeren. Verhoogde maaifrequentie, verhoogde veebezetting of kortdurende 'drukbegrazing' kunnen worden ingezet om te hoge beschikbaarheid van nutriënten te verkleinen of te compenseren. Ook het 'uitmijnen' valt in deze categorie: verbouwen van een hoog productief gewas (bij voorbeeld maïs), eventueel na bemesting met N, om de P-beschikbaarheid te verlagen. Bedacht moet echter worden dat voor P-verzadigde landbouwgrond deze methode pas op de lange termijn effect zal hebben.
- niets doen, gewoon wachten tot de toestand zich langs natuurlijke weg verbetert.

#### ***Protocol voor het bepalen van milieutekorten***

1. Bepaal de ruimtelijke eenheid waarvoor het tekort moet worden bepaald.
2. Bepaal het beheerstype voor die eenheid (in het algemeen zal dit één type zijn). Wanneer de eenheid meerdere beheerstypen kent (bij voorbeeld in mozaïek) => eerst stap 3, anders naar 4.
3. (alleen bij > 1 beheerstype) Bepaal per conditie de gemeenschappelijke range van de typen (= van de hoogste ondergrens tot de laagste bovengrens)
4. Zoek de beschikbare gegevens op. Dit kunnen zijn: de actuele depositie (is altijd beschikbaar via <http://www.mnp.nl/mnc/index-nl.html>), vegetatieopnamen, bodemanalyses, peilbuisgegevens (via DINO)
5. In geval van vegetatieopnamen: bepaal de actuele condities met de tool in Turboveg; in geval van bodemanalyses of hydrologische data: gebruik de condities direct
6. Test of alle vegetatietypen en gebieden wel vertegenwoordigd zijn als vegetatieopnamen worden gebruikt voor de bepaling van de milieutekorten
7. Indien is besloten dat er meer waarnemingen moeten komen:
  - die doen
  - of: vermelden dat de onzekerheid in het tekort groot is;
  - of: geen tekort bepalen
8. Vergelijk de actuele condities met de range voor het onder 2 vastgestelde type, of de onder 3 vastgestelde gecombineerde range van de typen: hieruit volgt het tekort per conditie, en de conditie waarvoor het tekort het grootst is
9. Indien het tekort over meerdere eenheden moet worden bepaald (bij voorbeeld per provincie of landelijk is er de mogelijkheid om de tekorten te middelen, of het grootste tekort als bepalend te laten zijn).



## 4.2 Berekening van een tekort aan milieukwaliteit zoals opgesteld voor de provincie Gelderland

De hier gegeven beslisboom is een voorstel om tot een overall waardering van de milieukwaliteit te komen en opgesteld voor de provincie Gelderland (Wamelink et al. In prep.). Deze kan eventueel met andere kenmerken van het landschap (geluidsvervuiling, lichtvervuiling enz.) worden gecombineerd om tot een algehele kwaliteit en uiteindelijk tekort aan milieukwaliteit te komen. De beslisboom is schaalonafhankelijk. Het kan worden gebruikt om het tekort aan milieukwaliteit op een plek of een beheertype te beschrijven, maar ook een landelijk tekort aan milieukwaliteit. De beslisboom geeft alleen informatie over de grootte van het tekort aan milieukwaliteit, het geeft geen informatie over welk tekort aan milieukwaliteit het beste of eerste moet worden aangepakt. Het grootste tekort aan milieukwaliteit hoeft niet de hoogste prioriteit te hebben om opgelost te worden.

