

RIVM rapport 718101003/2005

**Milieu-indicatoren op basis van Landelijk
Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit**

M.P. van Veen, S. van Tol, M.L.P. van Esbroek,
E. Noordijk, B. de Knecht en A. van Hinsberg

Contact: M.P. van Veen, team Natuur, Landschap
en Biodiversiteit, mark.van.veen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van VROM, in het kader van project Monitoring Ecologische Effecten M/718101/01/LM/. Dit rapport is tevens deel 12 uit de reeks Planbureau rapporten.

RAPPORT IN HET KORT

Milieu-indicatoren op basis van het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit

Het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF M&N, kortweg LMF, onderdeel van het Netwerk Ecologische Monitoring) volgt op, naar planning, 10.000 permanente kwadraten de vegetatie in Nederland. Doel van het LMF is ten eerste de effecten van milieudruk op de Nederlandse vegetatie te volgen en, ten tweede, om de veranderingen in de ecologische kwaliteit van de vegetaties te volgen, veelal gerelateerd aan de soortensamenstelling. De vraagstelling in dit rapport is hoe effecten van milieudruk op de vegetatie in indicatoren uitgedrukt kunnen worden. Daartoe is langs een drietal lijnen de indicatiewaarde van de vegetatie onderzocht:

1. Hoe verschillen de huidige indicatiewaarden met een historische vergelijking uit de periode 1900-1950?; doel is om de huidige vegetaties en hun indicatiewaarden in context te zetten;
2. Hoe veranderen de indicatiewaarden van de vegetatie over de huidige stikstofdepositiegradiënt?
3. Hoe verandert de biomassa van de vegetatielagen over de huidige depositiegradiënt?

Uit de ontwikkelde indicatoren blijkt dat in de recente situatie de omvang van de vegetatielagen een gevoelige parameter in de hier onderzochte systemen is (het zijn alle relatief arme systemen op zandgronden). De toename van een vegetatielaag hangt direct samen met een toename van de biomassa van die laag, een effect dat gelieerd is aan de voedselverrijking door stikstofdepositie. De geringe veranderingen in Ellenberg-indicatie over de depositiegradiënt laat zien dat veranderingen in soortensamenstelling (sturende factor achter de verandering van Ellenberg-indicatie) minder gevoelig zijn.

De analyse van veranderingen ten opzichte van een historische situatie laat wel degelijk veranderingen in soortensamenstelling zien. Op de arme zandgronden van de open duinen en op de heide zijn twee trends te zien, ten eerste een toename van soorten van voedselrijkere standplaatsen en ten tweede een toename van soorten met een bredere tolerantie voor zuur. Daarbij zijn de soorten met een brede zuurtolerantie ook soorten die bevoordeeld worden door voedselverrijking, namelijk grassen als pijpestrootje en duinriet.

Trefwoorden: Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit; historische vergelijking; natuurkwaliteit; milieudruk; stikstofdepositie; Ellenberg-indicatie; biomassa vegetatielagen.

ABSTRACT

Indicators of environmental pressure developed from the National Monitoring Network Flora

The National Monitoring Network Flora (part of the Network Ecological Monitoring in the Netherlands) monitors the vegetation on about 10.000 permanent relevés in the Netherlands. Aim of the Monitoring Network Flora is to measure the effects of environmental quality on the Dutch vegetation and to measure changes in species composition. The research question in this report is how effects of environmental quality on the vegetation can be quantified.

Three subquestions were addressed: first, which are the differences compared to the historic situation (1900/1950); second, how does ecological quality change over the nitrogen deposition gradient and third, how does the coverage of vegetation layers change over the nitrogen deposition gradient in the Netherlands.

The results show that the coverage of vegetation layers is a sensitive parameter in the ecosystems that are discussed here (relative poor ecosystems on sandy soils). Increase in the coverage is linked to an increase in biomass of that layer, an effect caused by nitrification. Small changes in Ellenberg indicator values were detected, which indicate that the species composition does not show large differences over the deposition gradient.

The analysis of long term changes, a comparison with a historic situation, does show marked differences in species composition. On poor open vegetation on sand, two trends are detectable. First, species of richer soils increase their abundance to the disadvantage of species of poorer soils. Second, species with a broad tolerance for soil acidity increase. These include a number of species that have an advantage in nutrient richer conditions, such as grasses.

Keywords: National Monitoring Network Flora; historical comparison; environmental pressure; nature quality; nitrogen deposition; Ellenberg-indicator; biomass of vegetation layers.

Inhoud

1. Inleiding	5
1.1 Doel	6
2. Verschuivingen milieudruk over afgelopen eeuw	7
2.1 Doel	7
2.2 Methodiek	7
2.3 Historische vergelijking	11
3. Veranderingen in de vegetatie over de stikstofdepositiegradiënt	13
3.1 Doel	13
3.2 Methodiek	13
3.3 Resultaten	14
4. Verandering in vegetatiebedekking van kruiden en grassen over de depositiegradiënt	17
4.1 Doel	17
4.2 Methode	17
4.3 Resultaten	17
5. Conclusie	21
5.1 Heide	21
5.2 Open duin	22
5.3 Halfnatuurlijk grasland op zandgrond	22
5.4 Bos	22
5.5 Algemeen beeld	23
5.6 Toekomst	23
Referenties	25
Bijlage 1 Achtergronden	27

1. Inleiding

De vegetaties van de Nederlandse ecosystemen laten gedurende de afgelopen eeuw een duidelijke verandering zien. Vooral open plekken in ecosystemen op de relatief voedselarme gronden in de duinen en op de binnenlandse zandgronden zijn in toenemende mate dichtgegroeid met grassen en kruiden. Dit is bijvoorbeeld in de heide en het open duin goed zichtbaar als de toename in het oppervlak dat door grassen bedekt wordt (zie natuurcompendium), maar ook in bossen is de soortsaamenstelling van de ondergroei veranderd. Tamis et al. (2001, zie ook Natuurbalans 2002) constateerden op basis van kilometerhok gegevens dat soorten van voedselrijke condities in Nederland sterk vooruitgaan. De oorzaak van deze veranderingen ligt in de toegenomen depositie van verzurende en vermestende stoffen. Daarnaast veroorzaakt de verlaging van de grondwaterstand verdroging, die tot een toegenomen beschikbaarheid van voedingsstoffen kan leiden. Waar een tekort aan water wordt aangevuld met voedselrijker, gebiedsvreemd water, vindt ook een toename aan voedingsstoffen plaats. Door de ministeries van VROM en LNV is beleid ontwikkeld om deze negatieve effecten tegen te gaan. Hoofddoel in dit beleid is dat binnen de EHS de milieucondities zodanig moeten zijn dat de karakteristieke natuurkwaliteiten zich kunnen handhaven en ontwikkelen. LNV heeft de ambitie de gunstige condities voor alle in 1982 voorkomende soorten te bewerkstelligen. VROM heeft in internationaal verband de Kritische Deposities (Critical Loads) mede opgesteld. Deze geven de bovengrens van verzurende en vermestende stoffen aan die een ecosysteem kan hebben zonder zijn kenmerkende kwaliteiten te verliezen. Ze verschillen per ecosysteem en naar gelang het beheer van het ecosysteem uitgevoerd wordt.

Het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF M&N, kortweg LMF) is binnen het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) opgezet om veranderingen in de soortsaamenstelling van vegetaties te volgen. Het wordt uitgevoerd door de provincies onder coördinatie van CBS, EC-LNV en MNP. Door Soldaat (2003) werd voorgesteld twee typen indicatoren te ontwerpen om de milieudruk te monitoren: een indicator op basis van indicerende soorten (een soortgroeptrendindex) en een indicator op basis van milieu-indicatiegetallen van de soorten. De filosofie achter het gebruik van indicatiewaarden is dat per opname het gemiddelde Ellenberggetal van de soorten uit de kruid- en struiklaag een indruk van de standplaatscondities geeft. Een verandering van dat gemiddelde Ellenberggetal geeft in eerste instantie een verandering in soortsaamenstelling aan, namelijk naar planten met een ander Ellenberggetal. Uit deze veranderingen kunnen conclusies over de veranderingen in milieucondities worden afgeleid, omdat plantensoorten een voorkeur hebben voor een bepaalde voedselrijkdom en een bepaalde zuurgraad. Voor de indicatiewaarden is uitgegaan van de Ellenberggetallen voor voedselrijkdom (N) en zuurgraad (R).

In deze notitie wordt de indicator op basis van indicatiewaarden uitgewerkt. Daarbij zijn twee richtingen gekozen. Ten eerste is een historische vergelijking gemaakt tussen de periode 1900-1950 en de eerste meetronde van het LMF. Deze indicator, die de lange termijn milieu-indicatie verschuivingen geeft, is verschenen in de Natuurbalans 2004. Ten tweede zijn de

indicatiewaarden en de bedekking van vegetatielagen uitgezet over de huidige depositiegradiënt.

De uitwerking in dit achtergronddocument is mogelijk door de inspanning van velen. Ten eerste hebben de Provincies in het kader van het LMF M&N de veldgegevens verzameld. De middelen daartoe zijn ter beschikking gesteld door VROM, het MNP en de Provincies. Door het CBS wordt de gegevensverzameling, de controle en de opslag aangestuurd. Het EC-LNV (F. Koomen, S. van Vliet) heeft het LMF M&N mede opgezet. Het CBS (L. van Duuren, L. Soldaat, T. van der Meij [ook Bioland] en A. van Strien) heeft ook de wegingcoëfficiënten, nodig voor het gebruik van de LMF M&N data, berekend en beschikbaar gesteld. Door Alterra (N. Smits, J. Schaminee, M. van Eupen, W. Knol) is een schatting gemaakt van de situatie aan het begin van de 20ste eeuw, wat met veel puzzelwerk gepaard ging.

1.1 Doel

Het doel van de milieu-indicatoren op basis van het LMF M&N is tweeledig:

- het eerste doel is om in vegetaties van natuurlijke ecosystemen verschuivingen in soortensamenstelling naar planten met een andere voorkeur voor voedselrijkdom en zuurgraad zichtbaar te maken over de afgelopen eeuw, ten einde veranderingen ten opzichte van een weinig beïnvloede situatie te analyseren;
- het tweede doel is verschuivingen in de vegetatie over de huidige stikstof-depositiegradiënt zichtbaar te maken.

