ALTERRA
WAGENINGEN UR

Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid

W. de Vries

Alterra-rapport 1699, ISSN 1566-7197

Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid

In opdracht van het ministerie van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, ten behoeve van de Leidraad Bodembescherming.

.

Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid

W. de Vries

Alterra-rapport 1699

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

De Vries, W., 2008. *Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid*. Wageningen, Alterra Wageningen Universiteit en Research Centrum, Alterra-rapport 1699 88 blz.; 19 fig.; 15 tab.; 93 ref.

Het milieuthema 'verzuring' heeft zich sinds de negentiger echter ontwikkeld van een 'single issue', zure regen, naar het integraal aanpakken van grootschalige luchtverontreiniging. Dit rapport geeft antwoord op een tiental relevante vragen over dit onderwerp, te weten:

1 Wat wordt precies verstaan onder verzuring en wat zijn de oorzaken daarvan?
2 Wat is de bijdrage van zure depositie aan de verzuring van de bodem?
3 Wat zijn de effecten van verzuring
4 Wat zijn de monitoring systemen waarmee de uitstoot, depositie en effecten van verzuring in beeld worden gebracht
5 Wat zijn de trends in de emissie en depositie van verzurende stoffen
6 Wat zijn de trends in de effecten van verzuring op de abiotische kwaliteit: bodem, bodemvocht en grondwater
7 Wat zijn de trends in de effecten van verzuring op de ecologische kwaliteit:
8 Wat zijn kritische depositieniveaus voor verzurende stoffen en hun overschrijding?
9 Wat zijn de beleidsdoelen voor verzuring en de beleidsinstrumenten waarmee de verzuring wordt aangepakt
10 Hoe haalbaar en noodzakelijk zijn de lange termijn depositiedoelstellingen

Trefwoorden: depositieniveaus, depositiedoelstellingen, effecten, grootschalige luchtverontreiniging, kritische monitoring systemen, verzuring, zure depositie

ISSN 1566-7197

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

© 2008 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd 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

Samenvatting 9

1 Inleiding op de verzuringsproblematiek 17

2 Bijdrage van zure depositie aan de verzuring van bodems 21
2.1 Natuurlijke verzuring 21
2.2 Verzuring door bosgroei en afvoer van hout 23
2.3 Verzuring door zure depositie 23

3 Effecten van verzuring 27
3.1 Effecten op luchtkwaliteit 27
3.1.1 Zwaveldioxide 27
3.1.2 Stikstofoxiden en ammoniak 28
3.1.3 Ozon 30
3.1.4 Fijn stof 31
3.2 Effecten op bodem en grondwaterkwaliteit 32
3.2.1 Bodemverzuring en elementbudgetten 32
3.2.2 Bodemvochtkwaliteit 36
3.2.3 Grondwaterkwaliteit 37
3.3 Effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen 38
3.3.1 Voedingshuishouding en vitaliteit van bossen 38
3.3.2 Diversiteit aan plantensoorten in terrestrische ecosystemen 41
3.3.3 Diversiteit aan plantensoorten in aquatische ecosystemen 43

4 Monitoring van trends in zure depositie en effecten van verzuring 45
4.1 Meetnetten voor depositie en effecten van verzuring 45
4.1.1 Meetnet Luchtkwaliteit 46
4.1.2 Bosmeetnetten 47
4.1.3 Natuur 48
4.2 Trends in emissie en depositie van zwavel en stikstof 49
4.2.1 Trends in stikstof en zwavelemissie 49
4.2.2 Trends in stikstof en zwaveldepositie 50
4.3 Trends in abiotische kwaliteit 53
4.3.1 Chemische kwaliteit van de bodem 54
4.3.2 Chemische kwaliteit van het bodemvocht 55
4.3.3 Chemische kwaliteit van het freatische grondwater 57
4.4 Trends in ecologische kwaliteit 57
4.4.1 Korstmossen 58
4.4.2 Bosvitaliteit 59
4.4.3 Biodiversiteit van terrestrische systemen 61
4.4.4 Biodiversiteit van aquatische systemen 62

5 Kritische depositieniveaus voor verzurende stoffen en overschrijding daarvan 63
5.1 Empirische kritische depositieniveaus voor stikstof 63
5.2 Berekende kritische depositieniveaus voor stikstof en zuur 64
5.3 Overschrijdingen van kritische stikstofdepositieniveaus 68

6 Beleidsdoelen en beleidsinstrumenten voor het verzuringsbeleid 71
6.1 Beleidsdoelen en brongerichte beleidsinstrumenten 71
6.2 Effectgerichte beleidsinstrumenten 76

7 Evaluatie van het verzuringsbeleid 77

Literatuur 81

Woord vooraf

Dit rapport is geschreven op verzoek van mr. drs. C.A. Janssen, werkzaam als beleidsjurist bij de directie Strategie en Bestuur van het Ministerie van VROM, ten behoeve van de Leidraad bodembescherming. De Leidraad is bedoeld voor professionals die zich bezighouden met bodembescherming en bodemsanering en daarbij vaak worden geconfronteerd met uitgebreide en complexe wet- en regelgeving. In de Leidraad zijn onder andere de belangrijkste beleidsdocumenten en jurisprudentie van de afgelopen jaren, het Toetsingskader bodemonderzoek, VKB-protocollen en ervaringen met proefprojecten opgenomen, die de materie rond bodembescherming en bodemsanering inzichtelijk maken. Het vormt inmiddels al twintig jaar de standaard voor bodemkwaliteitsbeheer. Meer informatie is te vinden op internet onder http://www.sdu.nl/catalogus/LEBOHW.

In de leidraad is onder het kopje "Praktijk & uitvoering"ook een overzicht gegeven van de verschillende verstoringen van het bodemsysteem, waaronder vermesting, verdroging en vernatting, verzilting en ook verzuring. Dit rapport is de weergave van het stuk over verzuring wat als onderdeel 5300 in de Leidraad is opgenomen. Aangezien het lezers publiek van de Leidraad voornamelijk professionals zijn die zich bezighouden met bodembescherming en bodemsanering is de bekendheid beperkt bij deskundigen die zich vooral richten op de verschillende verstoringen van het bodemsysteem, zoals hierboven genoemd. Daarom is in overleg met Dhr Jansen besloten dit deel van de Leidraad ook uit te brengen als Alterra rapport en als zodanig te verspreiden onder genoemde deskundigen. Dit rapport geeft antwoord op een tiental relevante vragen over dit onderwerp, te weten:

1 Wat wordt precies verstaan onder verzuring en wat zijn de oorzaken daarvan?
2 Wat is de bijdrage van zure depositie aan de verzuring van de bodem?
3 Wat zijn de effecten van verzuring
4 Wat zijn de monitoring systemen waarmee de uitstoot, depositie en effecten van verzuring in beeld worden gebracht
5 Wat zijn de trends in de emissie en depositie van verzurende stoffen
6 Wat zijn de trends in de effecten van verzuring op de abiotische kwaliteit: bodem, bodemvocht en grondwater
7 Wat zijn de trends in de effecten van verzuring op de ecologische kwaliteit:
8 Wat zijn kritische depositieniveaus voor verzurende stoffen en hun overschrijding?
9 Wat zijn de beleidsdoelen voor verzuring en de beleidsinstrumenten waarmee de verzuring wordt aangepakt
10 Hoe haalbaar en noodzakelijk zijn de lange termijn depositiedoelstellingen.

Wageningen, juli 2008

De Auteur

Samenvatting

Het thema 'verzuring' is één van de oudste en bekendste thema's van het Nederlandse milieubeleid. Verzuring en "zure regen", waren in de tachtiger jaren begrippen die vrijwel iedere Nederlander kende. Het heeft zich sinds de negentiger echter ontwikkeld van een 'single issue', zure regen, naar het integraal aanpakken van grootschalige luchtverontreiniging. Tegenwoordig wordt beleidsmatig dan ook gesproken over 'Verzuring en grootschalige luchtverontreiniging'. Daarbij gaat het niet allen om de milieugevolgen van verhoogde concentraties aan SO_2, NO_x en NH_3 in de atmosfeer maar ook om vluchtige organische stoffen (VOS), smog (officieel: ozonvorming op leefniveau) en fijn stof, die eveneens de lucht op grote schaal vervuilen, waarbij met name de effecten daarvan op de gezondheid van de mens van belang zijn. Effecten veroorzaakt door te hoge deposities van zuur en stikstof en te hoge concentraties ozon, NO_2 en fijn stof worden op een samenhangende wijze aangepakt door middel van milieukwaliteitdoelstellingen en emissiedoel- en taakstellingen. Dit rapport beoogt een antwoord te geven op een tiental relevante vragen over het onderwerp.

1 Wat wordt precies verstaan onder *verzuring* en wat zijn de *oorzaken* daarvan?
De verzuring als gevolg van de door de mens veroorzaakte luchtverontreiniging heeft betrekking op alle milieugevolgen van het neerslaan van verzurende zwavel (wat wordt uitgestoten als zwaveldioxide SO_2) en stikstofverbindingen (wat wordt uitgestoten als stikstofoxiden, NO_x, en ammoniak, NH_3). Naast natuurlijke oorzaken, vindt die uitstoot voornamelijk plaats door fabrieken (vooral SO_2), elektriciteitscentrales en (vracht)auto's (vooral NO_x) en landbouwbedrijven (vooral NH_3). Neerslag vindt plaats in zowel natte vorm (bijvoorbeeld regen of sneeuw) als droge vorm (gasvormig en als deeltjes). Het betreft dus niet alleen de neerslag in de vorm van 'zure regen' maar het totaal aan potentieel zure toevoer, meestal aangegeven als 'zure depositie'.

2 Wat is de *bijdrage van zure depositie aan de verzuring* van de bodem?
Het gaat bij bodemverzuring niet alleen om het zuurder worden van de bodem in termen van pH daling, maar ook om effecten die daaraan voorafgaan, te weten een afname van de buffercapaciteit van de bodem. Oorzaken daarvan zijn natuurlijke processen, afvoer van gewassen (in geval van landbouw) en bomen (in geval van bosbouw) en luchtverontreiniging. Uit een kwantificering van die bijdragen blijkt dat in de tachtiger jaren de potentiële verzuring van de bodem onder natuur voor ca 80-90% veroorzaakt werd door zure depositie. Momenteel is dat nog ca. 65-80%. Als het gaat om de actuele verzuring was het ca. 75-85% en momenteel is dat waarschijnlijk nog ca. 50-80%. In landbouwgronden en kalkrijke gronden is de bijdrage van zure depositie aan de verzuring veel kleiner. Deze bedroeg destijds ca. 25-50% op landbouwgrond en 20-30% op kalkrijke grond en momenteel is dat ongeveer gehalveerd. Zure depositie heeft derhalve alleen op kalkloze natuurlijke gronden een dominante bijdrage aan de verzuring.

3 Wat zijn de *effecten* van verzuring

Effecten op luchtkwaliteit en gezondheid: De SO_2-concentraties zijn inmiddels zo ver gedaald dat gezondheidseffecten niet meer waarschijnlijk zijn. Emissies naar de lucht van NO_x en VOS (en daaraan gerelateerd ozon) en primair fijn stof zorgen echter voor een breed scala aan effecten op de volksgezondheid. Hier gaat het om gezondheidseffecten, zoals luchtwegklachten, verminderde longfunctie en verergering van astma. De specifieke effecten per stof worden in de hoofdtekst uitgebreider behandeld. Verschillende groepen in de bevolking lopen extra risico: mensen met aandoeningen aan de luchtwegen, en mensen die door zware lichamelijke inspanning meer inademen en dus verhoogd worden blootgesteld. Mensen op hoge leeftijd met longaandoeningen of hart- en vaatziekten vormen een extra gevoelige groep.

Effecten op natuur: Hoge luchtconcentraties van SO_2 en NO_x kunnen leiden tot directe schade aan korstmossen, planten en bomen. Indirect brengt NO_x ook hogere concentraties voort van het eveneens schadelijke ozon voor planten. Eenmaal gedeponeerd leidt stikstof door uitstoot van NO_x en NH_3 vaak tot eutrofiering omdat stikstof veelal een limiterende voedingsstof is voor plantengroei. Vooral op arme bodems (zandgronden) leidt stikstofdepositie tot verschuivingen in de flora en uitspoeling van nitraat naar grondwater. Stikstofminnende soorten (zoals grassen, bramen en brandnetels) winnen terrein ten koste van andere soorten (heide, vele kruiden), waardoor de biodiversiteit afneemt. Een overmatige stikstoftoevoer tast de vitaliteit van bomen aan door onevenwichtige groei en onbalans in de nutriëntenopname. Stikstofovermaat kan in zwakgebufferde bodems (zandgronden), samen met sulfaat, ook leiden tot verzuring in termen van een pH daling. Voor sommige plantensoorten kunnen hoge concentraties van sommige stikstof-verbindingen toxisch zijn en kan een hoge zuurgraad leiden tot schade aan wortels. In fosfaatrijke wateren leidt een overmaat van stikstof tot sterke algenbloei en algemene afname van flora en fauna. In zwakgebufferde nutriëntarme wateren (vennen) leidt het tot verzuring met sterfte of sterke soortverschuivingen in zowel flora als fauna.

4 Wat zijn de *monitoring systemen* waarmee de uitstoot, depositie en effecten van verzuring in beeld worden gebracht

Om de effectiviteit van de beleidsinstrumenten waarmee de verzuring wordt aangepakt te evalueren zijn meetnetten of monitoring systemen opgezet. Relevante meetnetten zijn het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, verscheidene bosmeetnetten, inclusief metingen van de bodemkwaliteit en het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit.

Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) bestaat uit 48 meetlocaties verspreid over heel Nederland, onderscheiden naar 3 soorten meetlocaties, n.l. regionaal (23), stad (9) en straat (16). Alle elementen die relevant zijn in het kader van verzuring en grootschalige luchtverontreiniging worden in LML gemeten. De metingen dienen ter toetsing van de luchtkwaliteit aan gestelde normen en ter ondersteuning van de beschrijving van de luchtkwaliteit op nationale, regionale en lokale schaal.

Bosmeetnet op Level I en Level II plots in Europa en Nederland: Binnen een UN-ECE/EU monitoring netwerk wordt op ca 6000 bosopstanden (zogenaamde Level I plots) met een ruimtelijke resolutie van zestien bij zestien kilometer de ontwikkeling van de bosvitaliteit, in termen van kroonconditie (bladval en bladverkleuring) van bomen gevolgd. In Nederland omvat dit slechts 11 bosopstanden. Om de oorzaak van veranderingen in bosecosystemen, waaronder de kroonconditie, te bepalen wordt in Europa op ca 860 locaties het bos intensief bemeten. De verplichte metingen (bosvitaliteit, bodem, bladanalyse, bosgroei en vegetatie) vinden op alle bosopstanden (zogenaamde Level II plots) plaats. Overige metingen betreffen atmosferische depositie op ca 500 plots en bodemvocht samenstelling op ca 220 plots. Nederland heeft 14 Intensieve Monitoring bosopstanden, wat recent is afgebouwd tot 5.

Nationaal Meetnet Bosvitaliteit: In het verleden werd op een veel grotere schaal gemeten in het Nederlandse bos binnen het zogenaamde "Nationale Meetnet Bosvitaliteit". Zo werd tussen 1984 en 1994 jaarlijks de bosvitaliteit opgenomen op 3000 plots. In 1995 werd het aantal meetopstanden verder teruggebracht tot 200, maar daarin werd naast bosvitaliteit ook de bosgroei (staande houtbiomassa) en de chemische samenstelling van bladeren, bodem en bodemwater gemeten. Dit is in een deel van die opstanden (150) ook gebeurd in 1990 en herhaald in 2000. Na 2000 zijn er voor het Nationaal Meetnet Bosvitaliteit geen metingen meer uitgevoerd en is het meetnet feitelijk opgeheven.

Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF M&N): Dit meetnet heeft o.a. tot doel om, op grond van vegetatieopnamen, landelijke trends in verdroging, verzuring en vermesting in te schatten. Een tweede doel is het signaleren van veranderingen in biodiversiteit. Het volgt daartoe de vegetatie in ongeveer 10.000 permanente kwadraten in natuur en natuurlijke elementen in het landelijk gebied, zoals houtwallen en dijken. Naast het LMF M&N leveren de vogel-, dagvlinder- en paddestoelmeetnetten uit Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) gegevens over de verandering van biodiversiteit van deze groepen. Het LMF is sinds 2005 volledig operationeel.

5 Wat zijn de *trends in de emissie en depositie* van verzurende stoffen

Emissies: Tussen 1980 en 2000 is in Nederland de emissie van zwaveldioxide met ongeveer 80% afgenomen en voor de stikstofoxiden- en ammoniakemissies is de vermindering ten opzichte van midden jaren tachtig ca. 30%. In Europa is de zwavelemissie sinds 1980 is met ca. 40% afgenomen. De reductie in de emissie van stikstofoxiden in Europa is ca. 21% in die periode, terwijl de ammoniakemissie nog minder is afgenomen (14%).

Depositie in Nederland: Sinds 1980 zijn is in Nederland de depositie van zwavel-oxiden zeer sterk afgenomen en wel met ca 80%, vergelijkbaar met de afname in de emissies. Dit is deels omdat de emissies in Nederland zelf gedaald zijn maar is ook toe te schrijven aan een daling van de emissies in het buitenland. De reducties in de emissies van stikstofoxiden en ammoniak, die veel kleiner zijn

dan de reductie in de zwaveldioxide-emissies, zijn echter minder duidelijk terug te vinden in de deposities. Geschat wordt dat de daling in de depositie van stikstofoxiden en ammoniak over de periode 1980-2000 rond de 25% ligt. Inmiddels levert ammoniak de grootste bijdrage aan zowel de vermestende als de potentieel zure depositie.

Depositie in Europa: Op Europese schaal is de depositie van stikstof maar beperkt gedaald. Wel is door het ingezette beleid sinds de tachtiger jaren de depositie van zwavel in Europa de afgelopen 20 jaar met gemiddeld meer dan 50% gedaald. Maar niet alleen de zwavel depositie neemt af. Ook de depositie van basische stoffen, zoals calcium, magnesium en kalium, daalt echter omdat de emissie hiervan uit o.a. kolencentrales (vliegas) en cementproductie (stof) veel minder is geworden. Die afgenomen depositie betekent een minder sterke daling van de zure depositie dan op basis van de lagere sulfaatdepositie verwacht zou worden.

6 Wat zijn de *trends in de effecten* van verzuring op de abiotische kwaliteit: bodem, bodemvocht en grondwater

Bodem: Ondanks de afgenomen zure depositie is in de bodem nog altijd sprake is van een doorgaande verzuring, zoals een afname in de voorraad aan basen, met name in de strooisellaag. Herstel van de buffervoorraden in de bodem vereist dus een nog verdergaande reductie van de depositie. Wel is de zuurgraad gedaald (de pH gestegen) sinds de negentiger jaren in reactie op de depositieafname in die periode. Deze resultaten zijn conform aan modelberekeningen die eveneens een spoedig hestel van de kwaliteit van bodemvocht voorspellen bij depositiereductie maar een uitgesteld en zeer langzaam herstel van de bodem.

Bodemvocht en grondwater: De ingezette emissievermindering en bijbehorende depositievermindering heeft wel reeds op relatief korte termijn een gunstig effect gehad op de kwaliteit van bodemvocht en grondwater. Dit komt tot uiting in een vergelijkbare afname in de sulfaat- en nitraatconcentratie in het bodemvocht en in mindere mate in het grondwater. Er is ook sprake van een sterke daling van het potentieel giftige aluminium in bodemvocht. Als gevolg daarvan is ook de verhouding van aluminium ten opzichte van basen als calcium, magnesium en kalium, in het bodemvocht gedaald, wat wijst op een verbetering van het wortelmilieu.

7 Wat zijn de *trends in de effecten* van verzuring op de ecologische kwaliteit:

Korstmossen: Monitoring aan korstmossen laat een duidelijke herstel zien in samenhang met de afgenomen luchtconcentraties van SO_2. Een voorbeeld van deze ontwikkeling is de trend van het op bomen groeiende groot schildmos. Tussen 1900 en 1970 is er sprake van een voortdurende afname maar sinds 1980 neemt de soort weer sterk toe, deels in reactie op de sterk afgenomen SO_2 concentratie. Behalve SO_2 spelen zeker in de laatste 10-15 jaar ook veranderingen in de ammoniakconcentraties een rol. Dit blijkt met name uit resultaten van een meetnet sinds 1990 om de effecten van ammoniak op

korstmossen te bepalen. Na jarenlange trends van toenemende hoeveelheden stikstofminnende soorten en afnemende zuurminnende soorten is recent in enkele gebieden met een hoge veedichtheid een kentering in dit proces opgetreden als gevolg van een daling in de ammoniakemissie en luchtconcentratie.