De meetlat voor het tekort aan milieukwaliteit voor de bodem wordt voor de bepaling gebruikt. De afzonderlijke bodemparameters zijn onderverdeeld in groepen, om niet alle parameters even zwaar te laten wegen. De indeling is gebaseerd op het relatieve belang van de parameter, maar ook op basis van de beschikbare kennis. Bijvoorbeeld de bodem pH is een belangrijke indicator van de omstandigheden en er is relatief veel bekend over het effect van tekort aan milieukwaliteiten. Daarom wordt de pH zwaar meegewogen voor het bepalen van het totale tekort aan milieukwaliteit. Hetzelfde geldt voor de grondwaterstand. Echter er is hier voor gekozen om de drie parameters voor grondwaterstand samen te nemen tot een geheel, mede omdat de parameters (gvg, glg en ghg) niet onafhankelijk van elkaar zijn. Er is niet voor gekozen om een van de grondwaterstandparameters te kiezen (bijvoorbeeld gvg) omdat ze alle drie wel informatie verschaffen die niet altijd uit de ander te halen valt. Bijvoorbeeld bij een hoge gvg kunnen zowel hoge als lage glg's voor komen, hetgeen een groot verschil voor de vegetatie kan uitmaken. Overigens geldt dat bij lagere grondwaterstand ( $\text{gvg} < 60 \text{ cm -mv}$ ) het effect van de grondwaterstand op de vegetatie gering is. De vegetatie is dan vooral afhankelijk van de neerslag door het seizoen heen (regenwaterprofielen). Het vochtgehalte, samen met het aantal dagen droogtestress zijn dan waarschijnlijk betere parameters. Daarom is de randvoorwaarde voor het vochtgehalte toegevoegd aan de categorie grondwaterstand, hoewel de onzekerheid hiervoor groter is. Voor nutriënten ligt de situatie moeilijker. Veelal is er minder bekend over het belang van de verschillende parameters. Wel is er genoeg bekend over het relatieve belang. De macronutriënten zijn belangrijker dan de micronutriënten, maar de laatste zijn niet onmisbaar. Er is echter weinig bekend wat het effect van een overschot aan magnesium betekent voor verschillende plantensoorten. Daarnaast is het van de parameters N totaal en P totaal bekend dat zij een beperkte hoeveelheid informatie bevatten. Het geeft niet aan wat er voor de plant beschikbaar is, maar hoogstens hoeveel er in potentie beschikbaar is voor de plant. Meestal geeft het vooral aan of nutriënten zich ophopen in het strooisel. Nitraat en ammonium (dat vaak eerst wordt omgezet in nitraat) zijn belangrijke nutriëntenbronnen voor planten, maar relatief moeilijk te bepalen, mede omdat na de monstername microbiële activiteit nog door gaat. Uiteindelijk is er voor gekozen om N totaal en P totaal in een groep te plaatsen, net als nitraat en ammonium, samen met kalium. Alle overige nutriënten zijn samen in een derde

groep geplaatst. Tot slot kan er een tekort aan milieukwaliteit voor verzilting worden berekend. Hoewel dit meestal geen rol speelt, kunnen in sommige situaties tekort aan milieukwaliteiten gaan optreden door verzilting (inlaat zout water of zoute kwel). Daarnaast kan zout een probleem vormen als het bijvoorbeeld vrij komt uit oude veenpakketten. Voorgesteld wordt om de overige (nutriënten) en zout minder zwaar te wegen dan de overige abiotische randvoorwaarden. De abiotische randvoorwaarden organisch stof gehalte, natrium en pH-KCl zijn niet opgenomen in de beslisboom (Tabel 5).

*Tabel 5. Groepering van de abiotische randvoorwaarden ten bate van de berekening van een overall tekort aan milieukwaliteit.*

| nr | groepsnaam         | abiotische randvoorwaarde            | weegwaarde | opmerking                    |
|----|--------------------|--------------------------------------|------------|------------------------------|
| 1  | zuurgraad          | pH                                   | 1          |                              |
| 2  | grondwaterstand    | gvg, glg, ghg en vochtgehalte        | 1          |                              |
| 3  | totaal gehalten    | stikstof, fosfor (en C/N)            | 1          |                              |
| 4  | macronutriënten    | nitraat, ammonium, kalium en fosfaat | 1          |                              |
| 5  | overige nutriënten | magnesium, calcium                   | 0.5        |                              |
| 6  | zout               | chloride                             | 0.5        | Alleen indien van toepassing |



## 5 Discussie

In dit onderzoek wordt gewerkt met vegetatietypen, de zogenaamde beheertypen. Deze typen zijn gedefinieerd op een hoog aggregatieniveau van vegetatietypen, waar de associatie als de laagste organisatievorm kan worden gezien. Hierdoor gaat informatie verloren, waardoor ook de abiotische randvoorwaarden worden beïnvloed. Over het algemeen zullen de abiotische ranges breder zijn voor beheertypen dan voor associaties. De randvoorwaarden zijn wel goed bruikbaar om tekort aan milieukwaliteiten op dat niveau te detecteren. Echter de randvoorwaarden kunnen moeilijker worden gebruikt door beheerders in het veld die een ingreep willen plegen. Daarvoor lijken de randvoorwaarden voor associaties meer geschikt.