De vergelijking tussen begin 20ste eeuw en de huidige situatie geeft aan hoe de huidige soortensamenstelling verschoven is ten opzichte van een situatie met een aanmerkelijk lagere depositie van verzurende en vermestende stoffen. Dit kan tevens als startpunt dienen voor de meetreeks die het LMF M&N oplevert. Praktisch gesproken waren uit deze periode een digitale historische topografische kaart en oude vegetatieopnamen beschikbaar.

Bij de uitwerking van de milieu-effectindicator is ervoor gekozen eerst ecosystemen op zandgronden in beschouwing te nemen. Uit schattingen van de Kritische Depositie (SAEFL, 2003) blijkt dat deze ecosystemen het meest gevoelig voor potentieel verzurende en vermestende depositie zijn. De zandgronden zijn in het LMF M&N onderverdeeld in de duinen en de hoge zandgronden. In de duinen zijn het open duin en de duinbossen in beschouwing genomen. Op de hogere zandgronden zijn de loofbossen, graslanden en de heide in beschouwing genomen.

2. Verschuivingen milieudruk over afgelopen eeuw

2.1 Doel

Het doel van deze indicator is de veranderingen in de vegetatie over de afgelopen eeuw weer te geven en deze veranderingen te relateren aan de veranderingen in de milieudruk-indicatie die de vegetatie geeft.

2.2 Methodiek

In het LMF wordt de soortensamenstelling van vegetaties gemonitord. Doel is de gemiddelde milieu-indicaties van de soorten uit die vegetaties over de periode van ongeveer een eeuw te vergelijken om de huidige milieu-indicatiewaarden in context te zetten. Drie zaken moeten uitgewerkt worden om dit mogelijk te maken:

1. een reconstructie van de vegetatiesamenstelling aan het begin van de 20ste eeuw;
2. een recent beeld van de vegetatiesamenstelling;
3. een methode om beide tijdstippen met elkaar te vergelijken.

In de volgende paragrafen worden deze onderwerpen en de keuzes daarbinnen toegelicht. Figuur 2 geeft een schematische samenvatting van de procedure.

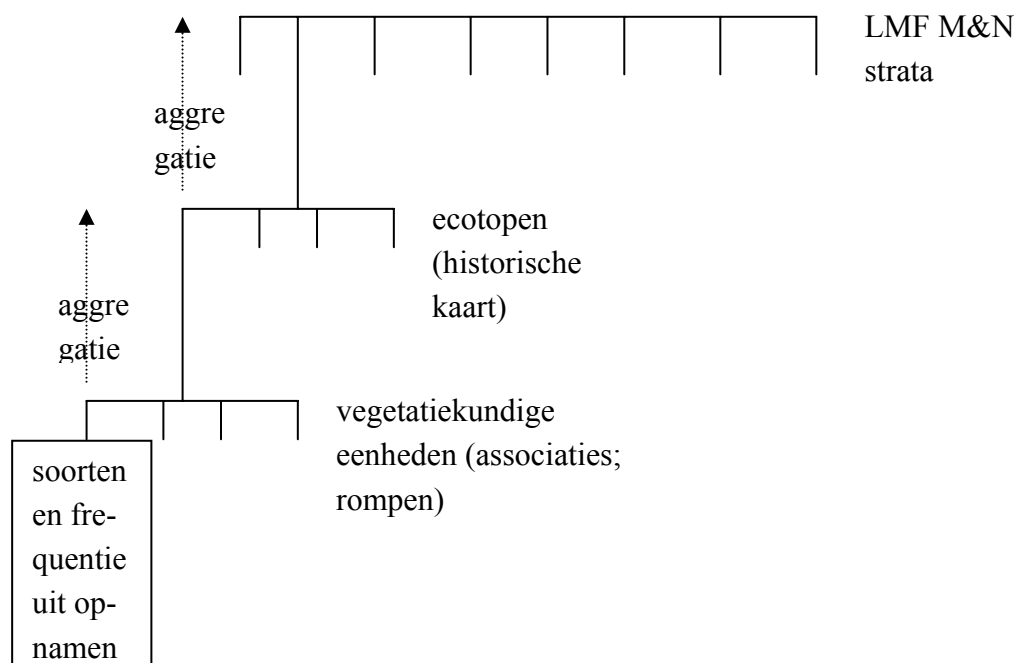
2.2.1 Vegetatiesamenstelling begin 20ste eeuw

De samenstelling van de vegetatie aan het begin van de 20ste eeuw is samengesteld uit een aantal oude bronnen (zie Smits en Schaminée, 2002 en Smits et al, 2004). Cruciale en landsdekkende bronnen zijn de Landelijke Vegetatie Databank en de Gedigitaliseerde Historische Kaarten 1900, aanvullende bronnen zijn bijvoorbeeld de gegevens van het oude CABO-archief.

De Landelijke Vegetatie Databank is een verzameling van vegetatieopnamen, waarvan de oudsten teruggaan tot 1920-1930. Deze opnamen geven een kwantitatief beeld van de vegetatie in termen van aanwezige soorten en hun bedekking. Nadeel is dat deze opnamen bevooroordeeld zijn richting de botanische rijkere stukken, zodat alleen het gebruik van de vegetatiedatabank tot een botanisch te rijk beeld leidt. Om een representatief beeld van de Nederlandse natuurgebieden te geven is de volgende procedure gevolgd (zie ook Figuur 1):

- de gedigitaliseerde historische topografische kaarten geven Nederland in de periode 1900-1910 weer en delen Nederland in ecotopen in. Van elk ecotoop kan oppervlak en ligging worden vastgesteld;
- de opnamen uit de periode 1920-1960 uit de Landelijke Vegetatie Databank zijn toegekend aan plantengemeenschappen;
- op basis van de Landelijke Vegetatie Databank en expertkennis is vastgesteld welke plantengemeenschappen deel uit maakten van elk ecotoop.

Met de relaties tussen opname en plantengemeenschap en plantengemeenschap en ecotoop is het mogelijk de opnames te zien als steekproeven uit een ecotoop. Hoe meer opnames uit een bepaald ecotoop, hoe beter de samenstelling van dat ecotoop bekend is. De historische



Figuur 1. Aggregatie van het voorkomen van plantensoorten in vegetatiekundige eenheden naar een geaggregeerde tabel per stratum. Op het laagste niveau is per vegetatiekundige eenheid presentie en bedekking uit de Landelijke Vegetatie Databank berekend. Aggregatie naar hogere niveaus vindt oppervlaktegewogen plaats (zoals beschreven in Smits en Schaminee, 2002 en Smits et al., 2004).

kaarten geven vervolgens aan welk oppervlak elk ecotoop beslaat. Essentieel is dat niet alle ecotopen botanisch rijk zijn en dat zelfs in botanisch rijke ecotopen ook de soortenarme stukken meegenomen zijn. Wel zijn in deze armere delen veel minder opnamen gemaakt, waardoor het beeld minder betrouwbaar is.

Tenslotte is een kwantitatieve relatie gelegd tussen de ecotopen en de strata zoals gebruikt in het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit. Dat kan relatief eenvoudig omdat een LMF stratum (zie bijlage) een combinatie tussen een begroeiingstype en een fysisch geografische regio is (uitgezonderd de milieu-strata). Ook de ecotopen classificeren begroeiingstype en grondsoort (te koppelen aan FGR).

Een totaalbeeld van de historische vegetatie in termen van frequentie van voorkomen per soort in een bepaald LMF-stratum kan nu worden verkregen door een oppervlaktegewogen gemiddelde van de frequentie van voorkomen voor alle ecotopen in dat stratum. Daarbij wordt de vegetatiesamenstelling per ecotoop bepaald door een oppervlakte gewogen middeling van de bijbehorende plantengemeenschappen. Op het niveau van plantengemeenschappen wordt de frequentie van voorkomen per soort bepaald uit de soortensamenstelling van de opnamen in die gemeenschap (Figuur 1).

2.2.2 Vegetatiesamenstelling nu: LMF M&N

Het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit heeft als hoofddoel verandering in de effecten van milieudruk op de vegetatie te meten op het niveau van begroeiingstypen. Het hanteert een gestratificeerde random steekproef met permanente proefvlakken, de PQ's. De strata van het LMF M&N staan in de bijlage op het niveau van fysisch geografische regio en begroeiingstype weergegeven. Daarnaast zijn de hoge zandgronden gestratificeerd naar de hoogte van de depositie en de verwachte veranderingen daarin en zijn de duinen gestratificeerd naar het kalkarme en het kalkrijke deel. Door de stratificatie naar milieudruk, treden vooral binnen de hoge zandgronden verdichtingen op. Door het CBS zijn de opnamen daarom van wegingcoëfficiënten voorzien, die het effect van deze verdichtingen weer teniet doen. Per stratum zijn de vegetatiekundige opnamen van de PQ's gebruikt om een lijst van plantensoorten met hun frequentie van voorkomen op te stellen.