Bosvitaliteit: Uit jaarlijkse metingen van de vitaliteit (de naald- of bladbezetting en naald- of bladverkleuring) aan 3000 bosopstanden tussen 1984 en 1994 aan 150 – 200 bosopstanden tussen 1994 en 1998 voor zes boomsoorten blijkt dat de vitaliteit van grove den, zomereik en beuk sinds 1984 per jaar wisselt, maar er is geen duidelijke achteruitgang of vooruitgang te zien. De aangeplante exoten Corsicaanse den, fijnspar en vooral Douglasspar zijn tussen 1984 en 1998 in vitaliteit achteruit gegaan, hoewel er sinds 1996 sprake lijkt van enig herstel. Sinds 1998 worden de jaarlijkse Nederlandse vitaliteitmetingen alleen nog internationaal gerapporteerd in het 'European Forest Condition report' op basis van vitaliteitwaarnemingen de 11 Level I plots. De vitaliteit van naaldbos is op die 11 plots de afgelopen jaren iets verslechterd, terwijl het voor loofbos constant is gebleven. Gegeven het feit dat de vitaliteit van bomen geen specifiek symptoom is voor luchtverontreiniging is het niet verwonderlijk dat de trend daarin geen duidelijke relatie vertoont met de afnemende stikstof en zwavelbelasting.

Diversiteit van flora en fauna in terrestrische en aquatische systemen: De chemische conditie van de bodem en het bodemwater en ook van het oppervlaktewater mag in Nederland dan verbeterd zijn, het ecologische herstel is nog zeer beperkt. Met het afnemen van de zwavel depositie worden de ecologische effecten van zure depositie in toenemende mate bepaald door stikstof. Veel Europese ecosystemen, inclusief de Nederlandse, zijn 'vol' van stikstof. In Nederland is het plaggen van heide en bos nodig om deze grote voorraden te verwijderen en ecologisch herstel mogelijk te maken. Wel gaat de vergrassing van heide veel trager en plaatselijk is die tot stilstand gekomen. Incidenteel onderzoek aan bosvegetaties en vennen wijst ook op een herstel van de abiotische randvoorwaarden voor vegetatieontwikkeling en soms lokaal ook op een daadwerkelijk herstel van vegetaties. De natuur in Nederland staat echter nog steeds onder druk, en een overmaat aan stikstof in de bodem speelt daarbij een duidelijke rol.

8 Wat zijn *kritische depositieniveaus* voor verzurende stoffen en hun overschrijding*?*
Definities en beschermingscriteria: Kritische depositie niveaus voor stikstof en zwavel worden in het beleid gebruikt als basis voor de doelformulering van de uitstoot van verzurende stoffen. De waarden ervan worden bepaald door de gevoeligheid van ecosystemen voor verzuring en eutrofiering. Genoemde kritische niveaus zijn daarbij gedefinieerd als 'een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan stikstof en/of zwavel, waar beneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis'. In Nederland zijn rond het jaar 2000 op landelijke schaal kritische depositieniveaus afgeleid op basis van

empirische waarden (stikstof) en op basis van een combinatie van modellen en verschillende beschermingscriteria voor:

- Stikstof in relatie tot verandering in de samenstelling van de vegetatie (biodiversiteit), houtproductie en grondwaterkwaliteit (nitraatuitspoeling)
- Zuur in relatie tot verandering in de samenstelling van de vegetatie (biodiversiteit), wortel aantasting van natuurlijke vegetaties en bomen en bodemkwaliteit (uitspoeling van voedingsstoffen en aluminium)

Kritische depositieniveaus: Uit experimentele gegevens en modelresultaten volgt dat eisen die voor de functie vegetatiesamenstelling/ biodiversiteit worden gesteld het meest stringent zijn. Dit geldt zowel voor zuur als voor stikstofdepositie. Empirische kritische depositiewaarden voor stikstof op bossen, heiden en graslanden in relatie tot soortensamenstelling liggen veelal tussen de 1000 en 1500 mol $ha^{-1}.jr^{-1}$ (ca 15-20 kg $ha^{-1}.jr^{-1}$) maar beduidend lager waarden tot onder de 10 kg $ha^{-1}.jr^{-1}$ komen ook voor. In de tachtiger jaren vastgestelde depositiedoelstellingen voor het jaar 2010 van 1400 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor zuur en 1000 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof bedreigen derhalve nog steeds de natuurwaarde van terrestrische vegetaties in een deel van Nederland.

Overschrijdingen van kritische depositieniveaus: Op basis van kaarten van enerzijds de gemiddelde depositie op gebieden met natuurdoelen en anderzijds de kritische depositieniveaus voor die natuurdoeltypen zijn ruimtelijk beelden gemaakt van de overschrijding van de kritische stikstofdepositie. Hieruit blijkt dat de overschrijding vooral groot is (meer dan 100%) in vennen en duinplassen, hoogveen, natte en droge schraalgraslanden, natte en droge heide, zandverstuivingen en bossen op arme zandgronden. Bij de huidige stikstof en zuurdepositieniveaus worden de beschermingscriteria in relatie tot natuurwaarde en biodiversiteit veelal nog fors overschreden. Hetzelfde geldt voor de bodemkwaliteit het halen van een nitraatconcentratie in het bovenste grondwater op het niveau van de streefwaarde van 25 $mg.l^{-1}$. De te verwachten effecten op bomen (wortelaantasting en groei) zijn echter gering en ook de grondwaterkwaliteit zal bij de huidige depositieniveaus slechts zelden het niveau van de EU norm van 50 $mg.l^{-1}$ overschrijden. De grootste aandacht gaat in het beleid dan ook uit naar het beschermen van de soortensamenstelling van de vegetatie (biodiversiteit).

9 Wat zijn de *beleidsdoelen* voor verzuring en de *beleidsinstrumenten* waarmee de verzuring wordt aangepakt

In internationaal verband (UN-ECE, EU) wordt emissiebeleid gevoerd op basis van emissiedoelstellingen, die zijn gerelateerd aan kritische depositieniveaus voor stikstof en zwavel op natuurlijke ecosystemen en bossen.

Beleidsinstrumenten voor brongerichte maatregelen: De belangrijkste huidige internationale verplichtingen op het terrein van verzuring en grootschalige luchtverontreiniging zijn het Gotenburg protocol van de Europese economische commissie van de Verenigde Naties (UNECE) en de NEC-richtlijn van de Europese Unie (EU). Nationaal is het vierde Nationaal Milieubeleidsplan

(NMP4) richtinggevend. Daarnaast zijn er beleidsinstrumenten die specifiek gericht zijn op het reduceren van de ammoniakemissie, wat momenteel de grootste bijdrage vormt aan de verzuring in Nederland en tevens het meest weerbarstige beleidsveld is. Ook hier kan onderscheid worden gemaakt in internationale beleidsinstrumenten, waaronder de IPPC richtlijn, de Habitatrichtlijn en de Kaderrichtlijn water/nitraatrichtlijn en nationale beleidsinstrumenten, waaronder de Wet ammoniak en veehouderij (WAV), de Wet milieubeheer (WM) en het besluit gebruik meststoffen.

Beleidsdoelen: Internationaal vereiste emissieplafonds in 2010 in het kader van het zogenaamde UN/ECE Gothenburg-protocol en de EU NEC-richtlijn zijn 128 kiloton voor ammoniak, 50 kton voor zwaveldioxide, 260 kton voor stikstofoxiden en 185 kton voor vluchtige organische stoffen. De nationale emissiedoelstellingen voor 2010 zijn scherper dan de internationaal vereiste doelstellingen. Dit geldt al helemaal voor de lange termijn doelstellingen in 2030. Die zijn 30-55 kiloton voor ammoniak, 25-40 kton voor zwaveldioxide en 70-120 kton voor stikstofoxiden uitgaande van gemiddelde depositie niveaus voor zuur en stikstof op ecosystemen van respectievelijk 900-1300 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ en 550-900 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$. De emissieplafonds waar Nederland zich internationaal aan heeft gecommitteerd gelden echter als resultaatverplichtingen en de nationale emissiedoelstellingen zijn slechts inspanningsverplichtingen.

Beleidsinstrumenten voor effectgerichte maatregelen: De negatieve invloed van verzuring en vermesting door atmosferische stikstofdepositie op gevoelige ecosystemen is op relatief korte termijn niet oplosbaar met uitsluitend brongerichte maatregelen. In 1989 zijn daarom, in aanvulling op het brongerichte beleid, de regelingen Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen (EGM-natuur) en in bossen (EGM-bos) in werking gezet. In 1995 zijn beide EGM-regelingen geïntegreerd opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) en is ook verdroging of verlaging van de grondwaterstand als belangrijke degraderende invloed erbij betrokken. Per september 2006 is dit geheel opgegaan in het kennisnetwerk "ontwikkeling en beheer natuurkwaliteit" (OBN).

10 Hoe *haalbaar en noodzakelijk zijn de lange termijn depositiedoelstellingen*

De afgelopen 20 jaar zijn grote emissiereducties tot stand gekomen, met name voor SO_2 en in mindere mate ook voor NO_x en NH_3. Dit heeft geleid tot een duidelijke vooruitgang van bodem en waterkwaliteit en een afname van effecten op de terrestrische en aquatische natuur. Dit is een stimulans om door te gaan met emissiereductie aangezien de problemen van verzuring nog niet zijn opgelost en de reducties nog onvoldoende zijn om duurzame niveaus voor de gezondheid en de natuur te bereiken. Wel zal de vraag naar haalbaarheid en kosteneffectiviteit toenemen als we richting de lange-termijn (2030) gewenste nationale emissieniveaus gaan. Daarbij dienen onzekerheden in overschrijdingen van kritische depositieniveaus te worden betrokken. Verder kan de natuur met effectgerichte maatregelen echter meer depositie verdragen dan zonder dergelijke maatregelen. Dit vereist op termijn ook een afweging tussen brongericht en effectgericht beleid.

1 Inleiding op de verzuringsproblematiek

Het begrip verzuring

Vooral in de tachtiger jaren waren de woorden "zure regen"en "verzuring" gevleugelde woorden die vrijwel iedere Nederlander kende. Tegenwoordig worden die woorden in politieke zin zelden meer gebruikt en lijkt het soms of verzuring geen probleem meer is. In kringen van het beleid wordt nu echter vooral gesproken over 'Verzuring en grootschalige luchtverontreiniging'.

Bij verzuring gaat het met name om de milieugevolgen van verhoogde concentraties aan zwaveldioxide (SO_2), stikstofoxiden (NO_x) en ammoniak (NH_3) in de atmosfeer en het neerslaan van die verzurende stikstof en zwavelverbindingen (verzurende stoffen). Daarbij gaat het waar het de gevolgen van stikstofdepositie betreft niet alleen om het verzurende effect van stikstof, maar ook om de toenemende stikstofverzadiging van ecosystemen, tot uiting komend in verhoogde concentraties aan nitraat en ammonium in bodem-, grond- en oppervlaktewater. Dit kan weer gevolgen hebben voor de biodiversiteit van terrestrische en aquatische ecosystemen en dit geheel aan effecten wordt wel vermesting genoemd. Ook wordt nogal eens de term eutrofiëring gebruikt vooral waar het gaat om de effecten van stikstof op de biodiversiteit. Verzuring heeft derhalve betrekking op alle milieugevolgen van het neerslaan van verzurende stoffen in natte vorm (bijvoorbeeld regen of sneeuw) en in droge vorm (gasvormig en als deeltjes). Het betreft dus niet alleen de neerslag in de vorm van 'zure regen' maar het totaal aan potentieel zure toevoer, meestal aangegeven als 'zure depositie'.

Bij grootschalige luchtverontreiniging gaat het ook om niet verzurende stoffen die de lucht op grote schaal vervuilen zoals vluchtige organische stoffen (VOS), smog (officieel: ozonvorming op leefniveau) en fijn stof, waarbij vooral de effecten daarvan op de gezondheid van de mens van belang zijn. Verzuring en grootschalige luchtverontreiniging hebben nog altijd grote gevolgen voor natuur, milieu en volksgezondheid en in mindere mate op materialen (gebouwen en monumenten).

Oorzaken van de verzuring van het milieu: zwavel- en stikstofemissies

Verzuring van bodem of water is naast natuurlijke oorzaken, vooral een gevolg van de uitstoot (emissie) van zwavel (wat wordt uitgestoten als zwaveldioxide SO_2) en stikstof (wat wordt uitgestoten als stikstofoxiden, NO_x en ammoniak, NH_3) door fabrieken, landbouwbedrijven, elektriciteitscentrales en (vracht)auto's.

In de jaren 50-60 van de vorige eeuw waren zwaveldioxide (SO_2) concentraties zo hoog dat deze effecten bij mensen veroorzaakten. Berucht is de episode van verhoogde luchtverontreiniging in Londen in 1952, de Londen smog, waarbij duizenden doden te betreuren vielen. Sindsdien is de luchtkwaliteit in steden sterk verbeterd door emissies van SO_2 te beperken, over te stappen op minder zwavelhoudende brandstoffen en schoorstenen te verhogen. Het laatste had echter tot gevolg dat SO_2 concentraties op grotere afstand toenamen, door transport van

SO_2 over grotere afstanden. Men ontdekte al aan het eind van de zestiger jaren, met name in Scandinavië, dat meren, bossen en andere ecosystemen verzuurden tot op grote afstand van de bronnen. Aanvankelijk lag in de zeventiger jaren de nadruk in het beleid dan ook op het terugbrengen van SO_2 emissies. Daarnaast bleek ook stikstofdioxide (NO_2) verzurend te werken en de nadruk van het verzuringbeleid kwam vanaf de tachtiger jaren op de beperking van zowel SO_2 als NO_x (een verzamelnaam voor de som van stikstofmonoxide, NO, en stikstofdioxide, NO_2) te liggen.

Toen de term 'zure regen' vooral in het begin van de tachtiger jaren in de literatuur opdook, o.a. als oorzaak voor bossterfte, waren de ogen internationaal vooral gericht op de gevolgen van de hoge zwaveldepositie en die van stikstofoxiden. Van meet af aan is in Nederland, naast die stoffen ook aandacht besteed aan de gevolgen van de hoge stikstofdepositie door de uitstoot van ammoniak, NH_3. Ammoniak is een belangrijk bestanddeel van dierlijke mest. De huidige overmaat aan ammoniak in het milieu is voor 90 procent uit de landbouw afkomstig. De stof ontsnapt uit de stallen van landbouwbedrijven of komt na het uitrijden van mest over het land in het milieu terecht (emissie). Via de lucht komt ammoniak in de bodem of het water terecht (depositie).. Ammoniak kan bijdragen aan de verzuring van de bodem door nitrificatie (Van Breemen et al., 1982), maar belangrijker nog, samen met de depositie van NO_x zorgen voor een overbemesting van de natuur. De combinatie van bodemverzuring en vermesting door stikstof zorgt voor een onbalans in de nutriëntenvoorziening die een scala aan effecten tot gevolg heeft. De rol van ammoniak stond aanvankelijk internationaal minder in de belangstelling, maar dat is inmiddels niet meer het geval.

De bijdrage van ammoniak aan zowel verzuring als vermesting was in Nederland mede de aanleiding tot de uitvoering van het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV, Van Aalst & Erisman, 1991) en het nationaal stikstof onderzoeksprogramma (STOP, Erisman & van der Eerden, 2000). Mede op basis van de resultaten van deze onderzoeksprogramma's is in Nederland beleid ingezet om naast de emissie van SO_x en NO_x ook de emissie en depositie van NH_3 te verminderen. Verzuring en vermesting worden in Nederland voor bijna de helft veroorzaakt door de ammoniakuitstoot in de landbouw. Gezien de hoge bijdrage van ammoniak aan de verzuringsproblematiek in Nederland en de sterke aandacht in het beleid hierop, ook nu nog, wordt hieraan in deze bijdrage relatief veel aandacht besteed.

Inhoud van deze bijdrage

In deze inleiding is kort ingaan op het *begrip* verzuring en de *oorzaken* ervan. In het vervolg van deze bijdrage wordt vooral ingegaan op de effecten van verzuring en de trends erin, mede in relatie tot ingezet beleid. In hoofdstuk 2 wordt nader ingegaan op de bijdrage van de zwavel en stikstofdepositie op de bodemverzuring, naast meer natuurlijke oorzaken hiervan. In hoofdstuk 3 worden met name de effecten van zwavel en stikstofdepositie op de bodem en waterkwaliteit en de daarmee samenhangende effecten op ecosystemen besproken. Daarnaast wordt ingegaan op de effecten van verhoogde SO_2 en NO_x concentraties op de volksgezondheid,

planten/gewassen en op materialen/gebouwen Om het totaaloverzicht aan effecten te geven wordt tevens ingegaan op de effecten van verhoogde ozon en fijn stof concentraties op de volksgezondheid en in geval van ozon ook op planten/gewassen. In het vervolg van deze bijdrage wordt echter verder geen aandacht meer geschonken aan de gevolgen van grootschalige luchtverontreiniging in termen van niet verzurende stoffen.

In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op het monitoren van de trends in emissie, depositie en effecten van de depositie van zwavel en stikstofverbindingen op natuur en milieu als gevolg van de verzuring (en vermesting of eutrofiering). In paragraaf 4.1 komen de monitoring systemen voor de depositie en effecten van verzuring aan de orde, waarmee de effectiviteit van beleid wordt gevolgd. In de daaropvolgende paragraaf wordt ingegaan op trends in de emissie en depositie van zwavel en stikstof (paragraaf 4.2). Daarna volgen de trends in de effecten van verzuring op de kwaliteit van bodem en grondwater (paragraaf 4.3) en op de ecologische kwaliteit, waaronder de effecten op korstmossen, bosvitaliteit en de biodiversiteit van terrestrische en aquatische systemen (paragraaf 4.4).

In hoofdstuk 5 is aangegeven hoe kritische belastingen (atmosferische toevoer) van stikstof en zwavelverbindingen zijn afgeleid in relatie tot het behoud van een goede bodem- en waterkwaliteit en de bescherming van de diversiteit aan flora. Tevens is aangegeven wat de huidige en te verwachten overschrijdingen van kritische depositieniveaus zijn. Vervolgens komen in hoofdstuk 6 de beleidsinstrumenten aan de orde waarmee verzuring wordt bestreden, zowel door middel van brongericht beleid als effectgericht beleid. Tenslotte wordt een evaluatie gegeven van de monitoring en het beleid rond verzuring (hoofdstuk 7).

2 Bijdrage van zure depositie aan de verzuring van bodems

Kwantificering van de bijdrage van zure depositie aan de verzuring van het milieu is met name gerelateerd aan bodemverzuring. Daarbij is het essentieel om goed aan te geven wat onder bodemverzuring moet worden verstaan. Dit lijkt triviaal: het zuurder worden van ons bodemmilieu. Wie wat specifieker wil zijn denkt dan wellicht aan de stijging van de zuurgraad, ofwel de afname van de pH, in de bodem. Dat is echter een te beperkte opvatting van dit begrip. De bodem bevat van nature stoffen die zuren bufferen, zoals kalk, kleimineralen, humus, aluminium- en ijzeroxiden. Dit wordt wel de buffercapaciteit van de bodem genoemd. Het gaat bij verzuring dan ook niet alleen om het zuurder worden van ons milieu in termen van pH daling, maar ook om effecten die daaraan voorafgaan, te weten een afname van de buffercapaciteit van de bodem. Zo is ontkalking een vorm van verzuring zonder dat de pH daalt. Die is namelijk sterk gebufferd zolang er meer dan ca 0.3% kalk in de bodem zit. Op basis hiervan is bodemverzuring ook te kwantificeren en uit te splitsen naar de oorzaken ervan, wat is onder te verdelen in:

- Natuurlijke verzuring door het niet gesloten zijn van de koolstofkringloop.
- Verzuring door bosgroei en afvoer van hout.
- Verzuring door zure depositie door verstoring van de zwavel en stikstofkringloop.

Op elk hiervan wordt hieronder ingaan. Tevens wordt een schatting gegeven van de bijdrage die aan de bodemverzuring wordt geleverd door natuurlijke processen (paragraaf 2.1), bosgroei (paragraaf 2.2) en zure depositie (paragraaf 2.3). Daartoe worden alle schattingen uitgedrukt in kilo molen lading of $kmol_c$. Voor zure depositie wordt een inschatting gegeven van de bijdrage in de tachtiger jaren, waarover verschillende publicaties zijn en van de huidige bijdrage op basis van de afgenomen rol van stikstof en zwaveldepositie in de verzuring (zie paragraaf 2.3).