De randvoorwaarden zijn gebaseerd op een aantal arbitraire keuzes gedurende het proces. Ook voor de berekening van de tekorten dienen een aantal arbitraire keuzes te worden gemaakt. Ze zijn van invloed op de randvoorwaarden zoals die worden geschat; de keuze van het percentiel bepaald de breedte van de randvoorwaarde. Ook bij de uiteindelijke berekening van de tekorten moet er gekozen worden hoe zwaar elke randvoorwaarde dient te worden meegenomen en of bepaalde randvoorwaarden absoluut noodzakelijk zijn voor een realisatie en dus (soms) absoluut moeten worden meegenomen.

Abiotische randvoorwaarden zijn belangrijk voor het al dan niet voor komen van plantensoorten. Naast de hier gepresenteerde randvoorwaarden geldt dat ook voor critical loads, neerslag etc. echter ook biotische randvoorwaarden bepalen in hoge mate het al dan niet voor komen van soorten, vaak via beheer. Een aparte factor vormt de dispersie van planten en of de zaadbank. De randvoorwaarden kunnen goed zijn, maar dat geeft geen garantie dat een soort er weer voor komt, nadat hij lange tijd afwezig was. Het aanwezig zijn in de zaadbank of de dispersiecapaciteit van de soort zal dan alles bepalend zijn.

De ranges voor de beheertypen zijn soms vrij groot te noemen. Dit kan mede veroorzaakt worden door verschillen in ecotypen van soorten. Deze kunnen regionaal verschillen geven. Uiteindelijk werkt dit ook door in de ranges van de habitattypen. Het kan in de toekomst noodzakelijk blijken om aparte responsies voor ecotypen van soorten te schatten en die te gebruiken voor het schatten van de ranges van de habitattypen. Deze ecotypen zouden regionaal gebonden kunnen zijn. De verwachting is dat het gebruik van ecotypen uiteindelijk tot smallere ranges voor habitattypen zal leiden. De ranges voor habitattypen zouden ook smaller kunnen worden door de hier gegenereerde ranges te gebruiken om de habitattypen anders en scherper te definiëren.

Een korte weg om tot een nulmeting te komen voor Nederland van het tekort aan milieukwaliteiten te komen is:

1. Filter alle beschikbare vegetatieopnamen van na 2000 (of 1995?) uit de databases.
2. Berekenen op basis van de soorten in de vegetatieopname met behulp van de soortgemiddelden (uit project abiotische randvoorwaarden) de geschatte gemiddelde abiotische condities voor de aangegeven abiotische randvoorwaarden.
3. Gebruik hiervoor TURBOVEG, waarmee dit automatisch kan.
4. Berekenen het milieutekort door de geschatte gemiddelden te vergelijken met de abiotische randvoorwaarden voor de beheertypen.

Om het laatste te kunnen doen is een kaart met beheertypen onontbeerlijk. Op basis van de vegetatieopname kan wel het beheertype worden bepaald. Echter dit hoeft niet het gewenste beheertype te zijn. Er zou dan een verkeerd tekort aan milieukwaliteit worden berekend. De kaart moet alle door te rekenen natuurgebieden bevatten, bij voorkeur alle natuurgebieden in Nederland.