2.2.3 Vergelijkingsmethode

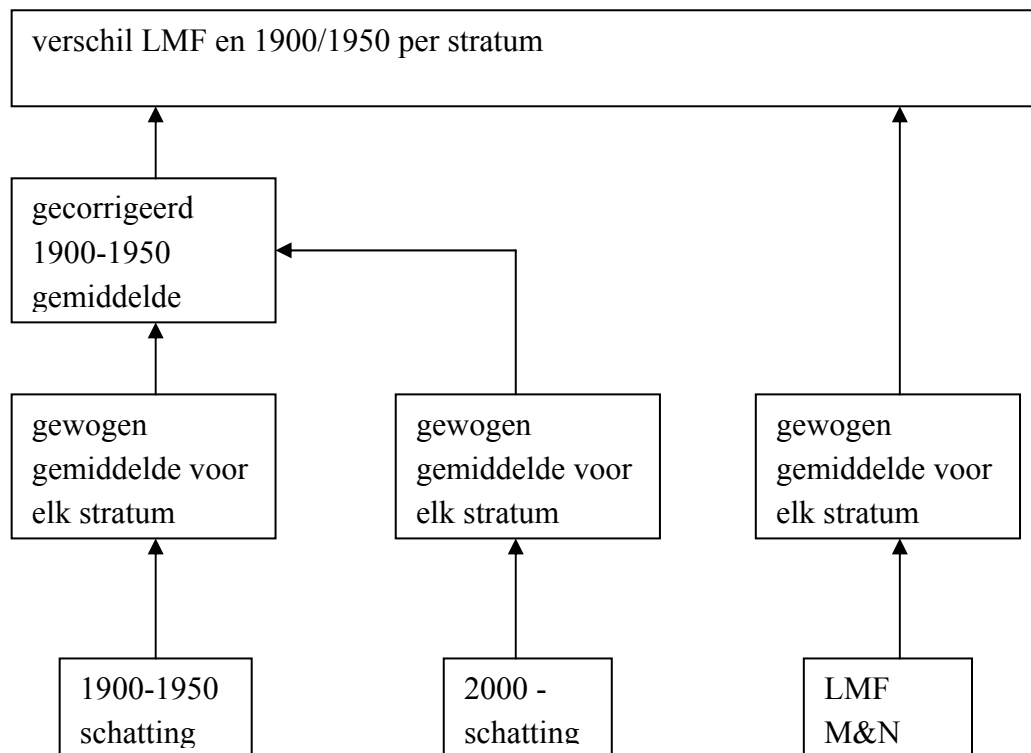
Met behulp van de milieu-indicatiewaarden van planten kunnen beide tijdstippen vergeleken worden. De hier gebruikte indicatiewaarden zijn de Ellenberggetallen (Ellenberg et al., 1992), die samenhangen met de eisen die planten aan hun standplaats stellen. Onderzocht is of de originele Ellenberggetallen gebruikt konden worden of dat er een aanpassing op de Nederlandse situatie nodig was (zie bijlage). De *conclusie* is dat aanpassing geen wezenlijke verbetering bleek te geven, zodat met de simpelste optie, de originele Ellenberggetallen, is gewerkt.

Uit de gemiddelden per opname kan een gemiddelde per LMF-stratum worden berekend, als indicatie voor de condities binnen dat stratum. De gemiddelde indicatiewaarde is per stratum bepaald als een gewogen gemiddelde, waarbij gewogen is naar de frequentie van de soort in het stratum (fractie van de opnamen waarin de soort wordt aangetroffen) en de tolerantie van de soort over de Ellenberg-gradiënten voor voedselrijkdom en zuur. Het gemiddelde Ellenberggetal is voor zowel voedselrijkdom als zuur berekend als:

$$\bar{E} = \frac{\sum_i \frac{f_i}{t_i} E_i}{\sum_i \frac{f_i}{t_i}},$$

waarbij f_i de frequentie van soort i , t_i de tolerantie van soort i voor voedselrijkdom of zuur en E_i Ellenbergwaarde van soort i . De tolerantie van de soort is berekend via de Landelijke Vegetatie Databank, waarin aan elke opname het gemiddelde Ellenberg getal is toegekend. Vervolgens is van alle opnames waarin de soort voorkomt de gemiddelde Ellenbergwaarde en de standaarddeviatie bepaald. De tolerantie is gelijkgesteld aan deze standaarddeviatie. Het effect van deze weging is dat soorten die op veel meetpunten aangetroffen worden en soorten met een hoge specificiteit voor een Ellenberggetal zwaarder meetellen. Soorten die op weinig

meetpunten voorkomen en soorten met een grote reikwijdte op de Ellenbergschaal tellen daarentegen veel minder mee.



Figuur 2. Schema van de berekeningen van de gemiddelde Ellenberg-indicatiewaarde voor de vergelijking van de situatie 1900-1950 en de LMF M&N gegevens.

Deze berekening is zowel voor de historische als voor de recente situatie uitgevoerd. Een probleem daarbij is dat voor de historische situatie en het LMF twee verschillende berekeningsmethoden nodig zijn, wat mogelijk tot bias bij de berekening zorgt. Daarom is via de ‘historische methode’ ook een schatting voor 2000 gemaakt, die met het LMF vergeleken kan worden (Smits et al., 2004). Het doel van deze schatting was tweeledig:

De 1900-1950 referentie te controleren, daar veranderingen in voorkomen tussen 1950 en 2000 vergelijkbaar moeten zijn met veranderingen zoals geconstateerd in de Rode Lijst van Nederlandse vaatplanten.

De referentie 1900-1950 vergelijkbaar te maken met de LMF M&N data, die immers via een andere methodologie berekend zijn. De 2000 schatting moet in overeenstemming zijn met de LMF M&N data, zodat voor systematische fouten gecorrigeerd kan worden.

Door middel van de 2000-schatting kunnen de methodologieën van het referentie-onderzoek en het LMF M&N als volgt op elkaar worden afgestemd (zie figuur 2 voor een schematische toelichting). In eerste instantie zijn voor een bepaald begroeiingstype (bv. loofbos op zandgrond) 3 gemiddelde Ellenberggetallen berekend voor zowel het zuur- als het voedselrijkdomgetal:

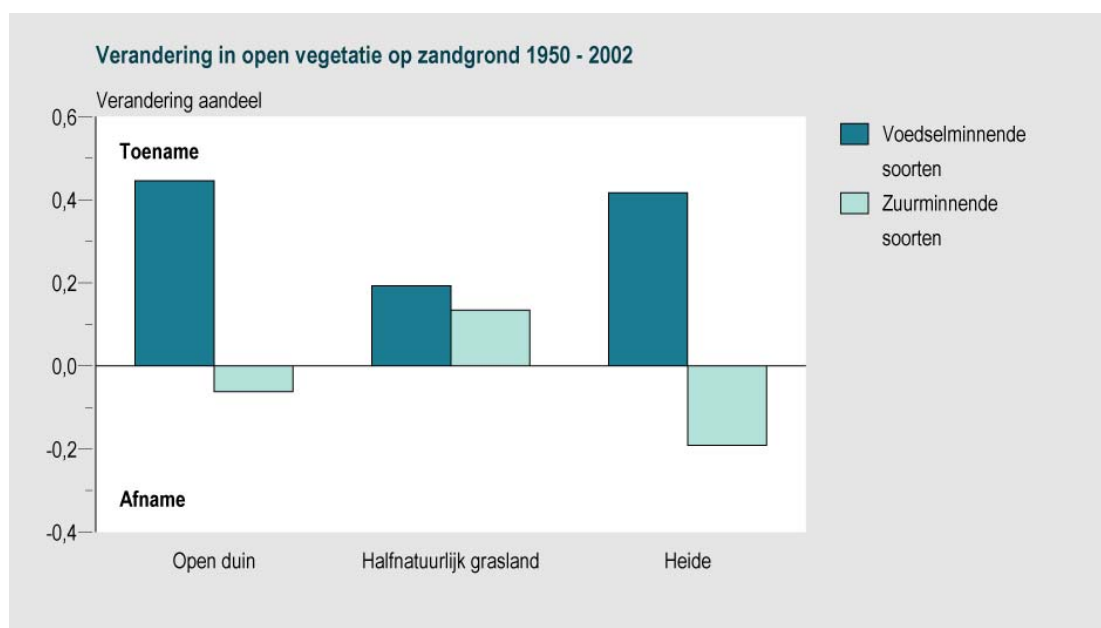
1. 1900-1950 waarde
2. 2000 waarde
3. LMF M&N waarde

Vervolgens is gesteld dat het percentuele verschil tussen de 2000 waarde en de 1900-1950 waarde gelijk moet zijn aan de LMF-waarde en een daarbij passende historische referentie. Op basis hiervan is de 1900-1950 referentie bijgesteld volgens:

$$R_{1900-1950} = \frac{\bar{E}_{lmf}}{\bar{E}_{2000}} \bar{E}_{1900-1950}$$

waarin $R_{1900-1950}$ de bijgestelde historische referentie, E_{2000} het gemiddelde Ellenberggetal voor 2000, E_{lmf} het gemiddelde Ellenberggetal op basis van het LMF en $E_{1900-1950}$ het gemiddelde Ellenberggetal op basis van de 1900-1950 schatting.

Voor figuur 3 werd vervolgens het absolute verschil $\delta = \bar{E}_{lmf} - R_{1900-1950}$ berekend en weergegeven.



Figuur 3. Veranderingen in voedselrijkdom- en zuurscore van Nederlandse vegetaties op zandgronden in de duinen en het binnenland, in de periode 1950 - 2000 (Bron: Alterra en Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit: MNP, CBS, Provincies)

2.3 Historische vergelijking

De voedselrijkdom- en de zuurscore van open vegetaties op zandgronden laten een tweedeling in reacties van vegetaties zien als deze met de periode 1900-1950 vergeleken worden (figuur 3). De periode 1900-1950 staat hierbij voor een periode met relatief lage milieudruk. Deze tweedeling is:

- de duinen en de heide late een lichte afname in zuurminnendheid en een toename in voedselminnendheid van de vegetatie zien;
- graslanden op zandgrond laten een lichte toename in zowel zuurminnendheid en voedselminnendheid van de vegetatie zien.

Tevens zijn de veranderingen in zuur- en voedselminnendheid van de ondergroei in bos berekend. Deze resultaten worden niet gepresenteerd omdat er grote verschillen tussen verschillende bostypen blijken te zijn, terwijl deze typen niet eenduidig uit de LMF gegevens te halen zijn. Momenteel worden de bossen verder uitgewerkt.

In het open duin is er in vergelijking met de historische situatie vooral een toename in voedselminnende soorten te zien. Dit is terug te voeren op een verschuiving van soorten van dynamische, open omstandigheden (zoals biestarwegras, zandhaver, zeeraket) naar soorten van vastgelegde graslanden (zoals jacobskruiskruid, rood zwenkgras en paardebloemen). Daar de eerst genoemde soorten van dynamische omstandigheden nabij de zeereep voorkomen en de daarna genoemde soorten meer in de duinen zelf, zijn de veranderingen toe te schrijven aan oppervlakteveranderingen van de vegetaties waarin de soorten voorkomen. De gegevens bevestigen de vastlegging van de duinen en laten zien dat er meer voedselminnende soorten in de vegetatie komen.