2.1 Natuurlijke verzuring

Natuurlijke verzuring treedt met name op door het niet gesloten zijn van de koolstofkringloop, waardoor basen, zoals calcium en magnesium, samen met bicarbonaten of organische anionen uitspoelen naar het grondwater. Fotosynthese gevolgd door mineralisatie is het belangrijkste mechanisme waardoor CO_2 vanuit de atmosfeer naar de gasfase van de bodem wordt verplaatst. Bij voldoende hoge pH (pH>5) lost een deel hiervan op in water en vormt carbonzuur, wat door dissociatie deels uit een valt in bicarbonaat (HCO_3^-) en zuur volgens:

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrow H^+ + HCO_3^-$$

Carbonzuur is een zogenaamd zwak zuur. Dat betekent dat er meer H^+ ionen worden afgesplitst naarmate de pH toeneemt. Daaruit volgt dat de vorming van zuur door dissociatie van CO_2 vooral van belang is in kalkrijke gronden met een hoge pH.

De zuurproductie wordt in die gronden geneutraliseerd door het oplossen van kalk (calciumcarbonaat) volgens:

$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$

Doordat de reactieproducten (Ca^{2+} en $2HCO_3^-$) door het neerslagoverschot worden afgevoerd vanuit de bodem naar het grondwater treedt ontkalking op, waardoor de buffercapaciteit van de bodem afneemt (de bodem verzuurt). De bijbehorende zuurproductie kan worden gekwantificeerd op basis van een aanvoer-afvoer balans van HCO_3^-

Naast de microbiële afbraak van vers organisch materiaal tot CO_2 vinden ook omzettingen in organische zuren plaats die ook bij lagere pH waarden (pH<5) H^+ ionen kunnen afsplitsen. Analoog aan de dissociatie van CO_2 leidt de dissociatie van in organische zuren tot zuur productie volgens:

$RCOOH \leftrightarrow H^+ + RCOO^-$

Deze verzuring die vooral optreedt in zure gronden, zoals podzolgronden onder bos, wordt o.a. geneutraliseerd door verwering van basen, zoals calcium en magnesium, en bij lagere pH ook door aluminium en ijzer. Evenals Ca uit een kalkrijke grond worden deze reactieproducten (bv. Ca^{2+}, Mg^{2+} en Al^{3+} samen met $RCOO^-$) door het neerslagoverschot afgevoerd vanuit de bodem naar het grondwater, waardoor de bodem verzuurt. De bijbehorende zuurproductie kan worden gekwantificeerd op basis van een aanvoer-afvoer balans van $RCOO^-$

Samenvattend kan worden gesteld dat natuurlijke verzuring met name optreedt door het niet gesloten zijn van de koolstofkringloop, waardoor basen, zoals calcium en magnesium, of aluminium samen met bicarbonaten of organische anionen uitspoelen naar het grondwater. Meer informatie hierover is gegeven in De Vries en Breeuwsma (1984).

Kwantificering van de natuurlijke verzuring in kalkrijke en kalkloze gronden in Nederland is gegeven in Breeuwsma en de Vries (1984) en in De Vries en Breeuwsma (1985; 1986). Waarden voor kalkrijke gronden zijn gebaseerd op een schatting van de ontkalkingsnelheid op basis van (i) vergelijking van het huidige en oorspronkelijke kalkgehalte van jonge kalkrijke polders met zeeklei in een periode van ca 25 jaar, (ii) bepaling van het bicarbonaatgehalte en de flux van bodemwater in een duingrond bij Castricum en (iii) schatting van het bicarbonaatgehalte als functie van de CO_2 spanning van de bodem uitgaande van een neerslagoverschot van 300 mm per jaar. De aldus berekende verzuring op basis van ontkalkingsnelheid is redelijk overeenkomstig voor de drie methoden en varieert van 8-16 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$.

Waarden voor kalkloze gronden zijn gebaseerd op een schatting van: (i) de verweringssnelheid op basis van een vergelijking van het huidige gehalte aan verweerbare mineralen van zandgronden (podzolgronden) gedurende een geschatte periode van 10.000 jaar en (ii) bepaling van het gehalte aan organische anionen en de

flux van bodemwater. De aldus berekende verzuring is opnieuw redelijk overeenkomstig voor de twee methoden en varieert van 0.1-0.7 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$.

2.2 Verzuring door bosgroei en afvoer van hout

De afvoer van hout na het kappen van bos leidt eveneens tot bodemverzuring. Ten eerste worden doordoor de elementen die door de vegetatie zijn opgenomen permanent uit de bodem verwijderd. Dit leidt tot onttrekking van basen aan het bodemsysteem en daarmee tot verzuring. In dit kader kunnen de stikstofhoudende ionen buiten beschouwing worden gelaten omdat die van nature niet in de bodem voorkomen. Alle stikstof die in biomassa accumuleert is uiteindelijk afkomstig vanuit de atmosfeer en bij de transformatie van stikstof uit de atmosfeer naar biomassa vindt netto geen verzuring of ontzuring plaats. Het tweede effect van kappen is dat de mineralisatie van ionen (met name van stikstof tot nitraat, waarbij verzuring optreedt) de opname ervan tijdelijk overtreft. Dit is echter een tijdelijk effect aangezien de hergroei van bos over het algemeen snel is. Een indicatie van dit effect kan worden verkregen uit een aanvoer en afvoer balans van elementen in de strooisellaag van bossen (De Vries & Breeuwsma, 1984, 1985).

De verzuring als gevolg van houtkap kan worden geschat op basis van de afgevoerde hoeveelheid hout en de chemische samenstelling ervan. Hierbij mag uiteraard alleen worden gerekend met dat deel van de boom dat daadwerkelijk uit het bos wordt verwijderd. In Nederland zijn dit uitsluitend de stammen. Element in takken, bladeren en wortels komen weer terug in de bodem door ze laten liggen na de kap.
Schattingen voor de verzuring door houtafvoer liggen rond de 0.5-0.6 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ (De Vries & Breeuwsma, 1985).

Op landbouwgronden kan eveneens een dergelijke schatting worden gemaakt op basis van de afvoer van landbouwgewassen. Een andere mogelijkheid is een schatting op basis van de onderhoudsbekalking. In dat geval wordt echter ook het verzurende effect van overmatige stikstofaanvoer en de bijbehorende nitraatuitspoeling middels kunstmest en dierlijke mest meegenomen. De geschatte uurproductie op basis van de onderhoudsbekalking varieert per grondsoort van ca 5-15 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$. Meer informatie over de achtergrond hiervan en de berekeningen is gegeven in Breeuwsma en de Vries (1984).

2.3 Verzuring door zure depositie

Zure depositie heeft geleid tot een sterke toename van de verzuring door een verstoring van de zwavel en stikstofkringloop. De uitstoot van NO_2 en SO_2 leidt veelal direct in de atmosfeer al tot verzuring via oplossing van gassen in regenwater volgens

$2NO_2 + ½O_2 + H_2O \rightarrow 2HNO_3 \rightarrow 2H^+ + 2NO_3^-$
$SO_2 + ½O_2 + H_2O \rightarrow H_2SO_4 \leftrightarrow 2H^+ + SO_4^{2-}$

Wanneer het gevormde nitraat of sulfaat wordt opgenomen wordt het verzurende effect van NO_2 en SO_2 teniet gedaan omdat nitraat- en sulfaatopname ontzurend is (dit gaat gepaard met OH- vorming).

In geval van ammoniak is er sprake van een indirecte verzuring die pas optreedt als in de bodem nitrificatie optreedt (omzetting van NH_4 naar NO_3) en het gevormd nitraat uitspoelt. In de lucht leidt ammoniak namelijk tot ontzuring als gevolg van de vorming van NH_4, wat veelal associeert met sulfaat (neutralisatie van het gevormde zwavelzuur) volgens:

$NH_3 + H_2O \rightarrow NH_4^+ + OH^-$
$2NH_3 + H_2SO_4 \rightarrow 2\ NH_4^+ + SO_4^{2-}$

Nitrificatie van het gevormde NH_4 in de bodem tot nitraat levert echter 2 maal zo veel zuur op als de vorming van NH_3^+ uit ammoniak volgens:

$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$

en dus geldt:

$NH_3 + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + H^+$

Wanneer het gevormde NH_4^+ niet wordt genitrificeerd maar wel wordt opgenomen is het netto effect van NH_3 nihil omdat ammoniumopname verzurend is (dit gaat gepaard met H^+ vorming). Omgekeerd geldt dat wanneer het gevormde nitraat wordt opgenomen het effect van NH_3 ook nihil is omdat nitraatopname ontzurend is.

Samenvattend kan worden gesteld dat er pas sprake is van verzuring wanneer de ammoniuminvoer groter is dan de ammoniumafvoer en wanneer de nitraat en sulfaatinvoer kleiner is dan de nitraat en sulfaatafvoer. Op basis van een aanvoer-afvoer balans van SO_4, NO_3 en NH_4 kan derhalve de bodemverzuring als gevolg van zure depositie worden gekwantificeerd in?bossen (De Vries & Breeuwsma, 1984, 1985). De potentiële verzuring door atmosferische depositie kan eenvoudig worden geschat op basis van de totale zwavel en stikstofdepositie gecorrigeerd voor de depositie aan basische kationen. Als het gaat om de actuele verzuring kan een redelijke schatting worden gemaakt door te veronderstellen dat: (i) zwavel zich gedraagt als een tracer (wat op het ecosysteem komt, komt er ook weer uit), (ii) dat stikstof voor een deel (veelal variërend van ca 20-80%) wordt vastgelegd en (iii) dat stikstof het systeem altijd verlaat als nitraat. Voor een onderbouwing van die veronderstelling wordt ook verwezen naar paragraaf 3.2, waar element budgetten van sulfaat en stikstof zijn gegeven.

In de tachtiger jaren schatten Van Aalst en Diederen (1982) de gemiddelde jaarlijkse potentiële verzuring door atmosferische depositie op 5.8 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$, met een bijdrage van 45% door SO_2 en 55% door NO_x en NH_3. Uitgaande van een gemiddelde vastlegging van stikstof van 75% (zie ook paragraaf 3.2.1) komt dit neer op een actuele verzuring (in de zin van afname van basenvoorraad) van 0.45 x 5.8 + 0.55x 5.8 x 0.25 is 3.7 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$. Daarbij dient echter wel bedacht te worden dat

de ophoping aan stikstof van gemiddeld 2.1 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ feitelijk ook een vorm van verzuring is omdat de opgehoopte stikstof later weer vrij kan komen en uitspoelen als nitraat en zo alsnog verzurend kan werken. In de milieubalans van 2003 (RIVM, 2003) is aangegeven dat de landelijk gemiddelde zure depositie in 2001 op natuur 3000 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ (2750-3250) bedroeg, waarbij de bijdrage van stikstof dominant is, namelijk 2150 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ (1900-2400). Dat komt nu dus neer op een bijdrage van ca 28% door SO_2 en 72% door NO_x en NH_3. Uitgaande van een vergelijkbare stikstofvastlegging van 75% leidt dit tot een actuele verzuring van gemiddeld ca 1.4 $kmol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$.

In Tabel 1 is een overzicht gegeven van de bijdrage van zure depositie aan de bodem in vergelijking met de eerder gemaakte schattingen voor natuurlijke oorzaken en landgebruik. Daarbij is aangenomen dat: (i) landbouw of natuur geen verschil maakt waar het gaat om natuurlijke verzuring, (ii) kalkrijkdom geen verschil maakt waar het gaat om landgebruik en (iii) beiden geen verschil maken waar het gaat om zure depositie. Dit zal niet geheel juist zijn. Met name de natuurlijke verzuring van kalkloze landbouwgronden ligt waarschijnlijk hoger dan die van natuur omdat de pH hoger is en zure depositie is wat hoger op natuur (vooral bossen) dan landbouwgronden maar het is dan ook bedoeld als een orde van grootte schatting. De range in zure depositie heeft vooral betrekking op het verschil tussen actuele en potentiële verzuring.

Tabel 1 Mediaanwaarden van de totale atmosferische depositie, uitspoeling en budgetten (depositie minus uitspoeling) van sulfaat en stikstof in 147 Nederlandse bosopstanden op zandgrond in het jaar 1990.

Landgebruik	Type systeem	Natuurlijke verzuring	Land gebruik	Zure depositie	
				1980	2000
Natuur	Kalkloos	0.1-0.7	0.5-0.6	3.7-5.8	1.4-3.0
	Kalkrijk	8-16	0.5-0.6	3.7-5.8	1.4-3.0
Landbouw	Kalkloos	0.1-0.7	5-15	3.7-5.8	1.4-3.0
	Kalkrijk	8-16	5-15	3.7-5.8	1.4-3.0

Uit de resultaten blijkt dat in de tachtiger jaren de potentiële verzuring van de bodem onder natuur voor ca. 80-90% veroorzaakt werd door zure depositie. Momenteel is dat nog ca. 65-80%. Als het gaat om de actuele verzuring was het ca. 75-85% en momenteel is dat waarschijnlijk nog maar ca. 50-80%. In landbouwgronden en kalkrijke gronden is de bijdrage van zure depositie aan de verzuring veel kleiner. Deze bedroeg destijds ca. 25-50% op landbouwgrond en 20-30% op kalkrijke grond en momenteel is dat ongeveer gehalveerd. Zure depositie heeft derhalve alleen op kalkloze natuurlijke gronden een dominante bijdrage aan de verzuring.

3 Effecten van verzuring

De verzuring van het milieu, met inbegrip van grootschalige luchtverontreiniging heeft ook effecten op de luchtkwaliteit en daarmee op de menselijke gezondheid, op gewassen, op gebouwen en monumenten en op de emissies of vastlegging van broeikasgassen. Naast de effecten op luchtkwaliteit zijn er effecten van verzuring op de bodem en waterkwaliteit en de biodiversiteit van terrestrische en aquatische ecosystemen. Verzurende stoffen dringen via bladeren en wortels in planten en bomen, waardoor deze vatbaarder worden voor ziekten. Zure depositie tast ook rivieren en meren aan, en uiteindelijk de dieren die er in leven of uit drinken, door hogere zuur- en aluminium concentraties. Daarnaast tast verzuring het grondwater aan. En omdat twee derde van het Nederlandse drinkwater uit de grond komt, bedreigt het de volksgezondheid. In de tachtiger en aan het begin van de negentiger jaren is onder de noemer van 'zure regen' zeer veel onderzoek verricht naar de relatie tussen de emissie en de depositie van zwavel en stikstofverbindingen en de verzurende en vermestende effecten daarvan op bodem en waterkwaliteit en de daaraan gerelateerde effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen.

Effecten van "verzuring" op luchtkwaliteit en de menselijke gezondheid is gegeven in paragraaf 3.1. In paragraaf 3.2 wordt een overzicht gegeven van de effecten van verzuring op de bodem en waterkwaliteit en in paragraaf 3.3 van de effecten op de biodiversiteit van terrestrische en aquatische ecosystemen.

3.1 Effecten op luchtkwaliteit

De effecten van de uitstoot van zwaveldioxide (SO_2), stikstofoxiden (NO_x) en ammoniak (NH_3) op volksgezondheid en materialen (gebouwen en monumenten) vallen slechts deels onder het begrip verzuring. Met name bij volksgezondheid gaat het niet zozeer om het effect van verzuring maar van luchtverontreiniging. Daarbij zijn vooral ook ozon en fijn stof van belang

3.1.1 Zwaveldioxide

Ontstaan
Zwaveldioxide (SO_2) is het belangrijkste verbrandingsproduct van zwavel in lucht. Het komt met name vrij bij het verbranden van zwavelhoudende fossiele brandstoffen, zoals sommige soorten aardolie, bruinkool of steenkool en is een van de belangrijkste componenten van luchtvervuiling en smog. Het vormt in lucht in aanwezigheid van vocht en andere verbindingen makkelijk zwaveltrioxide of SO_3, een verbinding waaruit zich in water zwavelzuur vormt. Zwaveldioxide komt verder bij veel vulkanen uit de grond.

Effecten op volksgezondheid
In de jaren 50-60 van de vorige eeuw waren de zwaveldioxide (SO_2) concentraties zo hoog dat deze effecten bij mensen veroorzaakten, zoals de Londen smog, waarbij duizenden doden te betreuren vielen (zie Hoofdstuk 1). Sindsdien is de luchtkwaliteit in steden sterk verbeterd en zwaveldioxide veroorzaakt alleen lokaal nog problemen na uitstoot, onder andere ademhalingsmoeilijkheden, oogirritatie, longproblemen, en zelfs overlijden van mensen. Ook in lage concentraties werkt SO_2 overigens al vrij sterk irriterend op de longen. Desondanks zijn de gezondheidseffecten van SO_2 in Nederland vrijwel verwaarloosbaar ten opzichte van de hierna genoemde stoffen.

Effecten op korstmossen
Korstmossen zijn erg gevoelig voor SO_2 en het al dan niet aanwezig zijn van bepaalde soorten kan als biologische meetmethode voor de mate van luchtvervuiling worden gebruikt. De hoge luchtconcentratie aan SO_2 in Nederland in de zestiger en zeventiger jaren heeft destijds geleid tot een enorme verarming van de op bomen groeiende kostmossen (epifyten). De verarming was zo groot dat hier en daar sprake was van 'epifytenwoestijnen', gebieden waar de korstmossen helemaal van de bomen verdwenen waren. Al in het begin van de tachtiger jaren is een proces van geleidelijk herstel op gang gekomen doordat de luchtconcentraties van SO_2 voor sommige soorten onder de toxische niveau's zijn gedaald. Momenteel komen korstmossen op bomen weer aanzienlijk meer voor dan in de jaren tachtig (Aptroot et al., 1998).

Effecten op materialen en gebouwen
Zuren, waaronder zwavelzuur, tasten sommige materialen aan, waaronder steensoorten (vooral de poreuze, zoals zandsteen en kalksteen), metalen, verf en plastics. Ook cultuurgoederen (beelden, glas-in-loodramen en bijvoorbeeld kerken) beschadigen hierdoor. Zuren reageren met deze materialen. Stenen lossen hierdoor op, terwijl metalen gaan roesten. Ook kunnen stenen barsten omdat het aanwezige calciumoxide (CaO) wordt omgezet in calciumsulfaat ($CASO_4$) wat een groter volume heeft.

3.1.2 Stikstofoxiden en ammoniak

Ontstaan
Stikstofoxiden (NO en NO_2) ontstaan onder meer bij verbranding van fossiele brandstoffen, door reactie van stikstof met zuurstof uit de lucht. Ze worden voor ongeveer de helft veroorzaakt door het wegverkeer. De rest komt uit elektriciteitscentrales, de industrie en huishoudens. Ammoniak is een belangrijk bestanddeel van dierlijke mest. De stof ontsnapt uit de stallen van landbouwbedrijven of komt na het uitrijden van mest over het land in het milieu terecht.

Effecten op volksgezondheid
Stikstofoxiden zijn gassen die in hoge concentraties een verstikkende werking kunnen hebben. Stikstofoxiden kunnen smog veroorzaken in stedelijke gebieden. Dit is een tijdelijke ophoping van luchtverontreinigingen, die merkbaar is door een deken

van donkere mist in de lucht. NO is op zichzelf niet schadelijk maar het reageert met hemoglobine, wat leidt tot metahemoglobine wat dodelijk kan zijn. NO_2 is echter schadelijker, en kan ook bij een voortdurende lage dosis effecten hebben. Zo kan continue blootstelling aan lage NO_2 concentraties leiden tot hoesten, hoofdpijn, oogirritatie, verminderde eetlust, maagproblemen en effecten op de longen (WHO, 2003). De belangrijkste gezondheidsrisico's bestaan uit ademhalingsproblemen, schade aan longweefsel en voortijdig overlijden. Vooral mensen met aandoeningen van de luchtwegen (Cara) hebben last van NO_x. Kleine deeltjes kunnen diep doordringen in de gevoelige delen van de longen en kunnen ademhalingsziektes verergeren zoals chronische bronchitis, astma en longemfyseem, en kunnen bestaande hartklachten verergeren (Spannhake et al., 2002). De huidige WHO richtlijnen voor NO_2 zijn 200 $\mu g.m^{-3}$ op 1-uur basis en een jaarlijks gemiddelde waarde van 40 $\mu g.m^{-3}$. In Nederland zijn de jaarlijks gemiddelde NO_2 concentraties de afgelopen jaren met ca 3% per jaar afgenomen tot een huidige waarde van 31 $\mu g.m^{-3}$ gemiddeld over het land, wat beneden de limiet van 40 $\mu g.m^{-3}$ ligt. In de nabijheid van wegen overschrijden jaarlijks gemiddelde NO_2 concentraties deze limiet echter op grote schaal. Uitgedrukt in wegkilometers nam de overschrijding af van ca 3500 km in 1990 tot ca 1800 km in 2002. Meer dan 70% van die kilometers ligt rond de vier grote steden (Buijsman, 2004). In de laatste jaren is de gemiddelde NO_2 concentratie niet verder afgenomen.