## Literatuur

- Achermann, B, R. Bobbink. 2003. Empirical critical loads for nitrogen: expert workshop Berne 11-13 november 2002. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Environmental Documentation 164, 327 p.
- Arts, G.H.P, H. van Dam, F.G. Wortelboer, P.W.M. van Beers & J.D.M. Belgers. 2002. De toestand van het Nederlandse ven. Alterra rapport, 124 pp.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingier, M., Haveman, R., Opstal, A.J.F.M. van & Zadelhoff, F.J. van. 2001. Handboek natuurdoeltypen. EC-LNV, Wageningen.
- Bal, D, Beije, H M, Hoogeveen, Y R, Jansen, S R J, van der Reest, P J. 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC-N 11, 408 p.
- Beamish, R J, Lockart, W L, van Loon, J C, Harvey, H H. 1975. Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *Ambio* 4:98-102.
- Bobbink, R, Hornung, M, Roelofs, J G M. 1998. The effect of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J Ecol* 86:717-738.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensociologie. Springer, Wien.
- Clark, M.C. & Tilman, D. 2008. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature* 451: 712 – 715.
- De Graaf, M C C, Bobbink, R, Verbeek, P J M, Roelofs, J G M. 1997. Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water, Air, Soil Pollution* 98:229-239.
- De Haan, B.J., J. Kros, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs en W. de Vries, 2007. Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur. MNP Rapport 500125002/2006.
- De Jong, D.J., Dijkema, K.S., Bossinade, J.H. & Janssen, J.A.M., 1998. SALT'97. Classificatieprogramma voor kweldervegetaties. Rijkswaterstaat RIKZ, Dir. Noord-Nederland, Meetkundige Dienst; IBN-DLO. Diskette met programma en handleiding.
- De Vries, W, Römken, P F A M, Kros, J, Boels, D, Brus, D J, Japenga, J. 2001. Risico's van bodemverontreiniging in het landelijk gebied in relatie tot bodemgebruik en bodembeheer. Bodemkwaliteitskaarten, risico's voor de voedselveiligheid, actief bodembeheer en beslissingsondersteunende systemen. Alterra Rapport, 110 p.

Dorland, E., Bobbink, R. 2005. Differentiation of the empirical N critical loads for woodland and forest ecosystems. Report Landscape Ecology. Utrecht University, BUWAL, Bern.

Ellenberg, H, Weber, H E, Düll, R, Wirth, V, Werner, W, Pauliszen D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18:1-248.

Gies, T.J.A., H. van Dobben & A. Bleeker. 2007 Onderbouwing significant effect depositie op natuurgebieden. Een onderzoek naar de wijze waarop in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn getoetst kan worden of vergunningverlening kan leiden tot significante negatieve effecten op de natuur. Alterra rapport 1490. Alterra, Wageningen.

Grime, J P. 1979. Plant strategies and vegetation processes.

Hennekens, S.M. & Schaminée, J.H.J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. Journal of vegetation science 12: 589-591.

Heij, G J, Schneider, T. 1991. Acidification research in The Netherlands: final report of the Dutch Priority Programme on acidification.

Kelly, V.R., Lovett, G.M., Weathers, K.C. & Likens, G.C., 2002. Trends in atmospheric concentration and deposition compared to regional and local pollutant emissions at a rural site in southeastern New York, USA. Atmospheric Environment 36: 1569-1575.

Kemmers, Rolf, Han van Dobben, Wieger Wamelink & André Jansen. 2007. Effecten van het generieke milieubeleid op het terugdringen van de verzuring en op het herstel van natuurwaarden in multifunctionele bossen op arme zandgronden. Alterra rapport 1531. Alterra, Wageningen.

Kros, J. 1998. De modellering van de effecten van vezuring, vermesting en verdroging voor bossen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning: verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Rapport SC / RIVM, Reeks Milieuplanbureau 3, 91 p.

Kros, J. 2002. Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. Thesis, Alterra scientific contributions 7.

Kros, J. en Mol, J.P. 2001. Historische pH en stikstofbeschikbaarheden in bossen en natuurterreinen. Alterra rapport 217.

Londo G. 1976. Decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33: 61-64.

Nilsson, J, Grennfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljörapport 15:1-418.

Odén, S. 1967. Nederbördens försurning. Dagens Nyheter, 24 oktober 1967.

Prins, A H, van der Sluis, Th, van Wirdum, G. 1994. Mogelijkheden voor brakwatervegetaties in Polder Westzaan. IBN-rapport 075:75 p + bijl.

Rietra, R.P.J.J, J. Bril, J. Japenga, W. Schuurmans, O.B. Boersma & P.R. Bolhuis 2003. Relaties tussen nutriënten en zware metalen in bovengrond en grondwater; Resultaten Gelders meetnet bodem- en grondwaterkwaliteit, gepubliceerd. Alterra rapport 725.