Op de heide blijken de voedselminnende soorten ten opzichte van de historische referentie toegenomen te zijn, terwijl er een afname in de gemiddelde zuurminnendheid van de soorten is. Deze verschuiving is terug te voeren op een afname aan soorten van heischrale delen (zoals kruipbrem, stekelbrem, tandjesgras en wolverlei) en een toename van grassen (zoals pijpestrootje, bochtige smele en schapegras). Daarbij blijken pijpestrootje en bochtige smele een brede tolerantie voor zuur te hebben, terwijl schapegras minder zure omstandigheden preferereert. Onderzoek in gebieden van Staatsbosbeheer laat zien dat heischrale plekken verdwijnen als de bodem zuurder wordt en ze dan door genoemde grassen met een brede tolerantie vervangen worden.

In de halfnatuurlijke graslanden op zandgrond, vaak voedselrijkere systemen dan hei of duin, blijken voedsel- en zuurminnende soorten beide toegenomen te zijn. Daarbij nemen voedselminnende grassen (zoals mannagrass, geknikte vossestaart en gestreepte witbol) toe. Opvallend is dat de eerste twee in nattere omstandigheden voorkomen, wat indiceert dat graslanden natter en voedselrijker geworden zijn. Soorten die de balans naar de zuurdere kant laten doorslaan zijn onder andere pitrus, veldrus en gewone hoornbloem.

Concluderend treedt in open duin, heide en graslanden op zandgrond een vergrassing met grassen van voedselrijkere situaties op. In open duinen leidt dit tot een afname van dynamische situaties en een toename aan vastgelegde graslanden. In de heide leidt dit tot verlies aan soorten van heischrale delen en vervanging door enkele grassen. Tenslotte is ook in graslanden ‘vergrassing’ te zien, blijkend uit een toename aan voedselminnende grassen.

3. Veranderingen in de vegetatie over de stikstofdepositiegradiënt

3.1 Doel

Het doel van deze indicator is de veranderingen in milieudrukindicatie van de vegetatie over de huidige stikstofdepositiegradiënt te geven.

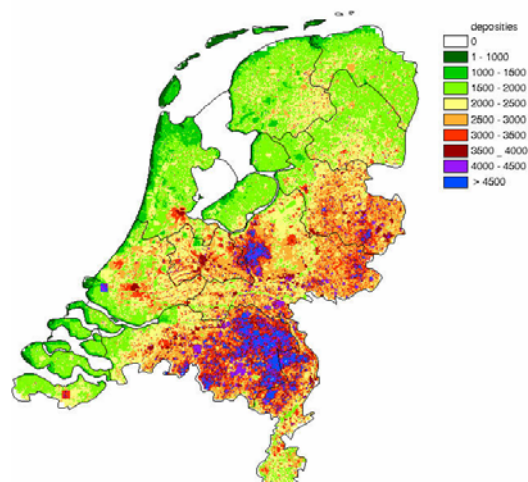
3.2 Methodiek

Met behulp van de ligging van de LMF M&N meetpunten en stikstofdepositiekaarten van het MNP is aan elk LMF M&N meetpunt de geschatte depositie toegekend. Deze schatting is gebaseerd op een verfijning van de stikstofdepositiekaart, waarin zowel de achtergrondsdepositie (ruimtelijke schaal 5x5 km²) als de lokale depositie (ruimtelijke schaal 250x250 m²) zijn verwerkt (Van Hinsberg et al., 2004). Daarmee wordt de gemiddelde depositie in de buurt van het meetpunt geschat (zie Figuur 4). Daarbij moet worden opgemerkt dat per locatie de onzekerheid van de depositieschatting aanzienlijk kan zijn, ondermeer veroorzaakt door onzekerheden in de onderliggende emissiebestanden.

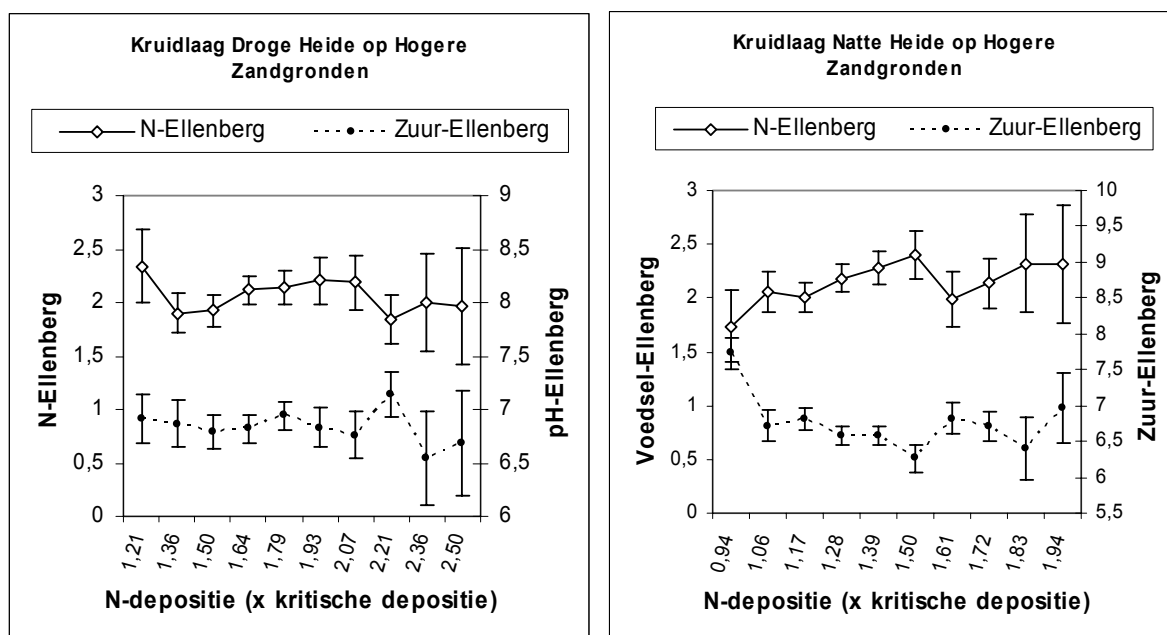
De depositie is bepaald in kg N/ha/jaar en met behulp van internationaal vastgestelde Empirische Kritische Deposities (Bobbink et al., 1996) omgezet naar de fractie die deze depositie van de Kritische Depositie van een bepaald ecosysteem uitmaakt. De Empirische Kritische Deposities variëren per begroeiingstype door lokale condities. De waarde voor een specifiek terrein hangt af van de mate van natuurbeheer (zo kennen intensief beheerde terreinen een hogere Kritische Depositie), de mate waarin stikstof beperkend is voor de groei (zo is bij fosfaatbeperking de Kritische Deposities hoger) en de mate van buffering en de vochtconditie van de bodem. De depositie-as is uitgedrukt in de fractie die de depositie van de Kritische Depositie uitmaakt, zodat waarden boven de 1 deposities boven de Kritische Depositie betekenen. Voor elk begroeiingstype is de gebruikte Kritische Depositie veelal de middenwaarde van de voor dat systeem typerende range. Dit wordt per begroeiingstype toegelicht.

In eerste instantie zijn loofbossen en heides uitgewerkt. Loofbos is gekozen omdat dit bij de historische vergelijking problemen opleverde en er verdere analyse nodig is. Heide is een van de open systemen waar in de historische vergelijking de voedselminnendheid toeneemt en de zuurminnendheid afneemt. Voor beide begroeiingstypen is de vraag hoe de Ellenberg-N (voedselrijkdom) en Ellenberg-R (zuur) veranderen over de depositiegradiënt.

Echte depositie N



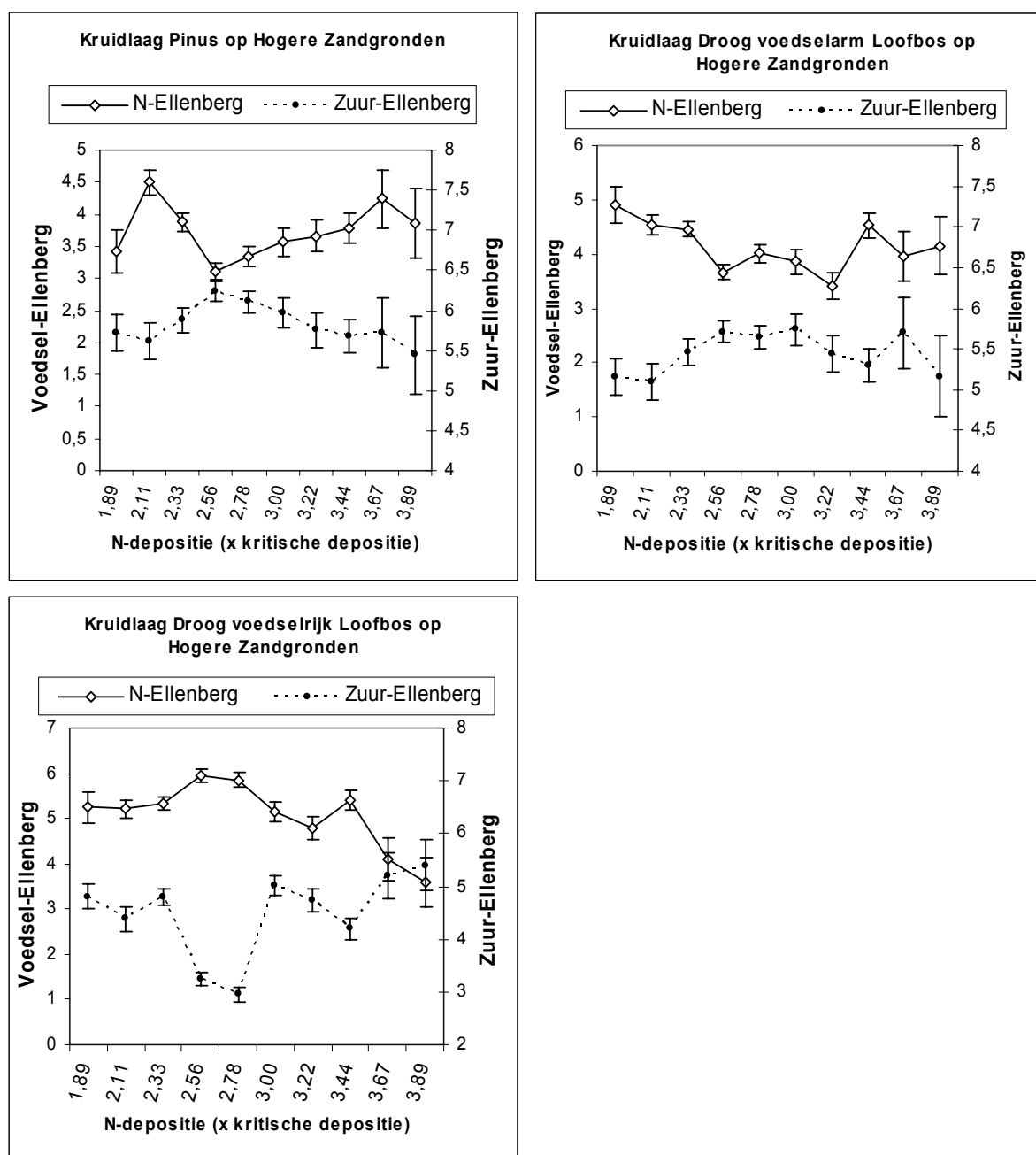
Figuur 4. Stikstofdepositie in Nederland (Bron: Van Hinsberg et al., 2004).