Effecten op planten

Naast effecten op de volksgezondheid kan NO_x ook effecten hebben op de gezondheid van gewassen en van natuurlijke vegetaties. Bij lage concentraties kan NO_x de groei bevorderen maar bij verhoogde concentraties aan NO_x wordt de plantengroei geremd en kunnen gewassen zelfs afsterven, (cf. Van der Eerden et al., 1998, WHO, 2000). De effecten op landbouwgewassen kunnen tot een significante oogstreductie leiden, wat een behoorlijk nadeel oplevert voor de landbouw (Van der Eerden & Duym, 1988). Verder kan het tot schade aan de bosvitaliteit leiden. Natuurlijke vegetaties zijn gevoeliger voor zowel NO_x als NH_3 dan landbouwgewassen. Door een gebrek aan voldoende experimentele gegevens is het echter niet mogelijk om verschillende kritische waarden af te leiden voor natuurlijke vegetaties en landbouwgewassen (cf. WHO, 2001).

Effecten op materialen en gebouwen

De nadruk voor wat betreft het effect van luchtverontreiniging op materialen en gebouwen ligt naast zwavel verbindingen met name op stikstofoxiden vanwege de verzurende werking. Zo kan NO_x tot een sterke aantasting van kalksteen leiden, wat een probleem is bij sommige cultuurgoederen. Ammoniak kan echter ook corrosief werken bij sterk verhoogde concentraties in de atmosfeer. Ammonium zouten, zoals NH_4NO_3 en $(NH_4)_2SO_4$ kunnen nitrificeren in zandsteen en kalksteen van gebouwen en beelden, waardoor salpeterzuur word gevormd die de kalk oplost. Dit proces is bijvoorbeeld gedemonstreerd door Keuken et al. (1990) die onderzoek uitvoerde aan een oud kerkgebouw in Schagen in Nederland. Verder kan ammoniak tot corrosie leiden van koper, tin en zink, expansie van rubber en kan het negatieve effecten hebben op beton wanneer er tevens sprake is van hoge concentraties aan CO_2. Verder zijn vrijwel alle soorten plastic gevoelig voor ammoniak (Erisman, 2000).

Effecten op klimaat

NO_x reageert met ammoniak, vocht en andere verbindingen en vormt HNO_3 en gerelateerde deeltjes (aerosolen of fijn stof). De vorming van aerosolen uit NO_x en NH_3 hebben een koelende werking in de atmosfeer, omdat zij het directe zonlicht terugkaatsen. Daarnaast kan een verhoogde stikstofdepositie op bossen, als gevolg van een verhoogde NO_x en NH_3 emissie, tot een toename in de bosgroei leiden wat een verhoogde vastlegging van CO_2 tot gevolg heeft. Dit effect kan deels teniet worden gedaan door een verhoging van de uitstoot van lachgas. Om het geïntegreerde effect van verhoogde toevoer van N depositie op de totale broeikasgasemissie te illustreren zijn door De Vries et al. (2007) berekeningen uitgevoerd. Hierbij is de broeikasgasemissie vanuit het areaal bos in Europa onder invloed van de huidige N depositie vergeleken met een verhoogde N depositie. Hieruit blijk dat het positieve effect van verhoogde CO_2 vastlegging ca 10 maal zo hoog is als het negatieve effect van een verhoogde lachgasuitstoot (De Vries et al., 2007). Samengevat lijkt de invloed van de uitstoot van NO_x en NH_x op het klimaat dus gunstig te zijn.

3.1.3 Ozon

Ontstaan

Ozon ontstaat van nature in de atmosfeer onder invloed van elektrische ontladingen (zoals tijdens onweer) en door ultraviolette straling van de zon in de bovenste lagen van de atmosfeer (de stratosfeer). Op deze hoogte is ozon een zeer gewenst gas, omdat het daar de schadelijke ultraviolette straling van de zon tegenhoudt ('de ozonlaag'). De afbraak van de ozonlaag hoog in de atmosfeer wordt o.a. veroorzaakt door cfk's uit spuitbussen en koelkasten en door halonen en methylbromide. Door afbraak van de ozonlaag bereikt meer ultraviolette straling van de zon de aarde. Mensen kunnen daar huidkanker en oogziekten van krijgen. Ook plankton heeft er sterk van te lijden, en daardoor ook andere zeedieren die plankton eten. Onder invloed van zonlicht gaan koolwaterstoffen en koolmonoxide chemische reacties aan met stikstofoxiden waardoor onder andere ozon ontstaat.

Het teveel aan ozon op lagere hoogte ontstaat door reactie van stikstofoxiden en koolwaterstoffen, afkomstig van verkeer en industrie, met zuurstof, onder invloed van zonlicht (Chameides et al., 1994). Verhoogde ozonconcentraties laag in de dampkring tast bij mensen en dieren het longweefsel aan en bij planten remt het de groei en beschadigt het de bladeren. Ozon draagt ook bij aan het broeikaseffect.

Effecten op volksgezondheid

Hoge ozonconcentraties op lagere hoogte zijn ook de oorzaak van zomersmog. Ozon is irriterend voor de ogen en de luchtwegen. Inademing van het gas kan longoedeem veroorzaken en op astma lijkende reacties teweeg brengen. De stof kan effecten hebben op het centraal zenuwstelsel, met als gevolg hoofdpijn, verzwakte waakzaamheid en prestaties (WHO, 2003). Teveel ozon in de lagere luchtlagen (zomersmog) is vooral schadelijk voor mensen met problemen aan de luchtwegen (astma en cara patiënten). Kinderen die leven in gebieden met hoge O_3 concentraties

hebben 40% meer kans om astma te krijgen (McConnell et al., 2002), een ziekte die in vele gebieden in de wereld toeneemt, ondanks de verbeterde medicatie. De EU richtlijn van 120 $\mu g.m^{-3}$ (8-uur gemiddelde wat niet meer dan 25 dagen per jaar mag worden overschreden) is in het landelijk gebied de afgelopen jaren zelden overschreden in Europa. In 1999 werd echter een derde van de stedelijke bevolking blootgesteld aan overschrijdingen van die limiet gedurende meer dan 30 dagen per jaar. De meeste overschrijdingen komen voor in Centraal en Zuid Europa.

Effecten op planten

Ook planten hebben last van verhoogde ozonconcentraties. De oogst van maïs, aardappelen en tomaten kan wel 10% minder zijn. In de literatuur zijn verscheidene ozon impact studies te vinden gericht op de kwantificering van: (i) effecten van ozon op (semi) natuurlijke vegetaties, (ii) opname van ozon door planten in samenhang met aspecten als relatieve luchtvochtigheid en temperatuur om na te gaan wat het areaal is waar sprake is van risico's en (iii) economische consequenties van de effecten van ozon op de gewasopbrengst (Bunte et al., 1998; Van der Eerden et al., 1998). Effecten zijn met name goed te relateren aan een zogenaamde AOT40, wat staat voor geaccumuleerde ozon concentratie boven een grenswaarde van 40 $\mu g/m^3$ gedurende het groeiseizoen (Führer et al., 1997). Monitoring van de effecten van ozon vind plaats in de context van een internationaal meetnet op het gebied van vegetatie. Daaruit blijkt dat negatieve effecten op natuurlijke vegetaties en landbouwgewassen door heel Europa voorkomen en toenemen. Zo wordt zelfs een afname in gemiddelde gewasopbrengst van 30% in 2010 voorspeld (relatief?) ten opzichte van 1990. Kritische waarden voor ozon worden regelmatig overschreden op ca ¾ van de meetpunten (Karlsson et al., 2003).

3.1.4 Fijn stof

Ontstaan

Fijn stof wordt mede gevormd door de uitstoot van zwavel- en stikstof oxiden. Deze oxiden vormen in de atmosfeer aerosolen. Dit zijn kleine zwevende stofdeeltjes, die voornamelijk uit water bestaan. Zij zijn verantwoordelijk voor de heiigheid boven gebieden met veel industrie. Luchtconcentraties in Nederland zijn voor 15% toe te schrijven aan binnenlandse, door de mens veroorzaakte emissies. De buitenlandse bijdrage is circa twee keer zo hoog. De rest is afkomstig van natuurlijke bronnen (zoals zeezout en bodemstof) of is onbekend. Nederland behoort in Europa echter wel tot de grootste vervuiler per oppervlakte-eenheid. Hierdoor is Nederland netto exporteur van fijn stof: onze export is driemaal zo hoog als de import vanuit het buitenland (Buijsman et al., 2005).

Effecten op volksgezondheid

Epidemiologisch onderzoek heeft aangetoond dat blootstelling aan fijn stof in de buitenlucht is geassocieerd met een groot scala aan gezondheidseffecten (Brunekreef & Holgate, 2002). De gezondheidsschade uit zich onder andere in vervroegde sterfte, toename in ziekenhuisspoedopnames voor hart- en luchtwegaandoeningen, luchtwegklachten en functiestoornissen. Er is in epidemiologische studies geen

drempelwaarde voor de effecten van fijn stof waargenomen. Daarom wordt aangenomen dat er geen buitenluchtconcentratie is waar beneden geen gezondheids-effecten meer gevonden worden. Ook bij de concentratieniveaus van fijn stof beneden de huidige grenswaarden in de buitenlucht zijn gezondheidseffecten waargenomen. Het gezondheidsrisico is groter bij ouderen en personen met hart-, vaat- of longaandoeningen.

Recent is door het MNP het document "fijn stof, nader bekeken"uitgebracht waarin in kort bestek "de stand van zaken in het dossier fijn stof" uiteen is gezet (Buijsman et al., 2005). Uit deze studie blijkt dat fijn stof dat als gevolg van kortdurende blootstelling jaarlijks enige duizenden mensen een geringe levensduurverkorting ondervinden. Er zijn aanwijzingen dat het effect van langdurige blootstelling veel groter is. Uit metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit blijkt overigens dat de fijn stof concentratie in Nederland in de afgelopen 10 jaar (tussen 1992 en 2003) met 25% is afgenomen met gemiddeld 1 $\mu g/m^3$ per jaar. Dit komt doordat er in Nederland al veel maatregelen, zoals de overschakeling van olie op aardgas, genomen zijn. Uit metingen en modelberekeningen blijkt overigens dat in beperkte mate overschrijding van de grenswaarde voor de jaargemiddelde concentratie (40 $\mu g/m^3$) voorkomt (Buijsman, 2004). De grenswaarde voor de daggemiddelde concentratie (niet meer dan 35 dagen per jaar overschrijding van een daggemiddelde concentratie van 50 $\mu g/m^3$) wordt echter in grote delen van Nederland overschreden (Buijsman et al., 2005). Aan beide grenswaarden moeten vanaf 1 januari 2005 alle lidstaten van de Europese Unie voldoen. Hierdoor komen nieuwe ruimtelijke ontwikkelingen zoals woningbouw en infrastructuurprojecten in het gedrang en zijn de maatschappelijke gevolgen ingrijpend.

3.2 Effecten op bodem en grondwaterkwaliteit

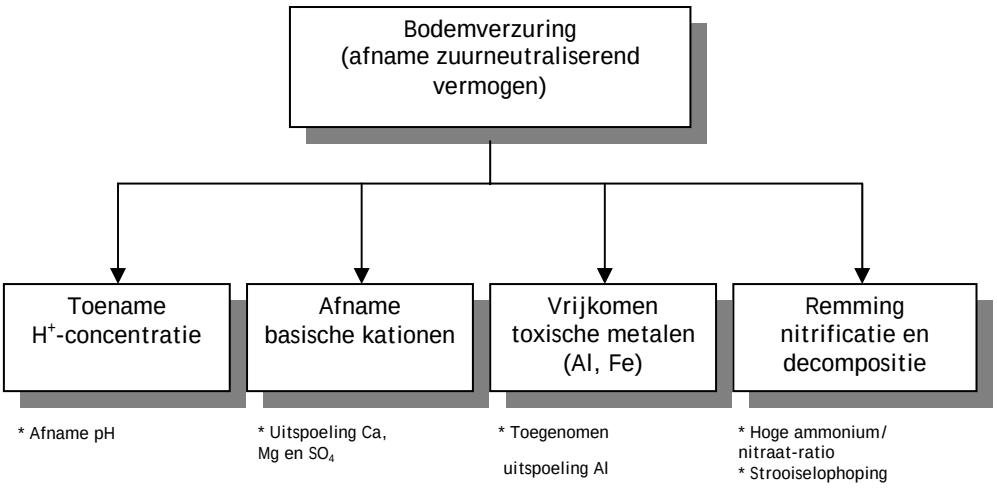
Verhoogde zwavel en stikstofdepositie leidt ook tot ingrijpende effecten op de bodem en waterkwaliteit. In het navolgende wordt afzonderlijk ingegaan op de effecten op de kwaliteit van bodem, bodemvocht en grondwaterwater.

3.2.1 Bodemverzuring en elementbudgetten

Bodemverzuring

Verzuring van de bodem is een langetermijnproces dat veroorzaakt kan worden door de toevoer van zure of verzurende stoffen uit de atmosfeer. Dit gecompliceerde proces kan afhankelijk van de bodemsamenstelling leiden tot verlies van buffercapaciteit, een lagere pH, verhoogde uitspoeling van kationen (Ca, Mg of K), verhoogde concentraties aan toxische metalen (vooral Al) en veranderingen in de verhouding tussen nitraat en ammonium in de bodem (Ulrich, 1983; De Vries et al., 1995c). In bodems met het pH-bereik van ca 4 - 6 wordt de toevoer van zuur (H^+, protonen) voornamelijk gebufferd via omwisseling met kationen (vooral Ca^{2+}) die gebonden zijn aan het bodemadsorptie complex (o.a. Ulrich, 1983; De Vries, 1994). Gedurende die uitputting van Ca en andere kationen aan het bodemadsorptie complex, door een continue aanvoer van zuur, daalt de pH. In een bodem zal

voortgaande verzuring dus leiden tot een pH-daling en een verhoogde uitspoeling van voedingsstoffen als kalium, calcium en magnesium. Hierdoor kunnen planten gebrekverschijnselen gaan vertonen. In sterk verzuurde gronden, wat voor de meeste bos- en natuurgronden in Nederland geldt, kan ook mobilisatie van aluminium optreden wat potentieel giftig is. Dit proces treedt vooral op bij een pH < 4. Ook de beschikbaarheid van giftige zware metalen, zoals cadmium neemt bij lagere pH sterk toe (Figuur 1). Zoals eerder aangegeven in Hoofdstuk 2 wordt bodemverzuring door zure depositie met name bepaald door de aan en afvoer van SO_4, NH_4 en NO_3 (paragraaf 2.3. In onderstaande worden daarom enkele voorbeelden gegeven van berekende invoer-uitvoer budgetten voor zwavel en stikstof.



Figuur 1 Overzicht van factoren die in de bodem veranderen bij het proces van verzuring.

Elementbudgetten op nationale en Europese schaal

Invoer-uitvoer budgetten voor stikstof, zwavel, basen en aluminium hebben het inzicht verhoogd in de mate van uitspoeling of accumulatie van zwavel en stikstof in de bodem enerzijds en de daaraan gepaarde mobilisatie van voedingstoffen (Ca, Mg, K) en aluminium anderzijds. Reeds aan het begin van de tachtiger jaren zijn invoer-uitvoer budgetten bepaald voor intensief doorgemeten bosopstanden en wel

- Winterswijk: monitoring van een eiken beuken opstand in de periode 1979-1986,
- Hackfort: monitoring van een eiken berken opstand in de periode 1981-1987,
- Tongbersven en Gerritsfles: monitoring van grove dennen opstanden in de periode 1983-1987,
- Buunderkamp: monitoring van een eikenopstand in de periode 1988-1989,
- Leuvenum: monitoring van een Douglas spar opstand in de periode 1989-1990.

Resultaten van die monitoring in termen van elementbudgetten zijn samengevat in De Vries et al. (1995b). De gemiddelde depositie en uitspoeling van SO_4, NH_4, NO_3 en totaal N in tien intensief gemonitorde opstanden is gegeven in Tabel 2.

Tabel 2 Gemiddelde depositie en uitspoeling van SO_4, NH_4, NO_3 en totaal N in tien intensief gemonitorde bossen tussen 1981 and 1990 en in 150 bosopstanden in 1990.

Type onderzoek	Flux ($kmol_c\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)							
	SO_4		NH_4		NO_3		N	
	in	uit	in	uit	in	uit	in	uit
Intensief (10)	2.77	2.69	2.98	0.12	0.87	1.78	3.85	1.90
Extensief (147)	1.74	1.77	3.19	0.13	0.97	0.70	4.16	0.83

Hieruit blijkt dat vrijwel alle zwavel die het bodemsysteem binnenkomt dit ook weer verlaat. Stikstof wordt echter in veel sterkere mate vastgelegd. Dit geldt met name voor NH_4 wat vrijwel niet uitspoelt omdat het ofwel wordt opgenomen of omgezet in nitraat. Stikstof verlaat het systeem dus vooral in de vorm van nitraat. Soortgelijke resultaten blijken uit balans berekeningen op basis van 147 minder intensief doorgemeten bosopstanden in de negentiger jaren, zoals aangegeven in Tabel 2 en verder uitgesplitst per boomsoort in Tabel 3.

Tabel 3 Mediaanwaarden van de totale atmosferische depositie, uitspoeling en budgetten (depositie minus uitspoeling) van sulfaat en stikstof in 147 Nederlandse bosopstanden op zandgrond in het jaar 1990.

Boomsoort	Aantal plots	SO_4 flux ($kmol.ha^{-1}.yr^{-1}$)			N flux ($kmol.ha^{-1}.yr^{-1}$)		
		Depositie	Uitspoeling	Budget	Depositie	Uitspoeling	Budget
Grove den	43	2.01	2.00	0.012	4.09	0.89	3.20
Douglas spar	15	2.65	2.493	0.15	5.03	1.89	3.15
Fijnspar	15	1.80	1.82	-0.024	4.51	0.45	4.06
Corsicaanse den	15	1.93	1.92	0.02	4.95	1.16	3.80
Lariks	16	1.29	1.02	0. 24	3.21	0.65	2.56
Eik	29	1.28	1.77	-0.49	3.43	0.46	2.97
Beuk	14	1.40	1.42	-0.012	3.47	0.35	3.13
Alle	147	1.74	1.77	-0.029	4.16	0. 83	3.33

Hoewel de bijdrage van stikstof aan de totale zuurbelasting beduidend hoger is dan die van zwavel is toch de bijdrage van stikstof aan de actuele verzuring van de bodem lager dan van zwavel. Evenals in de intensief gemeten opstanden geldt gemiddeld dat de uitspoeling uit de bosbodem even groot is als de belasting vanuit de atmosfeer, terwijl stikstof in hoge mate wordt vastgelegd.

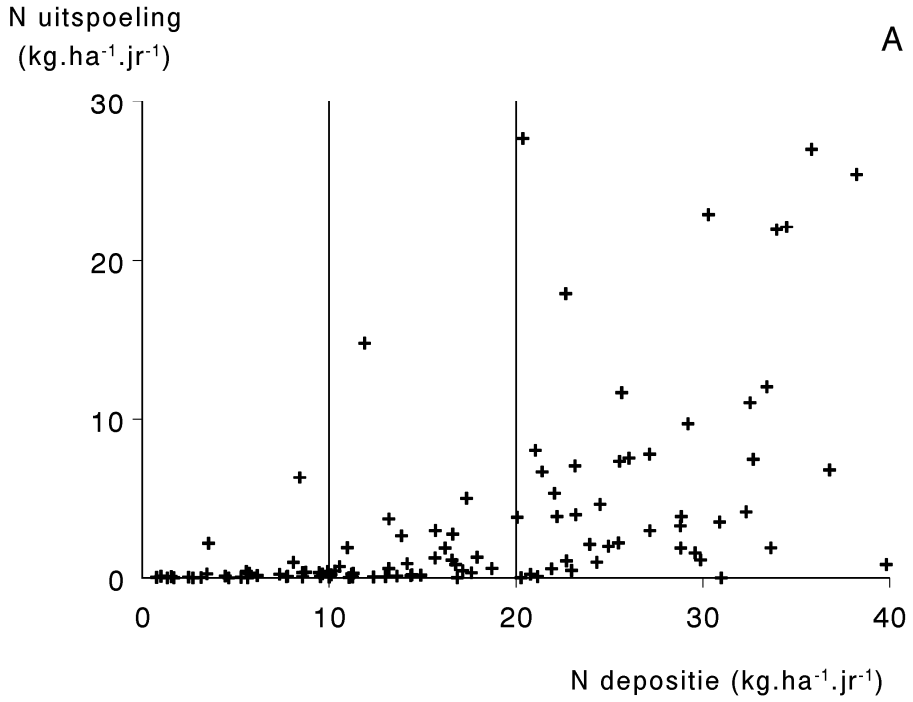
Dit type onderzoek is later opgepakt in Europees verband binnen de zogenaamde ICP level II plots (zie paragraaf 4.1.2 over meetnetten). Een voorbeeld van resultaten daarvan is gegeven in Tabel 4, waarin mediaanwaarden zijn gegeven van de toevoer en afvoer van zwavel (sulfaat) en stikstof voor 121 bosopstanden in Europa.