Rietra, R.P.J.J. 2007. Bodemmeetnetprotocollen verzuring en vermisting; naar standaard protocollen voor de provinciale meetnetten voor de thema's Verzuring en vermisting. Alterra rapport 1552.

Runhaar J, Gehrels, J C, van der Lee, G, Hennekens, S M, Wamelink, G W W, van der Linden, W, van der Louw, P G B. 2002. Doelrealisatie natuur. Waternood-rapport deel 5. STOWA, Utrecht, rapport 2002-26.

Schaffers, A.P. & Sýkora, K.V. 2000. Reliability of Ellenberg Indicator Values for Moisture, Nitrogen and Soil Reaction: A Comparison with Field Measurements. Journal of Vegetation Science 11: 225-244.

Schaminée, J.H.J., Hommel, P.W.F.M., Stortelder, A.H.F., Weeda, E.J. & Westhoff, V. 1995. De Vegetatie van Nederland. Deel 1. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Smolders, A J P, Lamers, L P M, Lucassen, E C H E T, Roelofs, J G M. in press. Internal eutrophication: how it works and what to do about it - a review. Chemistry & Ecology.

Tarasón, L., Jonson, J.E., Fagerli, H., Benedictow, A., Wind, P., Simpson, D. & Klein, H., 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe PART III. Source-receptor relationships. EMEP Status Report. Oslo, Norway: Norwegian meteorological institute.

Ulrich, B, Mayer, R, Khanna, P K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkung in Waldokosystemen in Solling. 291 p.

Van Breemen, N, Burrough, P A, Velthorst, E J, Van Dobben, H F, De Wit, T, Reijnders, H F R. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299:548-550.

Van Dam, D, Van Dobben, H F, Ter Braak, C J, De Wit, T. 1986. Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in the Netherlands. Vegetatio 65:47-52.



van Dobben, H.F., de Vries, W. 2002. 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., Wamelink, G.W.W., Schouwenberg, E.P.A.G. & Mol-Dijkstra, J.P. 2003. Natuurdoelen in bossen en heide op arme, droge zandgrond onhaalbaar bij de huidige milieukwaliteit. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 75: 45-48.

Van Dobben, H.F., E.P.A.G. Schouwenberg, J. P. Mol, H.J.J. Wieggers, M.J.M. Jansen, J. Kros & W. de Vries. 2004. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. Alterra rapport 953. Alterra, Wageningen.

Van Dobben, H.F., Wamelink, G.W.W., Wegman, R.M.A. 2005. Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soorten-samenstelling van de vegetatie. WOT Natuur & Milieu Rapport 16, 64p.

Van Dobben, H.F., Van Hinsberg, A., Schouwenberg, E.P.A.G., Jansen, M., Mol-Dijkstra, J.P., Wieggers, H.J.J., Kros, J., De Vries, W. 2006. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. Ecosystems 9: 32-45.

Van Dobben, H.F., T. Dueck & W. de Vries 2008. Schatting van milieustress in vegetatie meetnetten: koppeling van Nederlandse aan internationale meetnetten. Alterra rapport 1628. Alterra, Wageningen.

Van Dobben H. & A. van Hinsberg, 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 1654. Alterra, Wageningen.

Van Dobben, H.F., J. Runhaar & P.C. Jansen, 2008. Structuur en Functie van Habitattypen: nadere definiëring en monitoring in het kader van de Habitatrichtlijn. Deel II: kritische condities en wijze van monitoring. Rapport in het kader van het WOT programma Informatievoorziening Natuur i.o./Alterra rapport, in prep.

Van Tongeren, O., Gremmen, N. & Hennekens, S. 2008. Assignment of relevés to pre-defined classes by supervised clustering of plant communities using a new composite index. Journal of Vegetation Science 19: 525-536.

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., Dobben, H.F. van, Schouwenberg, E.P.A.G. & Mol-Dijkstra, J.P. 2003a. Haalbaarheid van natuurdoeltypen in arme bossen en droge heide op de hogere zandgronden: een modelstudie. Rapport 562. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., Braak, C.J.F. ter & Dobben, H.F. van. 2003b. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18: 513-527.

Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Dobben, H.F. van & Berendse, F. 2005. Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgement by measurements. *Journal of vegetation science* 16:461-470.