Figuur 5. Verschillen in Ellenberg-N (voedselrijkdom) en Ellenberg-R (zuur) in de kruidlaag over de stikstof-depositiegradiënt voor heide op de hogere zandgronden in de periode 1999-2002 (Bron: Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit: MNP, CBS, Provincies).

3.3 Resultaten

Op basis van de IPI-codes zijn de droge (IPI 231) en natte (IPI 232) heideopnamen uit de LMF data geselecteerd. Uitgegaan is van een kritische depositie van respectievelijk 20 en 25 kg N/ha/jr. Op de droge heide blijven Ellenberg-N en Ellenberg-R over het hele depositietraject ongeveer gelijk (Figuur 5). De natte heide biedt het beeld dat tussen de 1 en 1,5 maal de Kritische Depositie de Ellenberg-N langzaam toeneemt en de Ellenberg-R langzaam afneemt (Figuur 5). Dit indiceert een standplaats die langzaam voedselrijker en



Figuur 6. Verschillen in Ellenberg-N (voedselrijkdom) en Ellenberg-R (zuur) in de kruid- en dwergstruiklaag over de stikstof-depositiegradiënt voor bossen op de hogere zandgronden in de periode 1999-2002 (Bron: Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit: MNP, CBS, Provincies).

zuurder wordt bij toenemende depositie. Boven de 1,5 Kritische Deposities blijven Ellenberg-N en -R ongeveer constant.

Uit de bosmeetpunten zijn met behulp van de IPI-codes de dennenbossen (IPI 121), droge voedselarme (IPI 131) en droge voedselrijke (IPI 132) loofbossen geselecteerd. Voor al deze bossen is een Kritische Deposities van 12,5 kg N/ha/jr aangehouden. In de dennenbossen is een tweedeling te zien: van 2 tot 2,6 Kritische Deposities daalt de Ellenberg-N en stijgt de Ellenberg-R (minder zuur). Na de 2,6 Kritische Deposities treedt een stijging in de

Ellenberg-N op en daalt de Ellenberg-R (standplaats wordt zuurder). In de droge voedselarme loofbossen (Figuur 5) daalt de Ellenberg-N in het traject tot 3,2 Kritische Deposities, terwijl de Ellenberg-R over dit traject licht stijgt. In de droge voedselrijke loofbossen is de variatie in de Ellenberg-N en Ellenberg-R groot, doordat het aantal PQ's binnen dit IPI relatief klein is. In het traject na 3,25 Kritische Deposities zijn slechts 4 PQ's betrokken.

De *conclusie* is dat de ecosystemen verschillend reageren op een toename aan stikstofdepositie. Zo stijgt in natte hei de voedselrijkdom-indicatie, terwijl die in droge hei gelijk blijft. Achter deze verschillen zit een verschuiving in soortsaamenstelling, zodat de tweede conclusie is dat sommige systemen met een verandering in soortsaamenstelling reageren (bijvoorbeeld natte heide), terwijl dat in andere systemen niet optreedt (bijvoorbeeld droge heide).

4. Verandering in vegetatiebedekking van kruiden en grassen over de depositiegradiënt

4.1 Doel

Het doel is aan te geven welke veranderingen in bedekking van de vegetatielagen optreden over de huidige stikstofdepositie-gradiënt. De analyse is gericht op relatief arme begroeiingstypen waar de kruid- en struiklaag niet 100% van het meetpunt innemen. Dit zijn de begroeiingstypen waar effecten van stikstofdepositie verwacht worden en waar een reactie van de kruid- en/of struiklaag verwacht kan worden.

4.2 Methode

Op elk LMF-meetpunt worden naast de vegetatiesamenstelling ook een aantal eigenschappen van het meetpunt opgenomen. Daarbij zitten de bedekkingen van de afzonderlijke vegetatielagen: de mos-, kruid-, struik- en boomlaag. Ook het oppervlakte kale plek wordt geschat. Al deze schattingen gaan in procenten bedekking en geven aan welk oppervlak van het meetpunt door elke vegetatielaag ingenomen wordt.

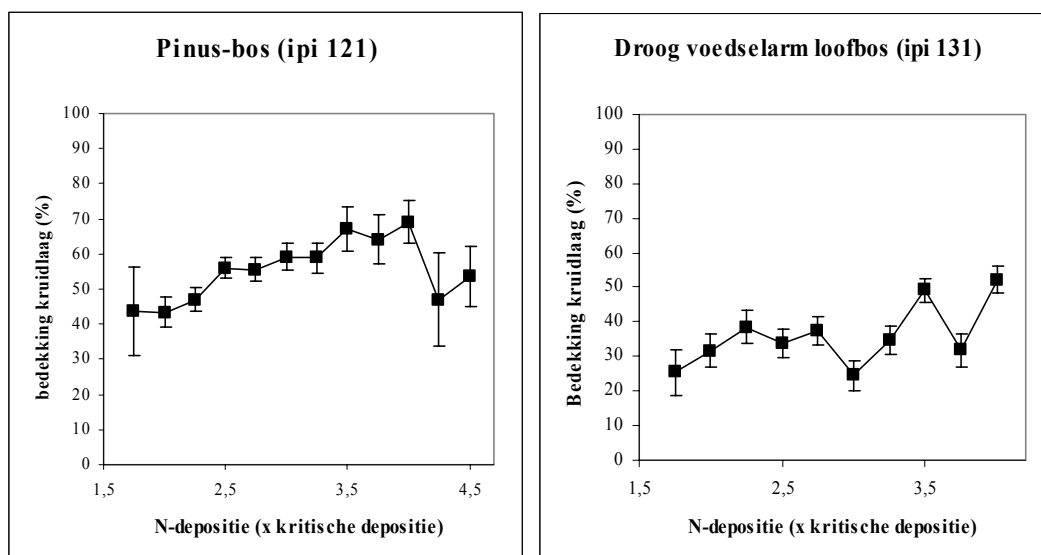
De depositie per meetpunt is geschat op basis van de zelfde methode als hiervoor onder “Veranderingen in de vegetatie over de stikstofdepositiegradiënt” is aangegeven. Daarmee wordt aan ieder meetpunt de berekende depositie in een 250x250 m² cel toegekend. De depositie is bepaald in kg N/ha/jaar en met behulp van de Empirische Kritische Depositie (Bobbink et al., 1996) omgezet naar de fractie die deze depositie van de Kritische Depositie uitmaakt. De Empirische Kritische Depositie zijn gegeven als een range, de waarde voor een specifiek terrein hangt af van de mate van natuurbeheer (intensief beheerde terreinen kennen een hogere Kritische Depositie), de mate waarin stikstof beperkend is voor de groei (bij fosfaatbeperking is de Kritische Depositie hoger) en de mate van buffering en de vochtconditie van de bodem. De depositie-as is uitgedrukt in de fractie die de depositie van de Kritische Depositie uitmaakt, zodat waarden boven de 1 deposities boven de Kritische Depositie betekenen. Voor elk begroeiingstype is de gebruikte Kritische Depositie veelal de middenwaarde van de voor dat systeem typerende range. Dit wordt per begroeiingstype toegelicht.

4.3 Resultaten

4.3.1 Bos

De Kritische Depositie voor droge, arme bossen op zandgrond liggen tussen de 10 en 15 kg N/ha/jr. In de grafiek is het gemiddelde gebruikt: 12,5 kg N/ha/jr. Deze worden zowel in naaldbossen (dennenbos, Figuur 7) als in loofbossen (Figuur 7) in alle meetpunten overschreden. De kruidlaag van deze droge, arme bossen neemt significant toe bij

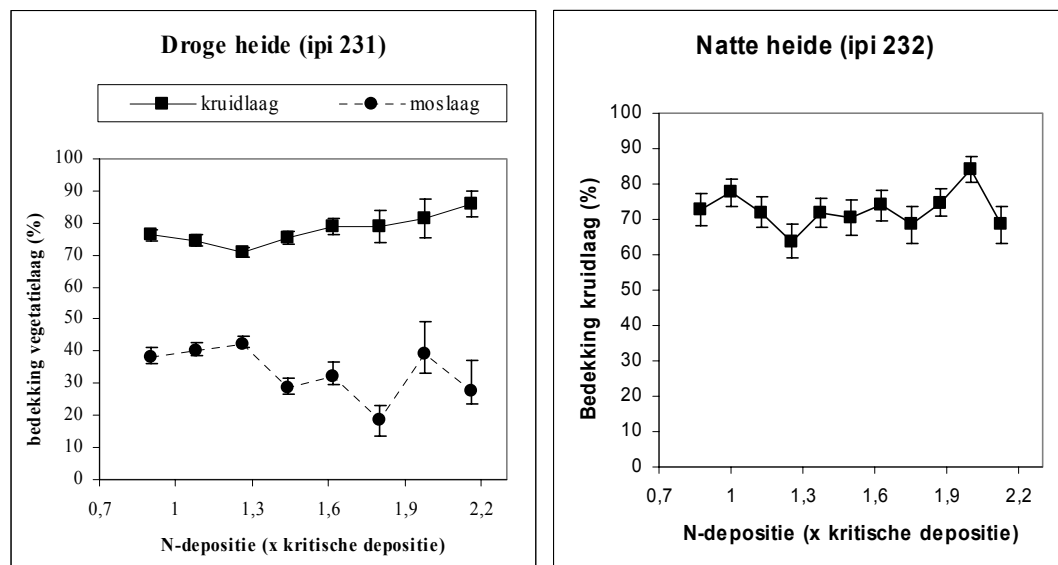
toenemende deposities (Figuur 7). Dit verband is vooral sterk in de dennenbossen, die relatief open zijn en die onder de boomlaag meestal een dikke struiklaag ontberen. Ook in droge voedselarme loofbossen is er een significant verband, met ten opzichte van de dennenbossen een toegenomen variantie rond de stijgende lijn.