Tabel 4 Mediaanwaarden van de totale atmosferische depositie, uitspoeling en budgetten (depositie minus uitspoeling) van sulfaat en stikstof in de periode 1995-1998.

Boomsoort	Aantal plots	SO_4 flux ($kg.ha^{-1}.yr^{-1}$)			N flux ($kg.ha^{-1}.yr^{-1}$)		
		Depositie	Uitspoeling	Budget	Depositie	Uitspoeling	Budget
Grove den	29	8.3	3.2	3.5	10	0.10	9.8
Fijnspar	51	11	9.4	0.26	17	1.6	15
Eik	15	10	16	-4.1	13	3.0	9.6
Beuk	20	10	9.7	-0.35	19	1.9	14
Overig	6	8.1	9.4	0.45	12	0.76	11
Alle bomen	121	9.5	8.1	0.34	14	0.84	12

Hieruit blijkt dat de mediaanwaarde voor de toevoer aan stikstof middels atmosferische depositie ruim anderhalf maal zo groot is als van zwavel terwijl de uitspoeling bijna tien maal zo laag is. De mediaanwaarde voor de budgetten (depositie min uitspoeling) van sulfaat blijkt bijna nul te zijn (invoer is ongeveer gelijk aan afvoer) terwijl die voor stikstof bijna gelijk is aan de toevoer (Tabel 4: NB: bedenk dat mediaan van budget niet gelijk is aan verschil in mediaan depositie en uitspoeling; dat geldt alleen bij gemiddelden). Meer informatie is gegeven in De Vries et al. (2003a).

Resultaten over de relatie tussen N-uitspoeling en N-depositie voor deze bosopstanden laten zien dat de uitspoeling van totaal N vrijwel verwaarloosbaar is beneden een N-depositie van 10 kg.ha^{-1}.yr^{-1} (Figuur 2). Hetzelfde geldt voor nitraat, die de N-uitspoeling domineert. Deze resultaten zijn in overeenstemming met bevindingen uit de literatuur (Dise et al., 1998; Gundersen et al., 1998). Stikstofuitspoeling begint op te treden bij een N belasting van ca 10 kg.ha^{-1}.jr^{-1}, althans in gronden met C/N verhoudingen in de organische laag beneden de 30. Bij N-deposities tussen 10 en 20 kg.ha^{-1}.yr^{-1}, is de uitspoeling van N in het algemeen verhoogd, hoewel lager dan de depositie, wat wijst op vastlegging op deze plots. Bij een N-toevoer boven 20 kg.ha^{-1}.yr^{-1}, is de N-uitspoeling veelal sterk verhoogd. Bij dit depositieniveau is tevens een verhoogde stress voor droogte, vorst, ziekten en plagen te verwachten en een verhoogde kans op verstoring van de nutriëntenbalans. Koolstofvastlegging in de bodem en in bomen neemt echter toe met de N depositie.



Figuur 2 Relatie tussen de uitspoeling van N onder bossen en de totale N-depositie op 68 bosopstanden in Europa (Bron: De Vries et al., 2003a).

3.2.2 Bodemvochtkwaliteit

Het begrip bodemvochtkwaliteit is een synoniem voor de chemische samenstelling van het bodemvocht. In deze paragraaf worden ter illustratie van de effecten van zure depositie op het bodemvocht resultaten gegeven voor de negentiger jaren van Belangrijke bodemvochtparameters die verzuring of eutrofiëring indiceren. Informatie over trends in de bodemvochtkwaliteit sinds de negentiger jaren is gegeven in paragraaf 4.2.

belangrijke bodemvochtparameters die verzuring of eutrofiëring indiceren zijn respectievelijk de aluminium- en de nitraatconcentratie. Met betrekking tot de verzuring zijn ook de pH en de sulfaatconcentratie interessant. Resultaten van de eerder genoemde 147 bosopstanden in de negentiger jaren laten zien dat (De Vries & Leeters, 2001) dat:

- de SO_4 concentraties hoger zijn dan de NO_3 concentraties. Dit geeft aan dat SO_4 een dominante rol speelt in de bodemverzuring.
- de NO_3 concentratie veelal hoger is dan de streefwaarde voor de drinkwater kwaliteit van 25 $mg.l^{-1}$ (0.4 $mol_c\ m^{-3}$), maar lager dan de norm van 50 $mg.l^{-1}$ (0.8 $mol_c\ m^{-3}$).
- het verschil tussen de boven- en ondergrond klein is, met uitzondering van de pH-waarden die in de ondergrond duidelijk lager zijn.
- de Al concentratie voornamelijk boven de kritische waarde van 0.2 $mol_c\ m^{-3}$ ligt. Literatuur gegevens hierover doen vermoeden dat bij hogere concentraties het milieu voor de boomwortels toxisch wordt.

De verschillende bodemvochtparameters worden voornamelijk beïnvloed door de boomsoort. Tabel 5. De laagste pH waarden en de hoogste Al en SO_4 concentraties zijn te vinden onder opstanden van fijnspar en Douglas spar. De hoogste pH waarden en de laagste Al concentraties komen voor onder eik en beuk. Opstanden met Corsicaanse den, grove den en Japanse lariks zitten daar tussenin. De verschillen tussen de boomsoorten worden waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in droge depositie en evapotranspiratie. Deze nemen toe in de volgorde loofbomen, dennen, sparren.

Tabel 5 Mediaanwaarden van belangrijke bodemvochtparameters in de minerale bovengrond van 147 bosopstanden op kalkloze zandgrond

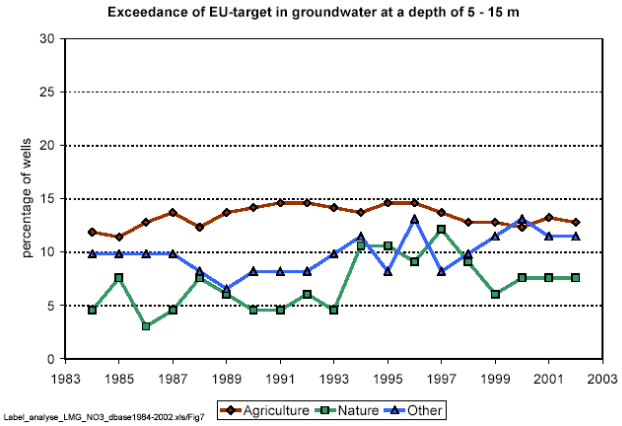
Boomsoort	pH	Concentraties ($mol_c.m^{-3}$)			Ratio's ($mol.mol^{-1}$)		
		Al	SO_4	NO_3	Al/Ca	Al/(SO_4+NO_3)	NH_4/K
Eik	3.69	0.41	0.85	0.57	0.63	0.24	0.53
Beuk	3.77	0.44	0.63	0.20	1.17	0.53	0.64
Corsicaanse den	3.69	0.62	0.80	0.27	1.27	0.49	1.19
Grove den	3.61	0.70	0.97	0.47	1.07	0.46	1.01
Japanse larix	3.60	0.74	1.02	0.62	1.17	0.51	1.67
Douglas	3.41	1.56	2.19	1.07	1.34	0.48	2.56
Fijnspar	3.43	1.09	2.02	0.49	1.42	0.44	2.52
Alle bomen	3.60	0.64	0.99	0.53	1.09	0.45	1.13

Tabel 5 geeft ook informatie over de Al/Ca en de Al/(SO_4+NO_3) ratio. Dit zijn eveneens belangrijke bodemvochtkarakteristieken die een indicatie geven van respectievelijk de mate waarin aluminium de zuurtoevoer buffert en de mogelijke schadelijke gevolgen van aluminium De mediaanwaarde van de Al/(SO_4+NO_3) ratio ligt rond de 0.45. Dit geeft aan dat Al-mobilisatie een belangrijke rol speelt bij de zuurneutralisatie. De NH_4/NO_3 ratio (niet in Tabel 5 opgenomen) is veelal lager dan 1.0. De Al/Ca ratio was in de negentiger jaren meestal hoger dan 1.0, welke als een kritieke waarde wordt beschouwd. De relatief lage Al/Ca ratio's in Tabel 5 zijn het gevolg van de relatief hoge Ca concentraties. Waarschijnlijk worden deze hoge concentraties veroorzaakt door een hoge Ca toevoer vanuit de atmosfeer. Bekalking en of bemesting van de opstanden in het verleden kan ook een rol spelen. Aangezien aluminium giftig is voor de zeer fijne haarwortels heeft dit schadelijke effecten. Op de effecten van aluminium op wortels wordt nader ingegaan in paragraaf 3.3.1.

3.2.3 Grondwaterkwaliteit

Evenals bodemvochtkwaliteit is het begrip grondwaterkwaliteit een synoniem voor de chemische samenstelling van het grondwater. In deze paragraaf wordt uitsluitend ingegaan op de negatieve effecten van verhoogde nitraat en aluminium concentraties in het grondwater. Op basis van gezondheidscriteria zijn er normen voor drinkwater- en grondwater kwaliteit vastgesteld. Om grondwater zonder extra zuivering te gebruiken als drinkwater dienen de aluminium- en nitraatconcentraties lager te zijn dan resp. 0,02 $mol_c.m^{-3}$ en 0,8 $mol_c.m^{-3}$ (= 50 mg $NO_3.l^{-1}$). Verder wordt er gestreefd naar een nitraatconcentratie van ten hoogste 0,4 $mol_c.m^{-3}$ (25 $mg.l^{-1}$). Deze normen zijn met name gerelateerd aan een maximaal toelaatbaar geacht risico voor de ziekte van Alzheimer (aluminiumnorm) en ademhalingsproblemen door nitrietvergiftiging (nitraatnorm). Bij concentraties boven de 50 mg $NO_3.l^{-1}$ kunnen zich bovendien vruchtbaarheidproblemen voordoen (Kramer et al., 1996) en bestaat er een verhoogde kans op blaas- en baarmoederkanker en Lymfklierkanker (Weyer et al., 2001). Er zijn ook aanwijzingen dat nitraat in drinkwater met name het risico op darmkanker vergroot. Miljoenen mensen in het landelijk gebied van Europa pompen zelf ongezuiverd en nitraatrijk drinkwater op. Aangezien deze mensen mogelijk een verhoogd risico lopen, lijkt aanpak van teveel nitraat in het grondwater gerechtvaardigd. Hoewel er in sommige groenten veel nitraat voorkomt, worden die niet schadelijk bevonden. In groenten en fruit zitten namelijk ook antioxidanten, die juist op een natuurlijke wijze darmkanker bestrijden (Van Grinsven et al., 2006).

Een overmaat van stikstofdepositie op bossen en natuur leidt tot uitspoeling van aluminium en nitraat. In grote delen van Nederland wordt de drinkwaternorm voor nitraat overschreden en dit is niet beperkt tot landbouwgebieden. Hoge nitraat concentraties komen ook voor onder natuurgebieden. Vooral onder bossen, die veelal een hogere N belasting hebben gecombineerd met een lage denitrificatie en een laag neerslagoverschot (De Vries et al., 1995c). Dit is geïllustreerd in Figuur 3 (Bron: Fraters et al., 2004).



Figuur 3 Overschrijding van de EU grenswaarde van 50 mg.l^{-1} voor nitraat in grondwater op een diepte van 5-15 m voor de periode 1984-2002 (Bron: Fraters et al., 2004).

3.3 Effecten op terrestrische en aquatische ecosystemen

De verhoogde toevoer van stikstof en zwavel en de bijbehorende vermesting (eutrofiëring) en verzuring heeft ook sterke gevolgen voor terrestrische en aquatische ecosystemen. De effecten op natuur door verzurende depositie uit de atmosfeer kunnen grofweg onderscheiden worden in directe, veelal aan de luchtconcentratie gerelateerde effecten en indirecte, veelal via de bodem verlopende, effecten. Voorbeelden van directe effecten zijn de achteruitgang van korstmossen en de beschadiging van naalden en bladeren bij hoge concentraties zwaveloxiden. Het laatste is in Nederland zelden voorgekomen. Over trends in korstmosvegetaties in relatie tot zwaveloxiden wordt ingegaan in paragraaf 4.4.1.

Voorbeelden van de effecten van verhoogde N depositie in bossen betreft o.a. een onbalans in nutriënten door verhoogde N gehalten in bladeren en bodemvocht, bodemverzuring (aluminium uitspoeling) door verhoogde nitraat concentraties en een verhoogde stress voor droogte, vorst, ziekten en plagen. Daarnaast kan er een verandering (vermindering) in de diversiteit aan plantensoorten in bossen en andere terrestrische en aquatische systemen optreden. Enkele voorbeelden van dergelijke effecten worden hieronder geïllustreerd. Terzijde zij opgemerkt dat een veranderende chemische samenstelling van de leefomgeving en een verandering van de vegetatiesamenstelling ook nadelige invloed kan hebben op het voorkomen van diersoorten. In oppervlaktewateren verdwijnen bij verzuring (pH kleiner dan 5) bijvoorbeeld alle vissen en amfibieën, mede door het vrijkomende aluminium dat hun eieren aantast. In deze bijdrage wordt daarop niet verder ingegaan.

3.3.1 Voedingshuishouding en vitaliteit van bossen

Effecten op de voedingshuishouding

Stikstofdepositie kan resulteren in een onbalans in de verhouding van stikstof ten opzichte van andere voedingsstoffen zoals magnesium en kalium. Inzicht in de

invloed van stikstofdepositie op de nutriëntenbalans van bossen is verkregen op basis van gegevens over de chemische samenstelling van bladeren en de totale N depositie voor meer dan 100 bosopstanden in Europa (zogenaamde level II plots: zie paragraaf 4.1.2). Ranges in de N depositie op deze plots met een gebalanceerde en een ongebalanceerde verhouding aan K, Ca of Mg ten opzichte van N zijn gegeven in Tabel 6. Informatie over de criteria voor het onderscheid tussen gebalanceerde en ongebalanceerde verhoudingen zijn gegeven in Fluckiger & Braun (2003). Het aantal plots met een ongebalanceerde voeding is ongeveer gelijk aan die met een gebalanceerde voeding (57 van de 109 plots als alle nutriënten in ogenschouw worden genomen). Uit de resultaten blijkt dat de N depositie op plots met een ongebalanceerde verhouding hoger is (mediaan van 21 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ met een range van 8-34 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$) dan op de plots met een ongebalanceerde verhouding (mediaan van 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ met een range van 2-32 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$). De resultaten suggereren dat een ongebalanceerde voeding vrijwel niet voorkomt bij een N depositie van ca 10-15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$.

Tabel 6 Ranges in N depositie op 109 Intensieve Monitoring plots in Europa met een gebalanceerde en een ongebalanceerde ratio van K, Ca of Mg ten opzichte van N.

Element	N depositie ($kg.ha^{-1}.jr^{-1}$)							
	Ongebalanceerd				Gebalanceerd			
	Aantal plots	50%	5%	95%	Aantal plots	50%	5%	95%
P	46	21	6.9	34	63	11	1.5	34
K	15	23	14	37	94	14	1.7	33
Ca	4	28	20	35	105	16	1.9	34
Mg	24	22	11	35	85	13	1.7	33
Alle	57	21	7.8	34	52	9.6	1.4	32

Effecten op gevoeligheid voor plagen, vorstschade

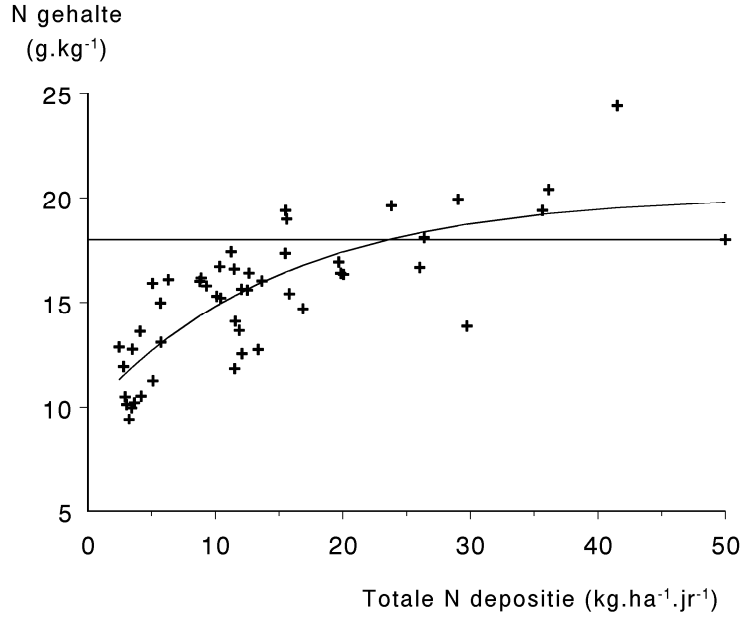
In bossen, waar de stikstofbeschikbaarheid veelal een beperkende factor is voor groei, zal een toegenomen beschikbaarheid van stikstof allereerst tot een toename van houtproductie leiden (Spiecker et al., 1996). In de literatuur zijn relaties gevonden tussen stikstofgehalten, dan wel de verhouding tussen stikstof en overige nutriënten (in het bijzonder fosfor, magnesium en kalium) en de groei van bomen. Op basis hiervan zijn gehalten en verhoudingen afgeleid voor een optimale boomgroei (Van den Burg, 1988). Voor de vitaliteit van bomen hoeven deze gehalten echter niet optimaal te zijn. Zo kunnen verhoogde stikstofgehaltes in naalden of bladeren leiden tot (i) een toename voor de stressgevoeligheid voor vorst (Aronsson, 1980), (ii) een verhoogde aantasting door schimmels, bacteriën, virussen en/of insecten (Roelofs et al., 1985) en (iii) een toename van de bladgroei ten opzichte van de wortelgroei, waardoor de kans op droogteschade toeneemt (De Visser, 1994). Daarnaast kunnen verhoogde stikstofgehaltes in naalden of bladeren o.a. leiden tot een toename van de stressgevoeligheid voor vorst (Aronsson, 1980) en een verhoogde aantasting door schimmels, bacteriën, virussen en/of insecten (Van Dijk et al., 1992).

In gebieden met een sterk verhoogde stikstofbelasting zijn in het verleden toenames van insectenplagen vastgesteld. In de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw was in die gebieden (met name in Brabant) dan ook een hoge boomsterfte als gevolg van een

verstoorde mineralenbalans en daaraan gerelateerde schimmelinfecties (Roelofs et al., 1985). Dat die verhoogde stikstofgehalten samenhangen met een verhoogde stikstof depositie is in verscheidene onderzoeken onomstotelijk vastgesteld. Als voorbeeld is in Figuur 4 een empirische relatie gegeven tussen stikstofdepositie en stikstofgehalte in de naalden van grove den op 68 intensief doorgemeten bosopstanden in Europa (De Vries et al., 2003a). In de figuur is ook een lijn met stikstofgehalte van 1.8% (18 $g.kg^{-1}$) in de naalden gegeven wat in de literatuur soms als kritisch wordt aangemerkt (Aronsson, 1980).

Effecten op wortels en daarmee de gevoeligheid voor droogteschade

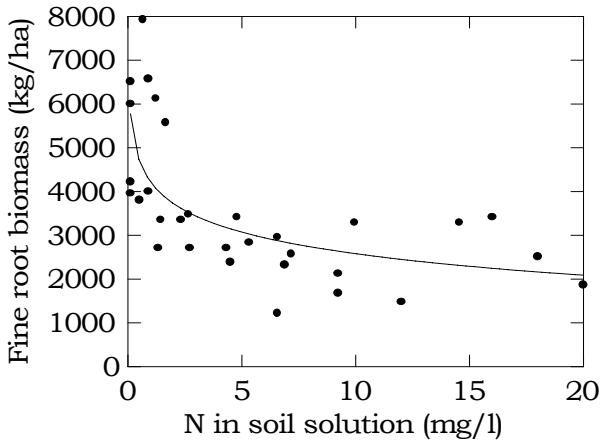
Door bodemverzuring kunnen negatieve effecten op de zeer fijne haarwortels optreden waardoor de kans op droogteschade toeneemt. Met name een verhoogde concentratie aan aluminium heeft schadelijke effecten.



Figuur 4 Relatie tussen het stikstofgehalte in de naalden van grove den en de stikstofdepositie(gecorrigeerd voor bladopname) op 68 bosmonitoring plots in Europa (Bron: De Vries et al., 2003a).

De wortelgroei wordt ongunstig beïnvloed indien de concentraties aan basische kationen (met name de voedingsstoffen Ca, Mg en K) in het bodemvocht laag worden en de concentratie van het toxische aluminium te hoog wordt. Uit laboratoriumexperimenten is gebleken dat de verhouding van aluminium en basische kationen(Al/(Ca+Mg+K)-verhouding) samenhangt met het optreden van schadelijke effecten op wortelgroei (Sverdrup & Warfvinge, 1993). De verhouding waarbij schadelijke effecten optreden verschilt per planten- en boomsoort en is bijvoorbeeld laag voor dennen, heide en gras en vrij hoog voor eik, beuk en douglas. De wortelgroei wordt ook ongunstig beïnvloed indien de concentratie aan stikstof in het bodemvocht hoger wordt. Matzner en Murach (1995) vonden bijvoorbeeld dat de fijne wortel biomassa van zaailingen van een fijnspar significant afneemt wanneer de

concentratie aan anorganisch N (de som van NO_3 en NH_4) in bodemvocht toeneemt boven de 2 mg $N.l^{-1}$ (Figuur 5).