Wamelink, G.W.W., Dobben, H.F. van, Wegman, R.M.A. & Frissel, J.Y. 2006. Voorzichtigheid bij het gebruik van Ellenberg indicatorwaarden is geboden. *Stratotis* 32: 21-30.

Wamelink, G.W.W., Goedhart, P.W., Frissel, J.Y., Wegman, R.M.A., Slim, P.A. & van Dobben, H.F. 2007. Response curves for plant species and vegetation types. Report 1489, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Wamelink, G.W.W. 2007. Simulation of vegetation dynamics as affected by nitrogen deposition. Wageningen Universiteit, Wageningen. Thesis.

Wamelink, G.W.W., van Adrichem, M.H.C. & van Dobben, H.F. 2008. Plan van aanpak voor het uitvoeren van een nulmeting bodemkwaliteit van het Natura 2000 gebieden in Gelderland. Wageningen, Alterra.

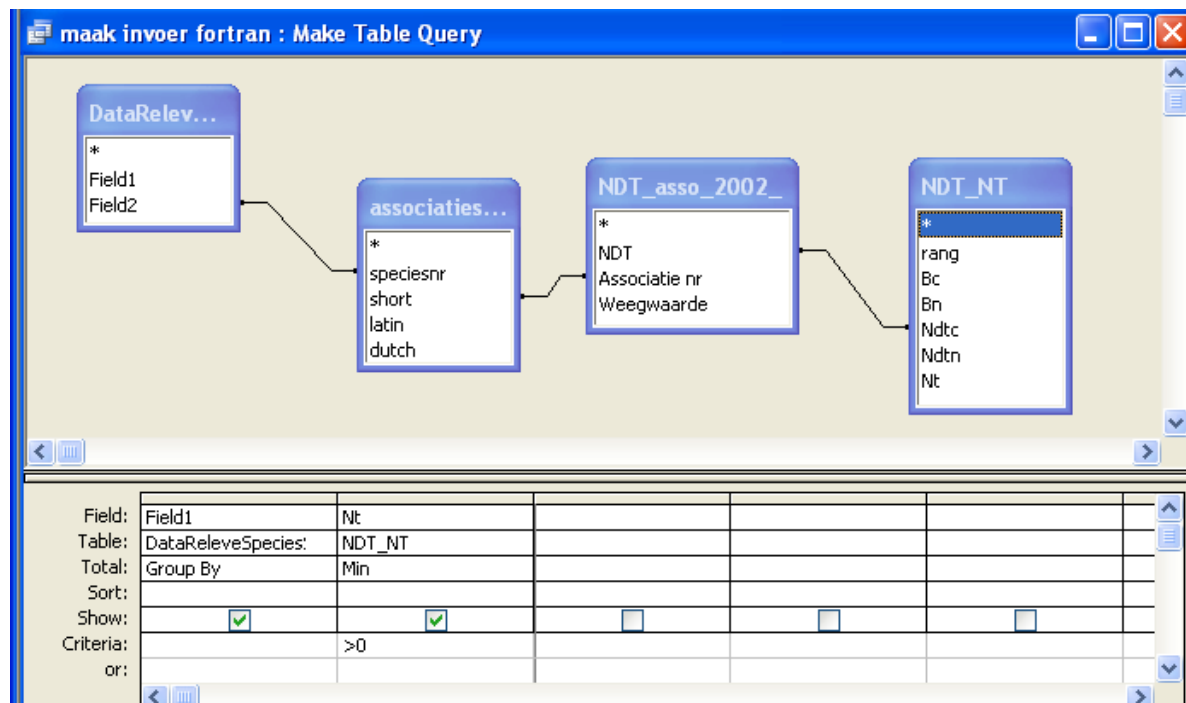
Wassen, M J, Olde Venterink, H, Lapshina, E D Tanneberger, F. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547-550.

Weeda, E.J., Schaminee, J.H.J., van Duuren, L. 2002. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland 2: graslanden, zomen en droge heiden. 224 p.

Wortelboer et al. (in prep; '2002'; '2005'). Ecologische effectberekeningen voor de 2e nationale Natuurverkenning: aquatische systemen. Rapport Milieu- en Natuurplanbureau (in concept).