Figuur 7. Bedekking van de kruidlaag in voedselarme bossen op zandgrond. Bedekking in procenten van het bodemoppervlak dat ingenomen wordt. De stikstof-depositiegradiënt is uitgedrukt ten opzichte van de gemiddelde kritische depositie voor arme bossen op zandgrond. Links dennenbossen (Pinus-bos) en rechts droge arme loofbossen.

4.3.2 Heide

De Kritische Deposities voor droge heide liggen tussen de 10 en 20 kg N/ha/jr en die voor natte heide tussen de 10 en 25 kg N/ha/jr. Voor droge heide is in de figuur een Kritische Depositie van 20 kg N/ha/jr aangehouden, voor natte heide 25 kg N/ha/jr. Dit zijn de bovengrenzen, aannemende dat actief natuurbeheer gepleegd wordt, zoals regelmatig plaggen. De meetpunten in droge en natte heide beginnen rond de 0,8 Kritische Depositie en lopen door tot punten waar de geschatte depositie 2,5 Kritische Depositie is. De bedekking van de kruidlaag van droge heide neemt tussen de 1 en 1,5 Kritische Depositie eerst gemiddeld krap 10% af, om boven de 1,5 Kritische Depositie met gemiddeld 20% toe te nemen. De moslaag laat precies het inverse beeld zien: een toename tussen de 1 en 1,5 Kritische Depositie en een sterke afname boven de 1,5 Kritische Depositie. De bedekking van de kruidlaag van natte heide heeft geen relatie met de depositiegradiënt.

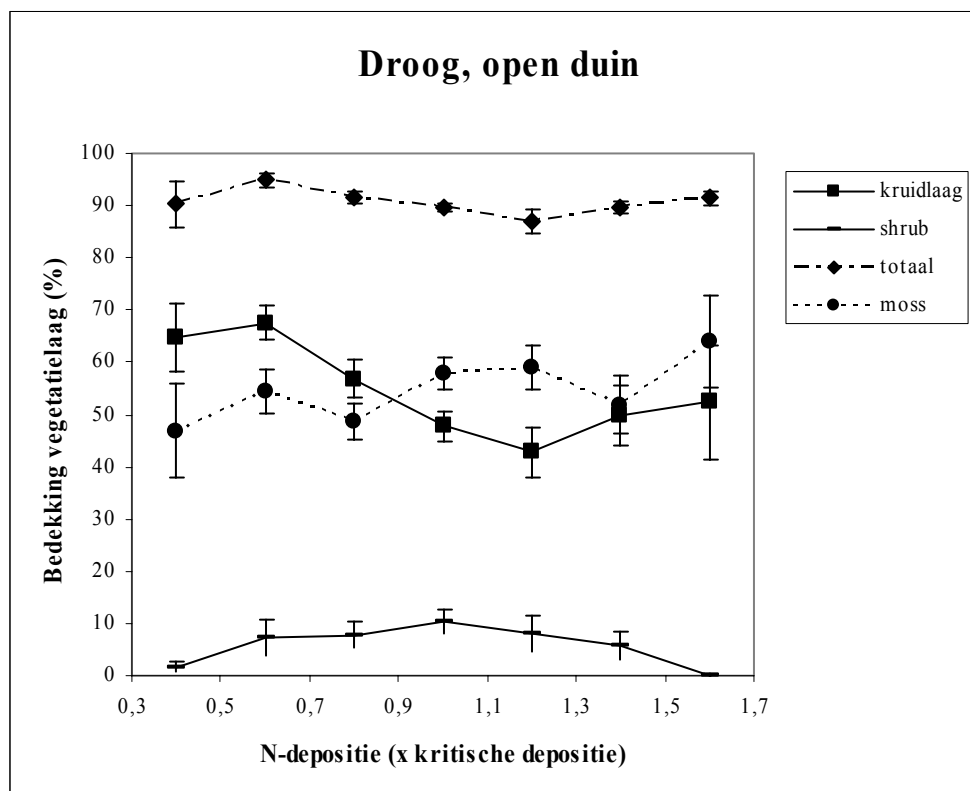


Figuur 8. Bedekking van de vegetatielagen in droge en natte heide op de binnenlandse zandgronden. Bedekking in procenten van het bodemoppervlak dat ingenomen wordt. De stikstof-depositiegradiënt is uitgedrukt ten opzichte van de gemiddelde kritische depositie voor droge heide (links) en natte heide (rechts).

4.3.3 Open duin

De Kritische Deposities voor de open duinen liggen tussen de 10 en 20 kg N/ha/jr. Voor Figuur 9 is een gemiddelde Kritische Depositie van 15 kg N/ha/jr gebruikt. Ten opzichte hiervan hebben de meetpunten in de duinen een geschatte depositie ter hoogte van 0,4 tot 1,6 Kritische Depositie. Opvallend genoeg neemt de kruidlaag (kruiden en grassen) tussen een depositie ter grootte van 0,5 tot 1 maal de Kritische Depositie af (figuur 9). Over dit traject nemen de bedekkingen de moslaag en de struiklaag licht toe. De bedekking van de struiklaag neemt boven een depositie van 1 Kritische Depositie weer af.

De interpretatie van deze patronen wordt bemoeilijkt doordat de duinen lintvormig langs de kust liggen en factoren als stikstofdepositie en kalkgehalte samen oplopen. De deposities op de waddeneilanden liggen aan de lage kant van de range, die van de Noord- en Zuid-Hollandse duinen juist aan de hoge kant (Figuur 4). Daarmee liggen de hogere kruidlaagbedekkingen en de lagere moslaagbedekkingen vooral op de waddeneilanden en de lage kruidlaagbedekkingen en hogere moslaagbedekkingen in de Hollandse duinen.



Figuur 9. Bedekking van de vegetatielagen in de droge, open duinen. Vegetatiebedekking in procenten van het bodemoppervlak dat ingenomen wordt, de stikstof-depositiegradiënt ten opzichte van de gemiddelde kritische depositie voor open duin op zandgrond.

5. Conclusie

In de resultaten is aangegeven welke veranderingen zich over de afgelopen eeuw op de hei, in het open duin en in halfnatuurlijke graslanden hebben voorgedaan, welke veranderingen in milieu-indicatie over de huidige stikstofdepositie-gradiënt optreden en welke veranderingen vegetatielagen over de huidige stikstofgradiënt laten zien. In dit hoofdstuk worden de deelconclusies samengebracht per ecosysteem.

5.1 Heide

Op de heide is de voedselrijkdom-indicatie over de afgelopen eeuw toegenomen. In de vegetatie zijn soorten die voedselrijkere standplaatscondities nodig hebben toegenomen en zijn soorten van voedselarmere condities afgenomen. Uit de veranderingen in frequentie van voorkomen blijkt dat vooral soorten van heischrale delen van de heide afgenomen zijn, waarbij sterke afnamen te zien zijn bij wolverlei, kruipbrem, stekelbrem en tandjesgras. Daarentegen zijn de grassen pijpestrootje en bochtige smele toegenomen. Deze toegenomen soorten hebben tevens een grote tolerantie voor zuur. Vergelijking met gegevens uit terreinen van Staatsbosbeheer (mond. meded. J. Holtland) geeft aan de heischrale soorten verdwijnen bij het zuurder worden van de bodem. Resultaat is dat bij het zuurder en voedselrijker worden van de bodem, de grassen gaan domineren. Paradoxaal genoeg neemt in deze omstandigheden de zuurindicatie van de vegetatie af (Figuur 3): de brede soorten hebben hun optimum namelijk in minder zure condities, maar tolereren zure bodems wel.

Bij toenemende stikstofdepositie boven de Kritische Depositie neemt in droge heiden de bedekking van de kruidlaag (kruiden en grassen samen genomen) toe. Tegelijkertijd neemt de bedekking van de moslaag bij deposities boven de Kritische Depositie af, een indicator voor het verdwijnen van open delen van de droge heide. Dit betekent dat de biomassa van grassen en kruiden toeneemt ten nadele van zeer korte (mos-)begroeiingen. In natte heide is geen toename van de kruidlaag bij toenemende stikstofdepositie te vinden. Het vermoeden is dat deze systemen door een hoge grondwaterinvloed en wat voedselrijkere omstandigheden beter gebufferd zijn tegen voedselverrijking.

Opvallend is dat de Ellenberg-indicatiewaarden voor stikstof en zuur over de depositie-gradiënt weinig veranderen. Voor droge heide is de verandering van ellenberg-indicatie niet significant (geen significant linear regressiemodel), voor natte heide neemt de voedselrijkdom-indicatie toe en de zuur-indicatie af (richting zuurdere standplaats). Dit in tegenstelling tot de reactie van de vegetatielagen, waarbij, bij toenemende deposities, in droge hei de kruidlaag duidelijk toeneemt terwijl in natte hei geen toename optreedt. De hypothese is dat de droge heide bij toenemende depositie een toename in biomassa laat zien (leidend tot een uitbreiding van de kruidlaag), terwijl natte heide juist verschuivingen in soortsaamenstelling laat zien (leidend tot andere Ellenberg-indicaties). De vergelijking met 1900-1950 laat zien dat op lange termijn op de hei soortverschuivingen zijn opgetreden.