Figuur 5 Fijne wortelbiomassa van fijnspar in relatie tot de stikstofconcentratie in bodemvocht (Bron: Matzner & Murach, 1995).

Combinatiestress

Samenvattend kan worden gesteld dat de effecten van zure depositie op de vitaliteit van bosecosystemen een gevolg is van combinatiestress. Als gevolg van de toevoer van verzurende stoffen kan de chemische bodemsamenstelling veranderen. Verzuring van de bodem kan leiden tot een geringere beschikbaarheid van voedingsstoffen (m.n. fosfaat en basische kationen zoals kalium, calcium en magnesium). Het kan daarnaast resulteren in een verhoogde concentratie in het bodemvocht van giftige stoffen als aluminium en zware metalen, met als mogelijk gevolg *vergiftigingsschade* bij flora en (bodem)fauna en *wortelaantasting*. Een verslechtering van de *nutriënten voorziening* met een toename van giftige stoffen kan de vitaliteit van bomen en bossen aantasten. Daarnaast kan een verhoogde stikstofbeschikbaarheid en de afnemende vitaliteit door verzuring leiden tot een toegenomen gevoeligheid voor andere stressfactoren zoals plagen en vorst- of droogteschade.

3.3.2 Diversiteit aan plantensoorten in terrestrische ecosystemen

Door verhoogde toevoer en accumulatie van stikstofverbindingen zal de beschikbaarheid van stikstof geleidelijk toenemen. Dit leidt tot verdringing van karakteristieke soorten door concurrentie met stikstofminnende of nitrofiele soorten. Een groot deel van de soorten in half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen is immers aangepast aan lage stikstofbeschikbaarheid in de bodem (Ellenberg, 1988). Verhoogde toevoer van stikstof zal met name in matig voedselrijke systemen een drastische afname in soortendiversiteit kunnen veroorzaken (Bobbink et al., 1998). Vooral op arme bodems (zandgronden) leidt stikstofdepositie tot verschuivingen in de flora en uitspoeling van nitraat naar grondwater. Op zeer voedselarme bodems kan het aantal soorten bij verhoogde toevoer wel toenemen, maar de oorspronkelijke

en karakteristieke vegetatie die aan de extreme situatie was aangepast, verdwijnt wel. De verzuringseffecten van stikstof spelen eveneens mee, in die zin dat zuur resistente plantensoorten dominant worden ten koste van andere soorten.

Uit een veelheid van waarnemingen en experimenten blijkt dat toename van stikstofbeschikbaarheid door depositie van stikstof grote invloed heeft op de soortensamenstelling en biodiversiteit van (half)natuurlijke vegetaties (Bobbink et al., 1998). Verhoogde depositie van stikstof resulteert in een achteruitgang van relatief zeldzame plantensoorten (heide, vele kruiden) aangepast aan omstandigheden met lage stikstofbeschikbaarheid, terwijl meer algemenere stikstofminnende soorten (zoals grassen, bramen en brandnetels) in aantal toenemen, waardoor de biodiversiteit afneemt. Ongewenste vergrassing van heidesystemen en verruiging van duingraslanden en kalkgraslanden zijn voorbeelden van verstoring van de soortensamenstelling van ecosystemen. Kalkgraslanden zijn of waren zeer soortenrijke graslandvegetaties, die in Nederland alleen voorkomen in Zuid-Limburg op droge hellingen waar het kalkgesteente dicht bij het oppervlak komt. Gebleken is dat een grassoort, gevinde kortsteel (Brachypodium pinnatum) sterk toeneemt bij verhoogde N-toevoer en dat daardoor veel kenmerkende plantensoorten verdwenen zijn. Een samenvatting van de effecten van N-verbindingen op (half-)natuurlijke ecosystemen in Nederland is gegeven in Tabel 7. Voor meer informatie wordt verwezen naar Achermann & Bobbink (2003).

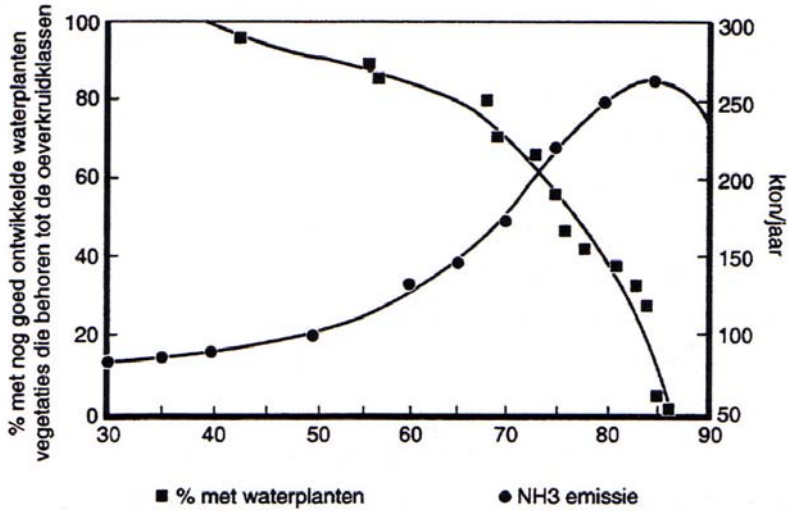
Tabel 7 Samenvatting van de effecten van N-verbindingen op (half-)natuurlijke ecosystemen in Nederland (naar Achermann & Bobbink, 2003)

Ecosysteem	Effect
Bosecosystemen	
Acidofiele naaldbossen	Veranderingen in de ondergroei & mycorrhiza-paddestoelen; verhoogde uitspoeling
Acidofiele loofbossen	Veranderingen in ondergroei & mycorrhiza-paddestoelen
Kalkrijke bossen*	Veranderingen in ondergroei
Acidofiele bossen*	Veranderingen in ondergroei en uitspoeling
Broekbossen	Door hoge denitrificatie N-toevoer weinig of geen invloed
Heiden	
Laagland droge heide	Overgang van heide naar grassen; functionele veranderingen (strooiselproductie; N ophoping)
Laagland natte heide	Overgang van heide naar grassen.; N ophoping
Soortenrijke graslanden / Heischrale graslanden	Achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Graslanden	
Kalkgraslanden	Verhoogde mineralisatie, N ophoping en uitspoeling; toename hoge grassen, verandering diversiteit
Droge duingrasl. (kalkarm)	Vergrassing, achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Droge duingrasl. (kalkrijk)	Vergrassing, N accumulatie
Overige graslanden	Toename hoge grassen, verandering diversiteit
Natte ecosystemen	
Hoogvenen	Achteruitgang kenmerkende mossen, toename van grasachtigen en N ophoping
Ondiepe meren	Achteruitgang isoëtide plantensoorten, verzuring; ammoniumtoxiciteit
Mesotrofe (tril)veenvegetaties	Toename hoge grasachtigen, afname diversiteit

3.3.3 Diversiteit aan plantensoorten in aquatische ecosystemen

Zwak gebufferde wateren

In het Nederlandse landschap komen op veel plaatsen zwak gebufferde wateren, waaronder vennen, wielen, plassen en poelen, voor. Het merendeel hiervan bevindt zich in het midden, zuiden en oosten van ons land, en in de duinen ten noorden van Bergen. Deze wateren zijn van origine veelal hydrologisch geïsoleerd of gevoed door lokaal kwelwater, vaak ondiep (< 3 m) en relatief klein (< 100 ha). De waterlaag is voedselarm en niet of maar weinig gebufferd. Hierdoor zijn ze zeer gevoelig voor verzuring en vermesting. Veel van deze wateren behoren wat dit betreft tot de meest gevoelige ecosystemen van Europa en ze zijn daardoor in West-Europa zeer zeldzaam geworden. Kenmerkend voor deze wateren zijn Littorelletea-vegetaties met veel waterplanten die alleen voorkomen onder voedselarme omstandigheden, zoals Oeverkruid (Littorella uniflora), Waterlobelia (Lobelia dortmanna), Drijvende waterweegbree (Luronium natans), en Biesvaren-soorten (isoëtiden) (o.a. Roelofs, 1986; Arts, 1990; Schaminée et al., 1992). Meer dan 70% van deze kenmerkende waterplanten staat op de rode lijst van bedreigde soorten. De bedreiging en achteruitgang kan geïllustreerd worden door het feit dat Oeverkruid tussen 1900-1950 op meer ca. 400 plaatsen in Nederland voorkwam, en in de jaren tachtig op nog maar ca. 60 (Arts, 1990; Otte & van Dam, 1996). Er bestaat een correlatief verband tussen de afname van goed ontwikkelde waterplantenvegetaties van zwak gebufferde wateren en de toename van de ammoniakemissies in Nederland (Figuur 6). Dit alles suggereert dat atmosferische depositie van N van belang is bij de waargenomen achteruitgang.



Figuur 6 De afname van goed ontwikkelde waterplantenvegetaties van zwakgebufferde wateren welke in 1986 verzuurd waren en het verloop van de ammoniakemissies in Nederland (Bron: Arts, 1987).

De effecten van atmosferische N-depositie op zwak gebufferde wateren zijn in Nederland intensief bestudeerd via veldwaarnemingen en experimenten. In het begin van de tachtiger jaren zijn ongeveer 70 wateren onderzocht, waarvan bekend was dat

er in de vijftiger jaren nog een goed ontwikkelde isoëtide waterplanten vegetatie aanwezig was. In wateren waar deze planten nog steeds groeiden (17 van de 70), was de waterlaag zwak gebufferd en zeer arm aan N (Roelofs, 1983; Arts, 1990). Verder bleek dat de N-niveaus in het water hoger waren op locaties waar de plantensoorten verdwenen waren, vergeleken met situaties waar nog de karakteristieke vegetatie werd aangetroffen (Roelofs, 1983). Gebaseerd op een inventarisatie in de periode 1990-2000 (Arts et al., 2002) is verder gevonden dat 70% van de vennen in Nederland NH_4 concentraties (maar ook sulfaat) hebben die boven de normen liggen volgens de Europese kader richtlijn water. In 44% van de vennen is in 2000 nog steeds sprake van het ontbreken van karakteristieke plantensoorten. De situatie is het slechtst in Zuid Nederland, waar sprake is van de hoogste ammoniak depositie.

Stromende wateren

Aan de effecten voor stromende wateren in Nederland is weinig aandacht besteed, hoewel een aantal van deze wateren juist gelegen is op en langs de hogere zandgronden van Nederland, die zeer gevoelig zijn voor verzuring en eutrofiëring. Om hierover inzicht te verkrijgen is eind tachtiger jaren - begin negentiger jaren onderzoek gedaan naar vooral op de Veluwe gelegen sprengenbeken en bronnetjes waar directe invloed van uitgespoelde meststoffen uit landbouwgebied vrijwel is uitgesloten (Meinardi, 1988; Van Dam et al., 1993). Uit de resultaten blijkt dat de abiotische omstandigheden in deze sprengenbeken en bronnen in de laatste 20 jaar duidelijk verslechterd zijn: het water is zuurder en minder gebufferd en de nitraatgehaltes zijn sterk gestegen. Dit is iets wat overigens op veel plaatsen in ondiep grondwater onder natuurterreinen ook wordt gevonden (o.a. Boumans & Beltman, 1991). Gezien de stijgende nitraatconcentraties in het water moet gevreesd worden dat N-gelimiteerde bronvegetaties en de oever- en ondiepe watervegetaties stroomafwaarts in deze wateren steeds meer gaan verruigen.

Een aanwijzing voor N-verrijking is ook al te zien bij vergelijking van oude (voor 1960) en recente vegetatieopnames in deze brongebiedjes. In recent materiaal worden steeds meer N-indicerende planten (o.a. Grote brandnetel (Urtica dioca) en Ruw beemdgras (Poa trivialis)) genoemd, die vroeger vrijwel nooit in deze vegetaties aanwezig waren (Siebum et al., 1995).

4 Monitoring van trends in zure depositie en effecten van verzuring

Industrie, boeren en consumenten zijn de afgelopen jaren geconfronteerd met maatregelen om de emissie te verminderen en daardoor depositie en andere effecten tegen te gaan. De vraag doet zich nu voor wat de inspanningen om de emissie van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak terug te brengen hebben opgeleverd. In welke mate is de depositie afgenomen en heeft er herstel van de kwaliteit van bodem en grondwater en van ecosystemen plaatsgevonden? In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op trends in zure depositie en effecten van verzuring. Allereerst wordt stilgestaan bij de meetnetten voor de depositie en effecten van verzuring (paragraaf 4.1). Vervolgens komen de trends in de: (i) emissie en depositie van zwavel en stikstof (paragraaf 4.2), (ii) chemische kwaliteit van bodem, bodemvocht en grondwater (paragraaf 4.3) en (iii) het herstel (of juist het gebrek aan herstel) van terrestrische en aquatische ecosystemen (paragraaf 4.4) aan de orde.

4.1 Meetnetten voor depositie en effecten van verzuring

Internationaal effectenonderzoek is nodig voor de wetenschappelijke en technische ondersteuning van het multilaterale beleid binnen de Conventie betreffende grensoverschrijdende luchtverontreiniging over lange afstand (CLRTAP) van de UNECE en de EU (zie paragraaf 6.1). De Conventie geeft aan dat onderzoek (monitoring) verricht moet worden naar de effecten van luchtverontreinigende stoffen op het milieu, de landbouw, bosbouw, natuurlijke vegetaties en materialen. Resultaten van het onderzoek worden ook gebruikt voor de ondersteuning van het EU-beleid inzake de luchtkwaliteit. Daartoe is het onderzoek ondergebracht in zes zogenaamde International Cooperative Programmes (ICP's) die per receptorcategorie zijn gericht op het meten, modelleren en in kaart brengen van effecten van luchtverontreiniging.

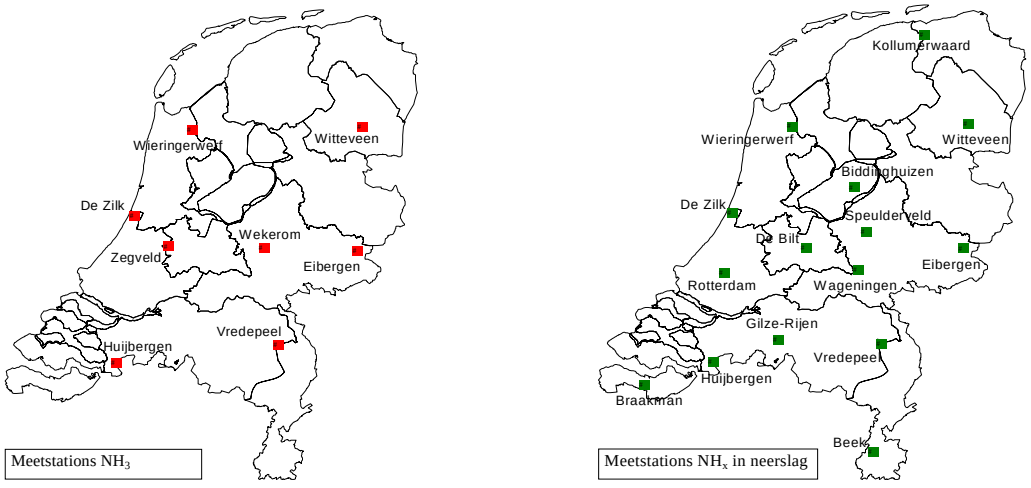
Er bestaan vier ICP's die gericht zijn op het monitoren van effecten van luchtverontreiniging op natuurlijke systemen en wel natuurlijke vegetaties en gewassen (ICP Vegetation), bossen (ICP Forests), rivieren en meren (ICP Waters), en ecosystemen (ICP Integrated Monitoring). In alle deelnemende landen hebben de ICP's zogenaamde National Focal Points. Nederland heeft in het verleden een bijdrage geleverd aan al deze ICPs, maar op dit moment is die bijdrage beperkt tot het ICP forests. In Sanders en de Vries (2004) is een overzicht gegeven van het werk dat onder verschillende ICP's (met name binnen Europa) wordt gedaan en tot welke resultaten dit op Europese schaal heeft geleid. In dit kader wordt uitsluitend aandacht besteed aan het nog steeds lopende monitoringprogramma voor bossen, waar deels ook sprake is van metingen in bodem en bodemwater zoals hieronder beschreven.

4.1.1 Meetnet Luchtkwaliteit

Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) bestaat uit 48 meetlocaties verspreid over heel Nederland. Op iedere meetlocatie is een meetbehuizing opgesteld waarin zich één of meerdere meetopstellingen bevinden. Deze meetopstellingen (totaal ca. 240 in het LML) meten concentraties van verontreinigde stoffen in lucht en regenwater. De metingen dienen ter toetsing van de luchtkwaliteit aan gestelde normen, ter ondersteuning van de algemene beschrijving van de luchtkwaliteit op nationale, regionale en lokale schaal (samen met modellen) en voor het geven van informatie over perioden met verhoogde luchtverontreiniging (smog). Sommige meetlocaties van het LML zijn ook onderdeel van internationale meetnetten. Gegevens van deze locaties worden gebruikt voor onderzoek van luchtkwaliteit op internationale schaal. In het LML worden concentraties van 3 groepen van stoffen (componenten) gemeten, te weten:

- Gasvormige componenten, waaronder ozon (O_3), stikstofoxiden (NO, NO_2, NO_x), zwaveldioxide (SO_2), ammoniak (NH_3) en vluchtige organische componenten (VOC)
- Deeltjesgebonden en deeltjesvormige componenten, waaronder fijn stof, verzurende stoffen (ammonium, nitraat, sulfaat) en metalen
- Chemische samenstelling van neerslag, waaronder diverse verzurende componenten metalen en persistente organische componenten.

Niet alle componenten worden op iedere meetlocatie gemeten. Dit hangt af van de meetstrategie die mede wordt bepaald door de informatiebehoefte. Te denken valt hierbij aan de beleidsthema's verzuring, verspreiding en vermesting. Voor sommige componenten (bijv. SO_2, O_3, CO, NO_2, PM10, Benzeen en lood) is er ook een wettelijke (Nationale en/of Europese) meetverplichting. In het LML worden 3 soorten meetlocaties onderscheiden, n.l. regionaal (23), stad (9) en straat (16). In Figuur 7 is de spreiding van de NH_3 meetstations aangegeven die allen onderdeel zijn van het regionale meetnet.



Figuur 7 Meetlocaties van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging (LML) voor NH_3 en voor NH_x in neerslag.

4.1.2 Bosmeetnetten

Bosvitaliteit

Sinds de tachtiger jaren wordt in Europa, waaronder Nederland, systematisch en continu de vitaliteit van bossen gemeten en gerapporteerd. Dit wordt gedaan door instituten van de landen zelf, ondersteund vanuit Brussel en gecoördineerd door ICP Forest dat ressorteert onder de eerder genoemde Conventie van Lange afstand transport van Grensoverschrijdende Luchtverontreiniging (CLTRP). Het EU bosmonitoringprogramma werd in 1987 gestart als reactie op de berichten van massale bossterfte ('Waldsterben') in Duitsland en Scandinavië als gevolg van de 'zure regen'. De UN-ECE had op dat moment al het ICP Forest in het leven geroepen dat een programma gestart was voor grootschalige bosmonitoring. In het bosmonitoringprogramma wordt onderscheid gemaakt in extensieve monitoring op zogenaamde level I plots en intensieve monitoring op zogenaamde level II plots.

Extensieve monitoring van de bosvitaliteit op Level I plots in Europa en Nederland

Binnen het UN-ECE/EU monitoring netwerk wordt op ca 6000 level I plots, die regelmatig over Europa zijn verdeeld op basis van een zestien bij zestien kilometer grid, de ontwikkeling van de vitaliteit van bomen wordt gemeten. Opgenomen worden blad- en naaldbezetting, blad- en naaldverkleuring en aantastingen door schimmels of insecten. De chemische samenstelling van de bodem is eenmalig onderzocht. In Nederland omvat dit 11 bosopstanden die het Nederlandse bos representeren met een dichtheid van één punt per 256 km^2. Jaarlijks wordt aan ICP-Forests gerapporteerd. De 11 plots zijn tussen 1987 en heden jaarlijks aan in totaal ongeveer 230 bomen bemeten. De gemeten bomen zijn representatief voor de belangrijkste boomsoorten op zandgrond (inlandse eik, grove den, Douglasspar). De punten vormen een eigen meetnet en maken geen deel uit van het hierna genoemde Nationaal Meetnet Bosvitaliteit.