## Bijlage 1 Vertaaltabel van associaties naar Natuurtypen met Acces schema





## Bijlage 2 Lijst met Bodembepalingen met prioriteiten.

| Extractie methode                     | bepaling                                                                                   | prioriteit | Kosten per monster in € |            |
|---------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|------------|-------------------------|------------|
|                                       |                                                                                            |            | WU                      | Oosterbeek |
| Orderkosten (ongeacht aantal)         |                                                                                            |            |                         | 5,00       |
| opstartkosten                         |                                                                                            |            | 25,30                   | 2,50       |
| Basispakket bemesting                 | pH, organisch stof, CEC, Ntot, C/N, P-Al, P-PAE, K, Stot, Mg, Na, lutum, CaCO <sub>3</sub> | 1          |                         | 44,50      |
| N-mineraal (droge grond)              | NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub>                                                          | 1          |                         | 12,50      |
|                                       | vocht                                                                                      | 1          | 5,70                    | 3,65       |
| Voorbehandeling voor losse bepalingen |                                                                                            |            |                         | 5,15       |
|                                       | pH-H <sub>2</sub> O                                                                        | 1          | 15,00                   | 18,05      |
|                                       | pH-KCl                                                                                     | 2          | 15,00                   | 10,30      |
|                                       | pH-NaCl                                                                                    | 3          | 15,00                   |            |
|                                       | pH-CaCl <sub>2</sub>                                                                       | 3          | 15,00                   |            |
|                                       | Totaal N                                                                                   | 1          | 18,10                   | 10,85      |
|                                       | Totaal C (C/N)                                                                             | 1          |                         | 2,50       |
|                                       | Organisch C                                                                                | 3          | 8,30                    | 7,75       |
|                                       | Cl                                                                                         | 2          |                         |            |
|                                       | Vochtgehalte                                                                               | 3          | 5,70                    | 3,65       |
|                                       |                                                                                            |            |                         |            |
|                                       | Totaal P                                                                                   | 1          | 18,10                   |            |
|                                       | P citroenzuur                                                                              | 3          |                         |            |
|                                       | P Al                                                                                       | 3          | 19,50                   | 10,85      |
|                                       |                                                                                            |            |                         |            |
|                                       | Totaal K                                                                                   | 1          | 19,20                   |            |
|                                       |                                                                                            |            |                         |            |
| In CaCl <sub>2</sub> extract          | opstarten                                                                                  |            | 24,85                   | 12,90      |
|                                       | Mg                                                                                         | 2          | 1,25                    | 5,15       |
|                                       | K                                                                                          | 2          | 1,25                    | 5,15       |
|                                       | Na                                                                                         | 2          | 1,25                    | 5,15       |
|                                       | PO <sub>4</sub>                                                                            | 2          | 1,00                    | 5,15       |
|                                       | S                                                                                          | 2          | 1,25                    |            |
|                                       | NO <sub>3</sub>                                                                            | 2          | 1,00                    |            |
|                                       | NH <sub>4</sub>                                                                            | 2          | 1,00                    |            |

|                             |               |   |            |       |
|-----------------------------|---------------|---|------------|-------|
|                             | Fe            | 4 | 1,25       |       |
|                             | Al            | 4 | 1,25       |       |
|                             | Cu            | 5 | 1,25       | 5,15  |
|                             | Cd            | 5 | 1,25       |       |
|                             | Mn            | 4 | 1,25       | 5,15  |
|                             | Ni            | 5 | 1,25       |       |
|                             | Pb            | 5 | 1,25       |       |
|                             | Zn            | 4 | 1,25       |       |
|                             | Co            | 5 |            | 5,15  |
|                             | B             | 5 |            | 5,15  |
| totaalpakket                |               |   |            | 23,50 |
| In HNO <sub>3</sub> extract | Ca            | 2 | 17,10+1,25 |       |
| fosfaatverzadiging          | opstartkosten |   |            | 21,15 |
|                             | P oxalaat     | 4 | 22,50      | 7,75  |
|                             | Fe oxalaat    | 4 | 22,50      | 7,75  |
|                             | Al oxalaat    | 4 | 22,50      | 7,75  |
| totaalpakket                |               |   |            | 36,55 |
|                             |               |   |            |       |
|                             |               |   |            |       |
|                             |               |   |            |       |
|                             |               |   |            |       |
|                             |               |   |            |       |