5.2 Open duin

In het open duin is de voedselrijkdom-indicatie de afgelopen eeuw toegenomen. In de vegetatie zijn soorten die voedselrijkere standplaatscondities nodig hebben toegenomen en zijn soorten van voedselarmere condities afgenomen. Uit de veranderingen in frequentie van voorkomen blijkt dat vooral soorten van open stuivend duin, zoals zandhaver en helm, en soorten van de zeereep, zoals biestarwegras en zeeraket, zijn afgenomen. Dit zijn soorten van dynamische, wisselende omstandigheden. Toegenomen zijn juist soorten van vastgelegde graslanden, zoals rood zwenkgras, jacobskruiskruid en paardebloemen. De zuurminnendheid van de vegetatie is licht afgenomen. Dit is dermate licht dat een interpretatie lastig is. De interpretatie van de verandering van de vegetatielagen over de depositiegradiënt wordt bemoeilijkt doordat de verschillen in depositie klein zijn en doordat in de lintvormige duinen een aantal factoren gezamenlijk oplopen. Op de waddeneilanden zijn de deposities het laagst, daar bedekt de kruidlaag meer en bedekt de moslaag iets minder. In de Hollandse duinen zijn de deposities het hoogst, daar bedekt de kruidlaag minder bedekt is de moslaag juist iets meer. De bedekking van de struiklaag is het hoogst rond een deposities van 1 kritische depositie. Het CBS (mond. meded. L. van Duuren) heeft echter aangegeven dat in de duinen de delen met struiken onderbemonsterd zijn, zodat deze patronen op relatief weinig PQ's gebaseerd zijn.

5.3 Halfnatuurlijk grasland op zandgrond

De halfnatuurlijke graslanden op zandgrond laten over de afgelopen eeuw een toename aan voedselrijkdom-indicatie en zuur-indicatie zien. Uit de veranderingen in frequentie van voorkomen komt een toename van soorten van voedselrijke standplaatsen naar voren, zoals mannagrass, geknikte vossestaart, ruw beemdgras en gestreepte witbol. Soorten als kamgras, poelruit, madelief en brunel zijn juist afgenomen. Deze verandering duidt erop dat open, minder productieve graslanden afnemen ter faveure van dichtere graslanden met productievere soorten. De meeste halfnatuurlijke graslanden hebben hoge bedekkingen van de kruidlaag, terwijl struik- en boomlagen er, welhaast per definitie, niet of zeer weinig voorkomen. Hierdoor is de verdichting van de vegetatie niet zichtbaar als een verhoogde bedekking van de kruidlaag bij hogere deposities.

5.4 Bos

In de analyse van de lange termijn Ellenbergveranderingen lieten de bossen een variabel beeld zien. Vermoedelijk reageren de verschillende bostypen anders op de milieudruk en is een nadere uitsplitsing van de gegevens nodig om tot resultaten te komen. Nadere analyse van de veranderingen over de depositie-gradiënt laten voor de droge, arme bossen (zowel loof- als naaldhout) een toenemende bedekking van de kruidlaag zien bij toenemende depositie. De Ellenberg-indicaties voor voedselrijkdom en zuur laten een trend zien die tegengesteld is aan de verwachting: de voedselrijkdom-indicatie verandert richting

voedselarmere vegetaties, de zuurindicatie verandert naar minder zure vegetaties. De vraag naar de patronen en processen hierachter ligt nog open: welke soorten in welke bossen sturen deze trend? wat is de respons van deze soorten op stikstofdepositie? reageren alle bostypen hetzelfde? zorgt de ligging van PQ's in de bossen voor een bias in de depositie die ze ontvangen?

In de nattere en voedselrijkere bossen blijkt de heterogeniteit dusdanig, dat trends over de depositiegradiënt sterk schommelen. Hier is een nadere uitsplitsing in de verschillende bostypes nodig.

5.5 Algemeen beeld

Uit de reactie van de verschillende begroeiingstypes komen een aantal algemene lijnen naar voren. In de recente situatie is de omvang van de vegetatielagen een gevoelige parameter in de hier onderzochte systemen (relatief arme systemen op zandgronden). De toename van een vegetatielaag hangt direct samen met een toename van de biomassa van die laag, een effect dat gelieerd is aan de voedselverrijking door stikstofdepositie. De geringe veranderingen in Ellenberg-indicatie over de depositiegradiënt laat zien dat veranderingen in soortsaamenstelling (sturende factor achter de verandering van Ellenberg-indicatie) minder gevoelig zijn.

De analyse van veranderingen op lange termijn laat wel degelijk veranderingen in soortsaamenstelling zien. Op de arme zandgronden van de open duinen en op de heide zijn twee trends te zien, ten eerste een toename van soorten van voedselrijkere standplaatsen en ten tweede een toename van soorten met een bredere tolerantie voor zuur. Daarbij zijn de soorten met een brede zuurtolerantie ook soorten die bevoordeeld worden door voedselverrijking, namelijk grassen als pijpestrootje en duinriet.

5.6 Toekomst

De uitwerking van de gegevens van het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit levert naast de ontwikkeling van een aantal indicatoren en de conclusies uit die indicatoren ook vragen voor toekomstig onderzoek op:

1. De indicatoren die hier ontwikkeld zijn laten nog geen consistent beeld voor bossen zien. Vermoed wordt dat de middeling over alle bostypes verstoring werkt en een uitsplitsing naar bostype nodig is voor nadere interpretatie. Dit is een actie voor de toekomst.
2. Verschuiving in Ellenberg-indicatie wordt veroorzaakt door verschuiving in soortsaamenstelling. Bij de langetermijnvergelijking zijn deze soortverschuivingen geduid, terwijl dit voor de verschuivingen over de depositiegradiënt nog niet gebeurd is.
3. De hier gegeven interpretatie van de veranderingen is gebaseerd op resultaten van de permanente kwadraten (met saamenstelling vegetatie en vegetatiekenmerken) en literatuuronderzoek. Voor bevestiging van deze interpretatie is nader onderzoek nodig. Dit is enerzijds nodig om de veronderstelde patronen in soortverschuiving en biomassatoename te

toetsen. Anderzijds is kennis over veranderingen in de abiotiek (voedselbeschikbaarheid, zuurgraad, grondwater) nodig om de causale verbanden te toetsen.

4. Er is gekozen om eerst de systemen op zandgronden uit te werken omdat die het meest gevoelig voor stikstofdepositie zijn. Het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit heeft ook meetpunten in de klei- en veengebieden. Ook voor deze gebieden is het nodig indicatoren voor de milieudruk te ontwikkelen.

Referenties

Bobbink, R., Hornung M. en J.G.M. Roelofs. 1996. Empirical nitrogen Critical Loads for natural and semi-natural ecosystems. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention On Long-range transboundary Air pollution. Federal Environmental Agency, Berlin.

Diekman M. en Falkengren-Grerup U. 1998. A new species index for forest vascular plants: development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. *Journal of Ecology* 86: 269-283.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* (18). Göttingen

Ernjaes R., Aude E., Nygaard B. en Münier B. 2002. Prediction of habitat quality using ordination and neural networks. *Ecological Applications* 12: 1180-1187.

Ertsen A.C.D., Alkemade J.R.M. en Wassen M.J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.

Hinsberg A. van, D.C.J. van der Hoek, M.L.P. van Esbroek, H. Noordijk, B. de Knegt, M.P. van Veen, P.J.T.M. van Puijenbroek, O.M. Knol. 2004. Aansluiting MNP-instrumentarium bij de Vogel- en Habitatrichtlijn Richting een kennisstelsel voor Vogel- en Habitatrichtlijn. RIVM rapport 550018001/2004

SAEFL. 2003. Empirical Nitrogen Loads for Nitrogen. Expert workshop. Environmental Documentation no. 164., Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape Bern.

Smits N.A.C. en Schaminée J.H.J. 2002. Referenties Landelijk Meetnet Flora. Alterra rapport 547, Alterra, Wageningen.

Smits N.A.C., Eupen M. van en Schaminée J.H.J. 2004. Referenties 1950 en 2000. Alterra rapport 1009. Alterra, Wageningen.

Soldaat L. 2003. Het berekenen van indexen en trends bij het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit. CBS rapport, CBS Voorburg.

Tamis W.L.M., Van 't Zelfde M. en Van der Meijden R. 2001. Changes in vascular plant biodiversity in the Netherlands in the 20th century explained by climatic and other environmental characteristics. p: 23-50 in: Dutch National Programme on Global Air Pollution and Climate Change. Long term effects of climate change on biodiversity and ecosystem processes. Report 410 200 089.

Van Veen M., Van Tol, S. Alkemade R. en Van hinsberg A. 2003. Voortgangsnotitie Milieu-indicatoren Landelijk Meetnet Flora. Interne Notitie MNP/NLB.

Wamelink G.W.W. Joosten V., Van Dobben H.F. en Berendse F. 2002. Validity of Ellenberg indicators judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: 269-278.