Intensieve monitoring van de oorzaken van veranderde bosvitaliteit op Level II plots in Europa en Nederland

Om de oorzaak van veranderingen in bosecosystemen, waaronder de krooncondition, te bepalen wordt in Europa op ca 860 punten het bos intensief bemeten. De verplichte metingen (bosvitaliteit, bodem, bladanalyse, bosgroei en vegetatie) vinden op alle 860 plots plaats. Overige metingen betreffen atmosferische depositie op ca 500 plots (bulk depositie waarvan op ca 300 plots ook doorval) en bodemvocht samenstelling (ca 220 plots). Deze punten zijn zo gekozen dat zij representatief zijn voor de belangrijkste bosecosystemen. Nederland heeft relatief weinig bos, ongeveer 8-10% van het landoppervlak. Als gevolg hiervan heeft Nederland 14 Intensieve Monitoring (Level II) plots en daarop wordt in principe alleen datgene gemeten wat verplicht is (bosvitaliteit, bodem, bladanalyse, bosgroei en vegetatie) en op een deel van de plots de depositie en bodemvochtsamenstelling. Na een jaar depositiemetingen op alle plots (1995/1996) is er voor gekozen om de depositie (bulk depositie en doorval) nog maar op 4 plots te meten met in 2002 een uitbreiding naar een 5e plot. De bodemvochtsamenstelling wordt op drie plots gemeten sinds 2002.

Nationaal Meetnet Bosvitaliteit: bosvitaliteit, bosgroei en chemische samenstelling van bladeren, bodem en bodemwater

In het verleden werd op een veel grotere schaal gemeten in het Nederlandse bos binnen het zogenaamde "Nationale Meetnet Bosvitaliteit". Zo werd tussen 1984 en 1994 jaarlijks de bosvitaliteit opgenomen op 3000 plots. De eerste tien jaar (1984-1994) werd jaarlijks in de helft van de bosopstanden (in totaal 1500) de vitaliteit van bomen gemeten. De meetpunten vormden een systematische steekproef. Opgenomen werden boomsoort, leeftijd, blad- en naaldbezetting en blad- en naaldverkleuring.

In 1995 werd het aantal meetopstanden verder teruggebracht tot 200, voornamelijk gelegen in bossen van economisch belangrijke boomsoorten op zandgrond. Het "Nationale Meetnet Bosvitaliteit" werd ook omgezet in het "Meetnet vitaliteit en verdroging in bossen". De gemeten variabelen werden uitgebreid met kronen-transparantie, boomhoogte, dbh (diameter op borsthoogte) en vegetatieopnamen (soortensamenstelling van de bosondergroei). Eens in de vijf jaar, te beginnen in 1995, zouden verder chemische analyses gemaakt worden van bladeren, naalden, humuslaag, minerale bodem en bodemvocht. Deze chemische variabelen zouden gebruikt gaan worden om de wijzigingen in bosvitaliteit te verklaren. Het Nationaal Meetnet Bosvitaliteit kreeg daarmee een verklarende functie naast de monitorfunctie die het al had. Voor de jaren 1990 (150 plots), 1995 en 2000 zijn gegevens bekend van kronendakbedekking, soortensamenstelling bosondergroei en chemische samenstelling van bladeren, bodem en bodemvocht. Hieraan zijn ook de nodige evaluaties verricht (Hendriks et al., 2000; De Vries & Leeters, 2001; Leeters & de Vries, 2001). Na 2000 zijn er voor het Nationaal Meetnet Bosvitaliteit geen metingen meer uitgevoerd en is het meetnet feitelijk opgeheven (Dirkse et al., 2004b).

4.1.3 Natuur

Het belangrijkste meetnet in het kader van natuur is het Landelijk Meetnet Flora Milieu- en Natuurkwaliteit (LMF M&N, kortweg LMF. Dit meetnet heeft o.a. tot doel om op grond van vegetatieopnamen, landelijke trends in verdroging, verzuring en vermesting in te schatten. Een tweede doel is het signaleren van veranderingen in biodiversiteit. Het volgt daartoe de vegetatie in ongeveer 10.000 permanente kwadraten in natuur en natuurlijke elementen in het landelijk gebied, zoals houtwallen en dijken. In bossen wordt op 3865 punten de vegetatie eens in de vier jaar vastgelegd. Naast het LMF M&N leveren de vogel-, dagvlinder- en paddestoelmeetnetten uit Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) gegevens over de verandering van biodiversiteit van deze groepen in het bos. Dit meetnet wordt gefinancierd door het Milieu- en Natuurplanbureau, VROM en LNV (Dirkse et al., 2004a). Het LMF is sinds 2005 volledig operationeel.

4.2 Trends in emissie en depositie van zwavel en stikstof

4.2.1 Trends in stikstof en zwavelemissie

Trends in Nederland

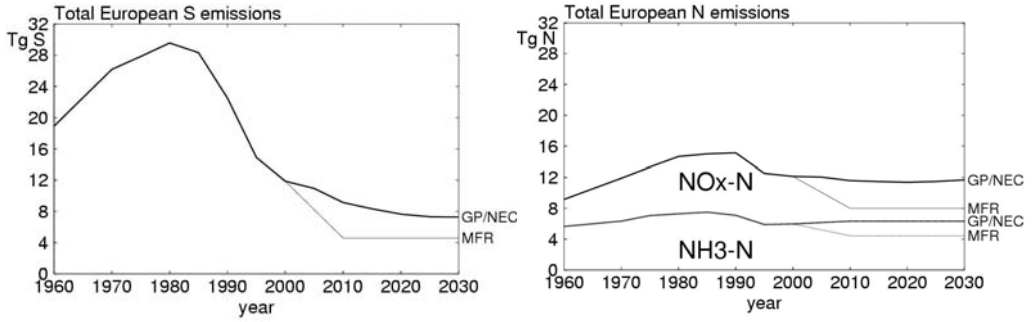
De landelijke emissies van verzurende en vermestende stoffen in de periode 1950-2000 en de NMP4 emissiedoelstellingen voor 2010 zijn gegeven in Tabel 8. De emissies van alle verzurende en vermestende stoffen zijn gedaald. Voor zwaveldioxide is die daling het sterkste en wel met ruim 90% t.o.v. het jaar 1965, waarin de emissie het hoogste niveau (1010 kon) bereikte. Tussen 1980 en 2000 is de afname ongeveer 80%. Voor de emissies van stikstofoxiden en ammoniak is de vermindering ten opzichte van midden jaren tachtig ca. 30%.

Tabel 8 Trends in emissies van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak tussen 1950 en 2000 en de nationale emissiedoelstelling voor 2010 (NMP4; Bron: Thomas et al. (1988) voor data tot 1980 en Van Wee et al. (2001) voor data vanaf 1980).

Jaar	Emissies (kton.jr^{-1})		
	Zwaveloxiden	Stikstofoxiden	Ammoniak
1950	510	175	105
1960	814	250	130
1970	810	410	180
1980	481	585	234
1990	202	574	231
1995	141	484	191
2000	91	421	157
2010	46	231	100

Trends in Europa

In Figuur 8 is een overzicht gegeven van de trends in de atmosferische emissie van zwavel en stikstof in de periode 1960-2000, met tevens voorspellingen voor de periode 2000-2030 uitgaande van emissie reducties op basis van het zogenaamde Gothenburg protocol. Sinds 1980 is in Europa de zwavelemissie met ca. 41% afgenomen. De reductie in de emissie van stikstofoxiden in Europa is ca. 21% in die periode, terwijl de ammoniakemissie nog minder is afgenomen (14%).

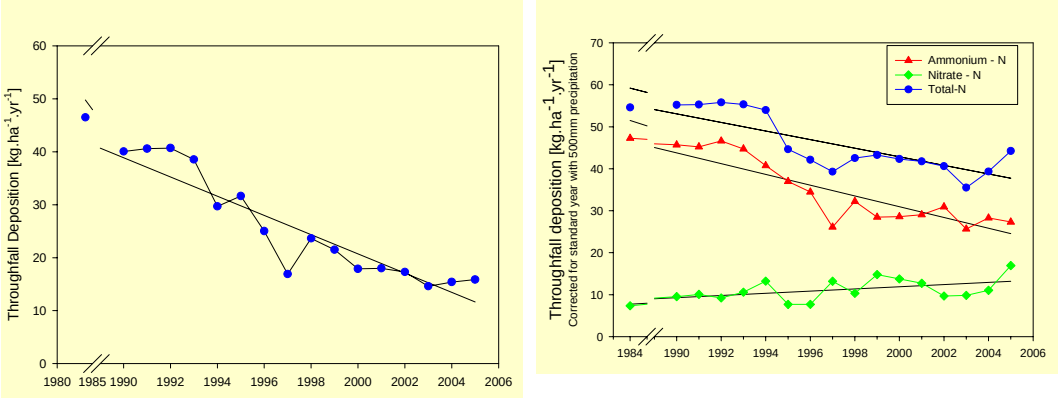


Figuur 8 Trends in de atmosferische emissie van zwavel en stikstof in de periode 1960-2000 en voorspellingen voor de periode 2000-2030 (Bron: De Vries et al., 2003b).

4.2.2 Trends in stikstof en zwaveldepositie

Trends in doorvalmetingen op lokale schaal in Nederland

Doorval van regenwater onder bomen, is een maat voor de bodembelasting van bossen en kan gebruikt worden als maat voor depositie op die bossen indien gecorrigeerd wordt voor kroonuitwisselingsprocessen. Doorval bevat namelijk natte depositie verrijkt met droog gedeponeerd materiaal, maar aan het bladoppervlak vinden uitwisselingsprocessen plaats, waaronder opname van NH_3, waardoor het met name voor stikstof een onderschatting is van de werkelijke depositie. Met name in de tachtiger jaren zijn veel doorvalmetingen uitgevoerd onder tientallen bosopstanden (Houdijk, 1990) maar helaas is er momenteel in Nederland nauwelijks meer sprake van een systematische monitoring van de doorval. Wel is in Ysselstein in Brabant vanaf 1986 tot op heden doorval van regen water onder een grove dennenbos gemeten. De resultaten van de trends in doorval zijn gegeven in Figuur 9 (A.W. Boxman, pers. comm.).



Figuur 9 Trends in doorval van sulfaat, nitraat en ammonium in de periode 1990 –2006 van Ysselstein (Bron: A.W. Boxman, pers. comm)

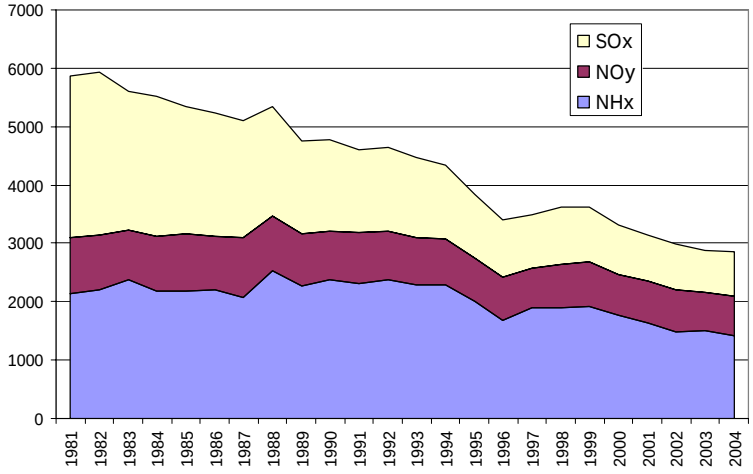
Uit deze figuur blijkt dat er tussen 1986 en ca 2000 sprake is van een zeer sterke afname van zowel de sulfaat (ca 80%) als de ammonium belasting (ca 50%). Sinds 2000 is er geen sprake meer van een afnemende trend. Voor totaal stikstof lijkt die zelfs toe te nemen als gevolg van een toename in de nitraat depositie (Figuur 9). De gevonden afname in de doorval van ammoniak op Ysselstein (ca 50%) is veel groter dan schattingen voor de gehele provincie Noord Brabant (ca 25%), die gebaseerd zijn op model berekeningen door het RIVM. Hierbij spelen lokale factoren een rol. In de nabijheid van de opstand waar de metingen worden uitgevoerd is een grote intensieve veehouderij gevestigd die in de tweede helft van de negentiger jaren een ammoniakwasser heeft geïnstalleerd, waardoor de emissie fors is afgenomen. Hierdoor zijn de metingen niet representatief voor een groter gebied, maar is de trend sterk lokaal bepaald.

Verder is er sinds 1995 sprake van monitoring in een viertal bosopstanden (twee Douglasopstanden, een eiken opstand en een grove dennen opstand) in centraal (Zeist, Speuld, Hardenberg) en noord-oost Nederland (Dwingelo) (Erisman et al., 2001). De doorvalmetingen geven inzicht in de trend in depositie en de bepalende

factoren voor de depositie. Zo laten de resultaten een invloed van boskarakteristieken zoals boomhoogte en kroonbedekking zien op de depositie. Hogere bomen en een grotere kroonbedekking leidt tot een hogere depositie bij een gelijkblijvende atmosferische concentratie. Het verloop van de doorvaldepositie van NH_4, SO_4 en NO_3 op de 4 plots van het bosmeetnet is nogal variabel. Op de plots in Hardenberg en Zeist is sprake van een min of meer constante afname in de concentraties van genoemde stoffen sinds 1995, terwijl er in Dwingeloo en Speuld sprake is van meer variatie waardoor er niet sprake is van een duidelijke trend. De tijdreeks is echter nog te kort om systematische effecten te kunnen aantonen, gegeven de onzekerheid in de doorvalmetingen

Trends in depositieschattingen op landelijke schaal

Uitgebreide metingen in de lucht en regenwater over de periode van 1980-2000 laten een duidelijke daling van de zwaveloxidenconcentratie zien en een lichte daling in de stikstofoxidenconcentraties. De ammoniak- en ammoniumconcentraties in lucht vertonen vanaf 1998 een daling ten opzichte van de beginperiode van de metingen in 1993-1997, de regenwaterconcentraties daarentegen dalen niet of nauwelijks. Helaas zijn er geen lange continue meetreeksen van de droge depositie van deze stoffen zodat geen totaal beeld van de depositiedaling gegeven kan worden. Op landelijke schaal worden de deposities dan ook bepaald uit een combinatie van metingen en modelberekeningen. De landelijke deposities over de periode 1981 – 2004 zijn weergegeven in Figuur 10.



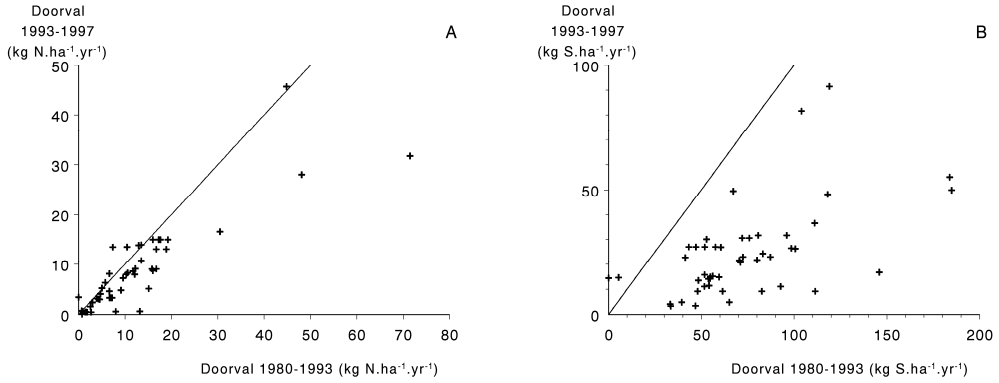
Figuur 10 De depositie van zwaveloxidenverbindingen, SO_x (SO_2 en SO_4^{2-}), stikstofoxiden, NO_y (NO, NO_2 en NO_3^-) en ammoniak en ammonium NH_x (NH_3 en NH_4^+) tussen 1980 en 2004. De deposities zijn bepaald uit een combinatie van metingen en modelberekeningen. (Bron: De Haan et al., 2007).

Uit figuur 10 blijkt dat vooral de depositie van zwaveloxiden zeer sterk afgenomen is (rond de 80%, vergelijkbaar met de afname in de emissies). Dit is deels omdat de emissies in Nederland zelf gedaald zijn maar is ook toe te schrijven aan een daling van de emissies in het buitenland. De reducties in de emissies van stikstofoxiden en ammoniak, die veel kleiner zijn dan de reductie in de zwaveldioxide-emissies, zijn echter minder duidelijk terug te vinden in de deposities. Geschat wordt dat de daling

in de depositie van stikstofoxiden en ammoniak over de periode 1980-2000 rond de 25% ligt. Inmiddels levert NH_x de grootste bijdrage aan zowel de vermestende als de potentieel zure depositie.

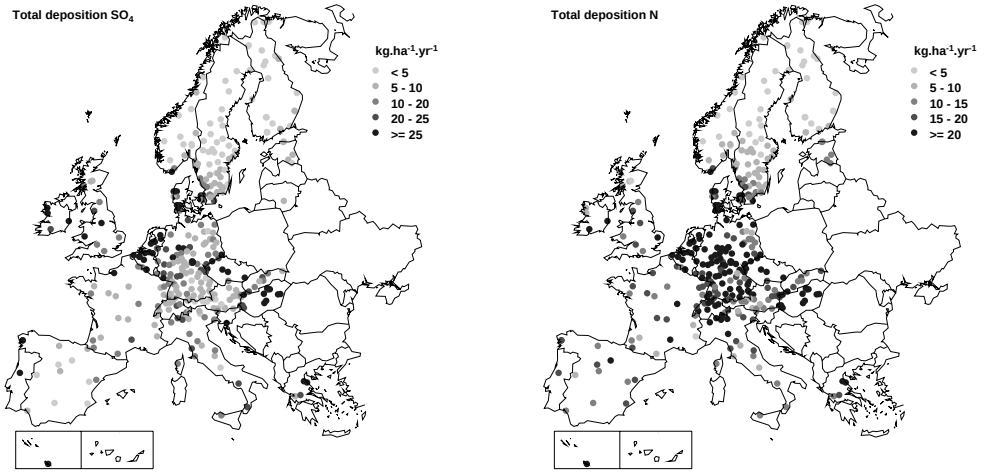
Trends in depositiemetingen in Europa

De depositiemetingen in het intensieve monitoringprogramma in Europa lopen sinds 1995 en voor de meeste plots sinds 1997. Dit is niet lang genoeg om duidelijke trends vast te stellen. Bovendien hebben de grootste veranderingen plaatsgevonden in de afgelopen 15-20 jaar, voor de start van de intensieve metingen. Veranderingen in die periode zijn echter wel afgeleid door de N- en S-depositie op meer dan 300 Level II plots in 1996 and 1997 te vergelijken met een literatuurcompilatie van jaarlijkse doorvalgegevens op ca 120 plots in de tachtiger jaren (De Vries et al., 2003a).. Bij de vergelijking is de eis toegepast dat de boomsoort identiek moet zijn en dat de afstand tussen de plots die vergeleken worden niet groter mag zijn dan 10 km. Resultaten laten een sterke afname van de toevoer aan sulfaat in doorval zien (Figuur 11B), terwijl de ammonium belasting veelal gelijk blijft, met uitzondering van een aantal plots met een extreem hoge belasting (Figuur 11A). Hoewel de doorval aan nitraat wel meer afnam, steeg de N/S verhouding in doorval op vrijwel alle plots (De Vries et al., 2003a).



Figuur 11 Vergelijking van de doorval van ammonium (A) en sulfaat (B) gemeten op 53 plots in de tachtiger (80-93) en negentiger jaren (1993-1997) (Bron: De Vries et al., 2003a).

De toenemende bijdrage van stikstof aan de totale zuurbelasting komt ook sterk tot uiting in de totaal deposities aan S- en N-verbindingen op ca 300 bosopstanden. Een overzicht van de variatie in N- en S-depositie over de verschillende Level II plots in de periode 1995-2000 is gegeven in Figuur 12. De berekende N depositie is veelal hoger dan de S depositie, met name in West Europa. De N/ S verhouding varieert van ca 0.5 tot 2.5 maar ligt gemiddeld op ca 1.5. Daarbij varieert de relatieve bijdrage van NH_4 en NO_3 aan de N-depositie over de plots, maar veelal domineert NH_4 de N-depositie. Op ongeveer 50% van de locaties is de N-toevoer hoger dan 15 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (De Vries et al., 2003a). Dat is een depositieniveau waarboven ongewenste veranderingen in de soortensamenstelling van de bosondergroei kunnen optreden. Voor bossen in Noord Europa ligt het kritische niveau zelfs op ca 10 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$ (Bobbink et al., 1998). Verder in deze bijdrage wordt nog nader ingegaan op kritische stikstofdepositieniveaus en de overschrijding daarvan (Hoofdstuk 5).