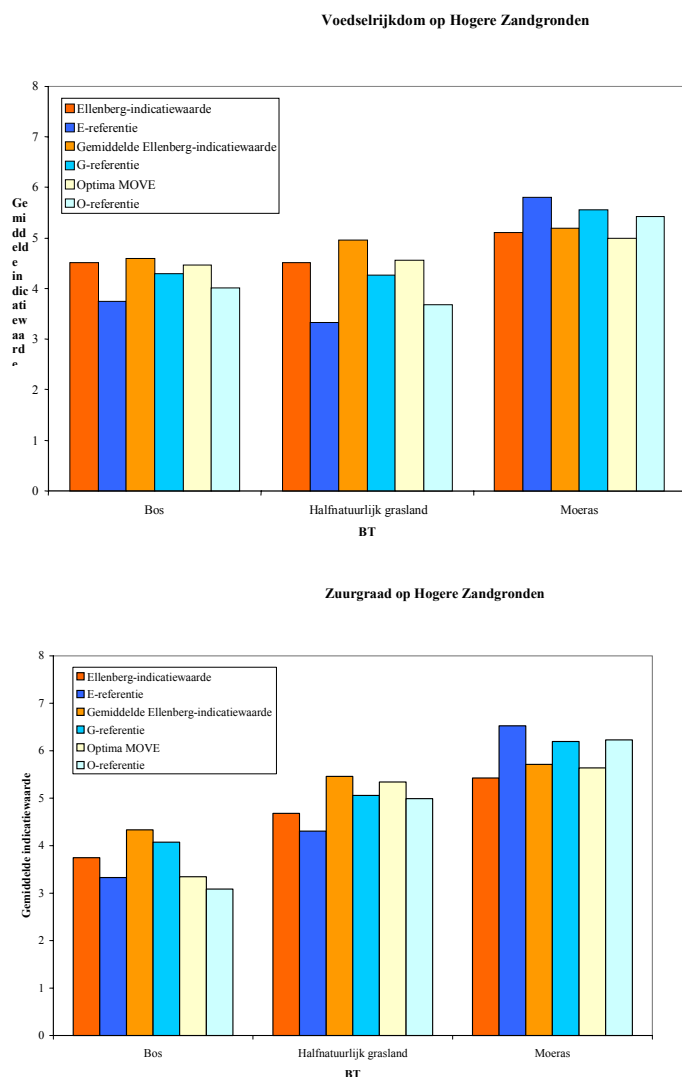
Bijlage 1 Achtergronden

Milieu-indicatiewaarden: Ellenberggetallen.

Voor de kentallen van de planten is bij de opzet van het meetnet gekozen voor de Ellenberggetallen (Ellenberg et al., 1992). Deze geven op een rangordeschaal van 1-9(12) aan welke standplaatsvoorkeur plantensoorten hebben. Door Ellenberg werden de standplaatsfactoren voedselrijkdom, zuurgraad, licht, zout, temperatuur, continentaliteit en vocht in beschouwing genomen. Ondertussen zijn ook alternatieve systemen ontwikkeld, zoals op basis van de ecologische groepen (INDICA van KIWA, zie Synbiosys; mond. meded. F. Witte over Anaboesi). Onderzoeken als van Diekman en Falkengren-Grerup (1998), Ertsen et al. (1998), Ejrnaes et al. (2002) en Wamelink et al., (2002) tonen aan dat er goede correlaties tussen Ellenberggetallen en de betreffende standplaatsfactoren zijn. Als kritische noot kan toegevoegd worden dat individuele plantensoorten afwijkend kunnen scoren bij deze vergelijkingen. Bovendien geven Wamelink et al. (2002) aan dat de correlatie binnen een vegetatieklasse veel sterker is dan wanneer alle klassen tezamen beschouwd worden.

De Ellenberggetallen vertegenwoordigen een Midden-Europese situatie zodat de vraag gerechtvaardigd is of een aanpassing naar de Nederlandse situatie moet plaatsvinden en wat de effecten daarvan zijn. Ter beantwoording zijn in een voorstudie de Ellenberggetallen via drie berekeningsmethoden in beschouwing genomen:

1. originele Ellenberggetallen uit Ellenberg et al. (1992). Voordeel: dit zijn de ongekunstelde waarden; Nadeel: de waarden hebben betrekking op een midden-europese situatie uit de jaren 60 en 70 van de vorige eeuw.
2. op basis van de Landelijke Vegetatie Databank kan de gemiddelde Ellenbergwaarde van alle opnamen waarin een bepaalde plantensoort voorkomt worden uitgerekend. Deze gemiddelde Ellenbergwaarde kan aan de plant toegekend worden. Voordeel: de Nederlandse situatie bepaalt mede wat de Ellenbergwaarde van een plant wordt; Nadeel: er treedt contractie van de meetschaal op en het is de vraag hoe representatief de opnameset is.
3. op basis van het model MOVE kan berekend worden bij welke ellenbergwaarde een plantensoort zijn hoogste kans op voorkomen heeft. Deze ellenbergwaarde wordt aan de plant toegekend. Voordeel: direct link tussen kans op voorkomen en toegekend indicatiegetal, directe link tussen model en meetnet. Nadeel: er treedt enige contractie van de meetschaal op en er zit tussenstap met beschrijvende statistiek tussen.



Figuur 10. Gemiddelde Ellenberg-kentallen op basis van een voorlopige referentie en voorlopige LMF-getallen volgens de in de tekst genoemde systematieken voor voedselrijkdom en zuurgraad in bos, halfnatuurlijk grasland en moeras op de hogere zandgronden. Hoe hoger het voedselrijkdomgetal hoe voedselrijker, hoe lager het zuurgetal hoe zuurder.

De laatste twee methodieken passen de Ellenberggetallen als het ware aan de Nederlandse situatie aan. De voorstudie is eind 2003 uitgevoerd en heeft gebruik gemaakt van voorlopige datasets voor zowel referentie als LMF M&N. Uit de voorstudie bleek dat afhankelijk van de berekeningsmethode de absolute hoogte van de gemiddelde Ellenberggetallen in een vegetatie verandert, maar dat ten opzichte van de 1900-1950 referentie de richting van de verandering steeds hetzelfde is (Figuur 9). De conclusies is dat

1. een aanpassing van de Ellenberggetallen geen andere conclusie over toe- of afname van het gemiddelde oplevert, alle berekeningsmethodes zijn in dit opzicht consequent;
2. de Ellenberggetallen de grootste verschillen te zien geven.

Op basis hiervan is besloten van de originele Ellenberggetallen uit te gaan.

Referentie-bepaling

De referentie voor de periode 1900-1950 is gebaseerd op drie bronnen:

1. Digitale Historische Ecotopenkaart afgeleid van de topografische kaarten van 1900-1910, een grondsoortenkaart en een geëxtrapoleerde grondwaterkaart (bron: Alterra);
2. De oude opnamen in de Landelijke Vegetatiedatabank uit de periode 1930-1950, ongeveer 40.000 stuks (bron: Alterra);
3. Expert oordeel over de toekenning van de vegetatieopnamen (en de plantengemeenschappen waartoe de opname behoren) aan de ecotopen, inclusief het oppervlakte-aandeel dat die plantengemeenschap in het ecotoop had.

Het probleem van de oude opnamen is dat de meeste in fraaie en opvallende vegetaties zijn gemaakt, die echter geen representatief beeld van de situatie 1900-1950 geven. Daarom is de Historische Ecotopenkaart ingezet om aan te geven welk oppervlakte de verschillende vegetaties innamen. De Historische Ecotopenkaart levert een schatting op van het oppervlakte van alle ecotopen. Een ecotoop is in principe een samenstel van een bepaald begroeiingstype (bijvoorbeeld loofbos), een bepaalde grondsoort (bijvoorbeeld zandgrond) en een bepaalde grondwaterstand. De oude opnames leveren een beeld van de aanwezige plantengroei, dat vertaald werd naar plantengemeenschappen.

Het probleem is een koppeling tussen deze twee gegevensbestanden te maken. Dit is via expert oordeel gebeurd (Smits en Schaminee, 2002). Zij schatten uit welke plantengemeenschappen een ecotoop heeft bestaan en welke oppervlakte-aandelen deze hadden. Via de plantengemeenschappen konden vervolgens oude opnames aan de ecotopen gekoppeld worden (Smits et al., 2004).

Na een koppeling tussen ecotopen en plantengemeenschappen en vervolgens plantengemeenschappen en opnamen gelegd te hebben, konden de frequentie van voorkomen en de gemiddelde bedekking van plantensoorten binnen het ecotoop berekend worden. Deze werden oppervlaktegewogen vastgesteld. Op deze wijze leveren veel opnamen in kleine, fraaie vegetaties wel een nauwkeurig beeld van die vegetatie op, maar weegt het maar voor een beperkt oppervlak mee.

LMF M&N

Het LMF M&N bestand is gevuld met vegetatiegegevens over ongeveer 8000 permanente kwadraten die door de provincies opgemeten zijn en wordt elk jaar met nieuwe gegevens aangevuld. Uiteindelijk ligt het in de planning om van 10.000 permanente kwadraten de gegevens te verzamelen. Het hier gebruikte bestand beslaat de periode 1999-2002.

De permanente kwadraten worden via een gestratificeerde steekproef in het veld aangelegd. De stratificatiecriteria zijn het begroeiingstype, de grondsoort en (voor een aantal grondsoorten) de hoogte van de depositie. Door de stratificatie treedt in bepaalde regio's van Nederland een verdichting op, bijvoorbeeld in heidevelden met een hoge stikstofdepositie op de hoge zandgronden. Om tot een representatief landelijk beeld te komen moeten de gegevens uit de permanente kwadraten gewogen worden op basis van het aantal permanente kwadraten in een stratum en het oppervlakte-aandeel van het stratum. Deze weging is door het CBS uitgevoerd.

Tabel 1. Overzicht van de strata van het LMF M&N.

Fysisch geografische regio	Hoofdbegroeiingstype
Duinen	Duinen (exclusief bos) Bos Agrarisch gebied
Heuvelland	Bos Halfnatuurlijk grasland Agrarisch gebied
Hogere zandgronden	Loof- en gemengd bos Naaldbos Heide Halfnatuurlijk grasland Moeras Agrarisch gebied
Laagveengebied	Bos Halfnatuurlijk grasland Moeras Agrarisch gebied
Rivierengebied	Bos Halfnatuurlijk grasland Moeras Agrarisch gebied
Zeekleigebied	Bos Halfnatuurlijk grasland Moeras Agrarisch gebied
Afgesloten zeearmen	Bos Halfnatuurlijk grasland Moeras

Dit leidde tot een synoptische tabel op het niveau van begroeiingstype/ grondsoortcombinaties voor het LMF M&N, waarin per soort de frequentie van voorkomen (kans op aantreffen in een permanent kwadraat) en de gemiddelde bedekking staat. Dit is gebruikt om een frequentiegewogen en een bedekkinggewogen gemiddeld Ellenberggetal voor voedselrijkdom en zuur te berekenen (zie hierboven).