Figuur 12 Variatie in de gemiddelde totaal depositie van sulfaat (A) en stikstof (B) op ruim 300 Intensieve bosmonitoring locaties in de periode 1995-2000 (Bron: De Vries et al., 2003a).

In het algemeen geldt dat door het ingezette beleid sinds de tachtiger jaren de zure depositie van zwavel in Europa de afgelopen 20 jaar met gemiddeld meer dan 50% is gedaald. Maar niet alleen de zwavel depositie neemt af. Ook de depositie van basische stoffen Ca, Mg en K daalt. Dit komt omdat de emissie hiervan uit o.a. kolencentrales (vliegas) en cementproductie (stof) veel minder is geworden. Europese bosecosystemen, 'vangen' vaak meer dan driekwart van hun benodigde voedingsstoffen uit depositie.

4.3 Trends in abiotische kwaliteit

Trends in de abiotische kwaliteit hebben in deze paragraaf met name betrekking op de chemische samenstelling van bodem, bodemvocht en grondwater. In heel Europa wordt door middel van metingen de reactie van bos- en waterecosystemen op de dalende zwavel (en in mindere mate stikstof) belasting gevolgd. Hieruit blijkt dat dunne en 'arme' bodems in deze landen snel reageren op veranderende condities, en zo ook het water dat via deze bodems in beken en meren komt. Diepe bodems die veel sulfaat (SO_4) vasthouden (komt bijvoorbeeld voor in de Harz in Duitsland) vormen echter het 'geheugen' van tientallen jaren overmatige zwavel belasting. Deze voorraad zal nog tientallen jaren SO_4 blijven naleveren aan bodem- en beekwater, waardoor ook de uitspoeling van voedingsstoffen als Ca, Mg en K door blijft gaan ondanks de afnemende zure depositie. In Nederland is dit echter niet of nauwelijks het geval en blijkt dat het bodemwater en bovenste grondwater inmiddels veel minder sulfaat, nitraat en aluminium te bevatten dan enige tientallen jaren geleden. De bodemverzuring, in termen van een afname van voedingsstoffen als Ca, Mg en K gaat echter nog steeds door. In onderstaande wordt ingegaan op trends in bodem, bodemvocht en grondwaterkwaliteit in Nederland met de nadruk op de periode 1990-2000. Voor meer informatie wordt verwezen naar De Vries et al. (2002c).

4.3.1 Chemische kwaliteit van de bodem

Zoals eerder aangegeven (paragraaf 3.2) leiden hoge zuurdepositieniveaus tot een afname van de bodemkwaliteit door onder andere afname van de buffercapaciteit, daling van de pH van het bodemvocht, uitspoeling van voedingsstoffen (Ca, Mg, K, Na, Mn en Fe) voor planten en vrijkomen (en uitspoelen) van zware metalen en aluminium (De Vries et al., 1995c). De effecten van een afname in de depositie komt dan ook tot uiting in een verbetering van de chemische bodemkwaliteit. Dit is vooral merkbaar in de humuslaag die het meest direct reageert op depositie veranderingen. Dit is geïllustreerd in Tabel 9, waarin gemiddelde gehalten en voorraden zijn gegeven van indicatoren voor eutrofiëring (met name de nutriënten N en P) en verzuring (totaal gehalten aan Ca, Mg and K, pH en uitwisselbare basen en zuur) in de humus laag van 124 bosopstanden in 1990 and 1995. Gedetailleerdere informatie is te vinden in Leeters en De Vries (2001) en de Vries et al. (2002c).

Tabel 9 Gemiddelde gehalten en voorraden van nutriënten, pH en uitwisselbare basen en zuur in de humus laag van 124 bosopstanden in 1990 and 1995 en het verschil daartussen (verschillen die met een s zijn aangegeven zijn significant).

Element	Gehalten (massa.kg^{-1})				Voorraden (massa.ha^{-1})			
	Eenheid	1990	1995	Verschil	Eenheid	1990	1995	Verschil
Nutriënten								
N	g.kg^{-1}	14.4	13.7	-0.677 s	kg.ha^{-1}	1386	1332	-53
P	g.kg^{-1}	0.562	0.530	-0.032 s	kg.ha^{-1}	53.2	52.3	-0.92
Ca	g.kg^{-1}	2.30	2.00	-0.299 s	kg.ha^{-1}	202	177	-24.7 s
Mg	g.kg^{-1}	0.448	0.448	-0.000	kg.ha^{-1}	42.9	43.2	0.30
K	g.kg^{-1}	0.788	0.625	-0.163 s	kg.ha^{-1}	78.0	64.1	-13.9 s
Zuur								
pH-H_2O	-	3.87	3.97	0.10 s	-	-	-	-
Uitwissel bare basen	mmol$_c$.kg^{-1}	122	111	-11.0 s	kmol$_c$.ha^{-1}	11.6	10.4	-1.12 s
Uitwissel baar zuur	mmol$_c$.kg^{-1}	129	136	7.6 s	kmol$_c$.ha^{-1}	13.2	13.9	0.66

De resultaten wijzen op:

- Een significante afname in het N gehalte van ca 0.68 g.kg^{-1} en in N voorraad (niet significant) van ca 11 kg.ha^{-1}.yr^{-1} (53 kg N.ha^{-1}.yr^{-1} in 5 jaar). Dit wijst op het vrijkomen van stikstof uit de humus laag in reactie op de daling in stikstof depositie in de periode 1990-1995.
- Een significante toename in gehalten aan uitwisselbaar zuur (protonen) en een significante afname in uitwisselbare gehalten en voorraden aan basen. Ook de totaalgehalten en voorraden van Ca en K nemen significant af. Deze resultaten wijzen op een voortgaande verzuring van de bodem ondanks de afname in zuurdepositie tussen 1990 and 1995. De toename in pH-H_2O lijkt hiermee in tegenspraak, maar kan veroorzaakt zijn door verschillen in hydrologie.

Herstel van de buffervoorraden in de bodem vereist dus een nog verdergaande reductie van de depositie. Deze resultaten zijn conform modelberekeningen die eveneens een spoedig hestel van de kwaliteit van bodemvocht voorspellen bij depositiereductie maar een uitgesteld en zeer langzaam herstel van de bodem (De Vries et al., 1995a).

4.3.2 Chemische kwaliteit van het bodemvocht

De teruggang in concentratie en depositie van verzurende en vermestende stoffen heeft een sterk effect gehad op de chemische kwaliteit van bodemvocht. In Tabel 10 zijn de gemiddelde concentraties gegeven van de belangrijkste elementen in het bodemvocht in de bovengrond (0-30cm) van 98 locaties die in 1990, 1995 en 2000 zijn bemonsterd. Meer informatie over de resultaten in 1990 en 1995 is gegeven in respectievelijk De Vries & Leeters (2001) en Leeters & de Vries (2001).

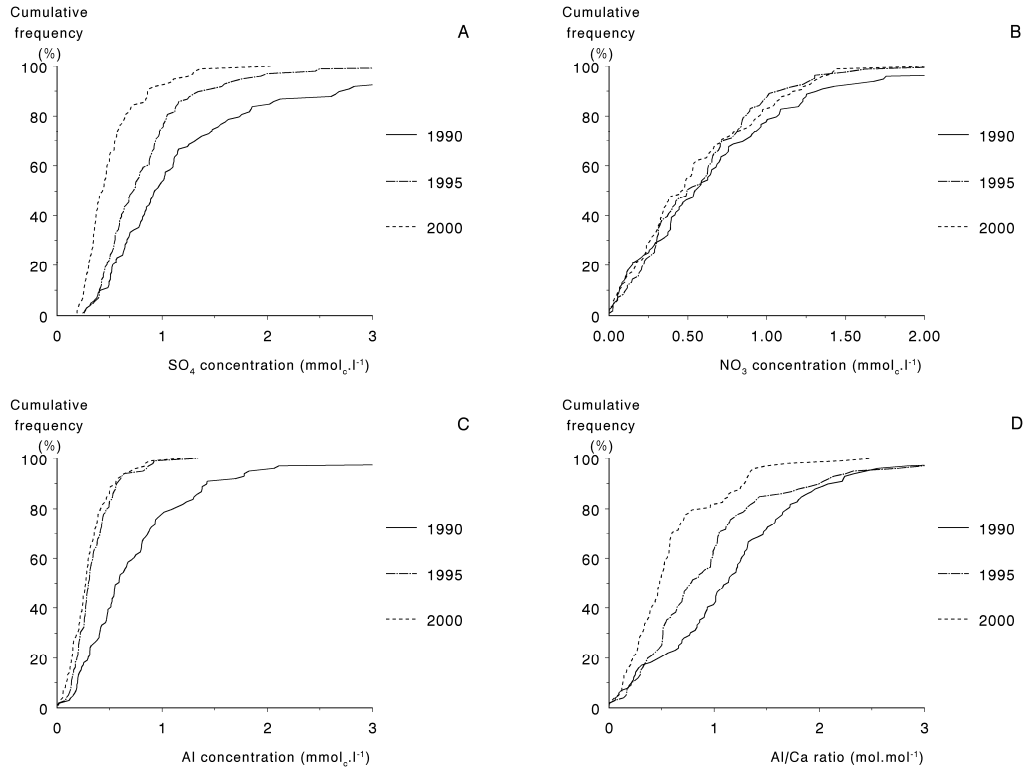
De belangrijkste conclusie uit Tabel 10 is dat in de periode 1990-2000 er gemiddeld sprake is van een sterke afname in de concentratie van sulfaat en ammonium en in mindere mate van nitraat, wat zich weerspiegelt in een lagere concentratie van aluminium maar ook van de basische kationen Ca, Mg en K.

Tabel 10 Gemiddelde concentraties en verhoudingen van belangrijke elementen in bodemvocht voor de laag 0-30 cm in 98 bosopstanden op zandgrond in de periode 1990-2000

Element (ratio)	Eenheid	Gemiddelde waarde			% verandering
		1990	2000	verschil	
SO_4	$mmol_c.l^{-1}$	1.40	0.52	-0.88	-30
NO_3	$mmol_c.l^{-1}$	0.74	0.57	-0.17	-38
NH_4	$mmol_c.l^{-1}$	0.33	0.09	-0.24	-50
Al	$mmol_c.l^{-1}$	0.87	0.31	-0.57	-21
Ca	$mmol_c.l^{-1}$	0.68	0.50	-0.18	-18
Mg	$mmol_c.l^{-1}$	0.32	0.22	-0.09	-29
K	$mmol_c.l^{-1}$	0.23	0.12	-0.11	-22
Cl	$mmol_c.l^{-1}$	1.36	0.74	-0.62	-11
Al/Ca	$mol.mol^{-1}$	1.24	0.59	-0.65	
Al/(Ca+Mg+K)	$mol.mol^{-1}$	0.44	0.26	-0.18	
NH_4/NO_3	$mol.mol^{-1}$	0.69	0.24	-0.45	
NH_4/Mg	$mol_c.mol_c^{-1}$	2.37	0.81	-1.56	

De gemiddelde afname in SO_4 concentratie in het bodemvocht is ruim 60% terwijl de afname in de concentratie van stikstof (NH_4 + NO_3) bijna 40% is. Hoewel er geen eenduidige relatie is tussen N depositie en N concentratie in de bovengrond wijst dit resultaat wel op een duidelijke depositiedaling van stikstof zoals dit ook recent in de metingen van NH_3 en NO_x concentraties in de atmosfeer is vastgesteld. De gemiddelde daling van Al in het bodemvocht is eveneens zeer aanzienlijk (ca 65%) terwijl de concentraties aan de basische kationen Ca, Mg en K zijn afgenomen met ca 30%. Naast een verminderde depositie van S en N kan dit ook een mogelijk effect van afnemende depositie van basische kationen zijn, aangezien de depositie van basische kationen is afgenomen door o.a. rookgaszuivering.

In Figuur 13 zijn de cumulatieve frequentieverdelingen gegeven van de concentraties aan SO_4, NO_3 en Al in bodemvocht en de Al/Ca verhouding. De figuur illustreert de veel sterkere afname in SO_4 dan in NO_3 concentratie en anderzijds de relatie tussen de afname in SO_4 en Al concentratie en daarmee ook het effect op de Al/Ca verhouding. Deze verhoudingen worden gebruikt om de kritische depositiewaarden voor bossen af te leiden.



Figuur 13 Frequentieverdelingen van de resultaten van de concentraties aan SO_4 (A), NO_3 (B), Al (C) en de verhouding van Al t.o.v. Ca (D) in bodemvocht in 1990, 1995 en 2000 (Bron: De Vries et al., 2002b).

In het algemeen zijn als gevolg van de afgenomen depositie de verhoudingen van componenten verbeterd. De gevonden afname in de verhoudingen van aluminium ten opzichte van basen als calcium, magnesium en kalium en van ammonium ten opzichte van magnesium in het bodemvocht (Tabel 10) wijst op een verbetering van het wortelmilieu als gevolg van een afname van de zwavel en stikstofdepositie. De afname in NH_4/NO_3 verhouding in het bodemvocht wijst vooral op een betere omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie), waarschijnlijk als gevolg van een hogere pH, waardoor ammonium ten opzichte van nitraat is gedaald. Uitgaande van een in de literatuur wel genoemde maar zwak onderbouwde kritische molaire Al/Ca verhouding van 1.0 (Ulrich, 1983) is het aantal plots dat deze waarde overschrijdt 58% in 1990, 37% in 1995 en 18% in 2000 (Figuur 13). Uitgaande van een veel minder kritische molaire Al/(Ca+Mg+K) verhouding per boomsoort (0.8 voor de meeste naaldbomen) is de afname veel minder groot (van 8% in 1990 tot 1% in 2000). Deze, recenter gebruikte, minder kritische waarde is omdat de toxiciteit van aluminium op boomwortels minder blijkt te zijn dan aanvankelijk verondersteld werd (Sverdrup & Warfvinge, 1993). Voor een uitgebreidere bespreking van de resultaten wordt verwezen naar de Vries et al (2002b).

4.3.3 Chemische kwaliteit van het freatische grondwater

Naast effecten op chemische kwaliteit van bodemvocht heeft de afname in depositie van verzurende en vermestende stoffen ook een sterk effect gehad op de chemische kwaliteit van het freatische grondwater. In Tabel 11 zijn de gemiddelde concentraties gegeven in het grondwater (de eerste meter onder het freatische niveau) van dezelfde elementen als in bodemvocht (zie Tabel 10) voor 136 bosopstanden die tweemaal zijn bemonsterd. De eerste keer in 1989/1990 en de tweede keer in 2000/2002. Meer informatie over de metingen in 1989/1990 is gegeven in Boumans en Beltman (1991).

Tabel 11 Gemiddelde concentraties van belangrijke elementen in grondwater (de bovenste meter) in 136 bosopstanden in de periode 1989/90-2000/2002

Element	Gemiddelde concentratie ($mmol_c.l^{-1}$)			% verandering
	1989-1990	2000-2002	Verschil	
SO_4	1.27	1.02	-0.38	-30
NO_3	0.12	0.07	-0.05	-38
NH_4	0.02	0.01	-0.01	-50
Al	0.77	0.60	-1.67	-21
Ca	0.95	0.75	-0.17	-18
Mg	0.45	0.32	-0.13	-29
K	0.07	0.06	-0.02	-22
Cl	0.68	0.59	-0.08	-11

De belangrijkste conclusie uit Tabel 11 is dat in de periode 1990-2000 er gemiddeld sprake is van een vergelijkbaar sterke afname in de concentratie van sulfaat en stikstof (ammonium en nitraat). In het grondwater is de gemiddelde daling van SO_4 beduidend geringer (ca 30%) dan in bodemvocht (65%) maar voor stikstof is het eveneens ca 40%. Als gevolg van die geringere reductie in SO_4 concentratie is ook de gemiddelde daling van Al in het grondwater beduidend geringer (ca 20%) dan in bodemvocht (ca 65%). De concentraties aan de basische kationen Ca, Mg en K zijn vergelijkbaar afgenomen in grondwater (ca 20%).

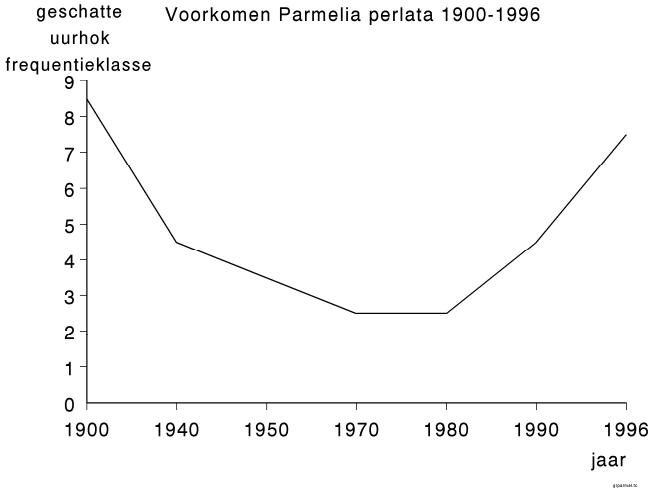
De dalingen van de bodemvocht- en grondwaterconcentraties kunnen behalve door dalingen van de emissies ook veroorzaakt zijn door verschillen in hydrologische omstandigheden. In Leeters en de Vries (2001) en de Vries et al. (2002b) wordt hier uitgebreider op ingegaan. De verhoudingen van verschillende elementen worden echter minder beïnvloed door verschillen in de hydrologie.

4.4 Trends in ecologische kwaliteit

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van waargenomen trends in de effecten van verzuring in Nederland op de ecologische kwaliteit in termen van effecten op korstmossen, bosvitaliteit, terrestrische biodiversiteit en aquatische biodiversiteit. Voor een overzicht van deze trends wordt ook verwezen naar de Vries et al. (2002c).

4.4.1 Korstmossen

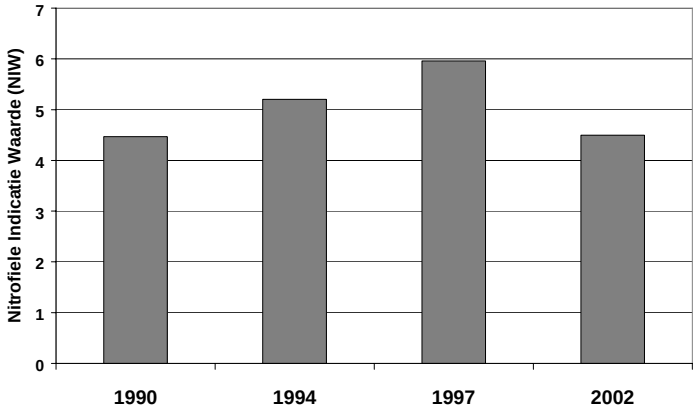
Korstmossen zijn bijzonder gevoelig voor luchtverontreiniging en de effecten van verzuring en vermesting op deze organismen zijn uitgebreid beschreven in talloze publicaties, zowel in Nederland, Europa als wereldwijd. Eerder is er reeds gewezen op de sterke correlatie tussen het voorkomen van korstmossen en de luchtconcentratie aan zwaveldioxide in Nederland. Uit provinciaal monitoring onderzoek blijkt dat tussen 1989 en 1999 het gemiddelde aantal soorten korstmossen op een rijtje eiken (ca. 10 bomen) landelijk is toegenomen van 14 naar 21 (Van Herk, 2001). Dit is duidelijk een effect van de afgenomen SO_2 concentratie. Het totale aantal soorten korstmossen in het meetnet van de provincie Utrecht nam tussen 1979 en 2001 toe van 95 naar 172 (Van Herk et al., 2002). Ook dit is grotendeels het gevolg van de verminderde SO_2 concentratie die is afgenomen van een jaargemiddelde van ca 60 $\mu g.m^{-3}$ in de zestiger jaren tot ca 8 $\mu g.m^{-3}$ in 2000. Als voorbeeld van deze ontwikkeling is de trend gegeven van het op bomen groeiende Groot schildmos (Parmelia perlata) tussen 1900 en 1996 (Aptroot et al., 1998). Van deze soort is vrij nauwkeurig bekend hoeveel SO_2 hij maximaal kan verdragen, namelijk 35 $\mu g.m^{-3}$ op jaarbasis. Tussen 1900 en 1970 is er sprake van een voortdurende afname en sinds 1980 neemt de soort weer sterk toe (Figuur 14) in reactie op de sterk afgenomen SO_2 concentratie. Soorten die gevoelig zijn voor verlaging van de pH van de bodem en bijna verdwenen waren, zoals vele bodemkorstmossen en mycorrhizapaddestoelen, komen ook langzaam weer terug.



Figuur 14 Trends in het voorkomen (in termen van uurhokfrequentieklasse) van groot schildmos (Parmelia perlata) tussen 1900 en 1996 (Bron: Aptroot et al., 1998).

Een verdere toename in soortenrijkdom van korstmossen sinds de tachtiger jaren is niet alleen het gevolg van een verbeterde luchtkwaliteit m.b.t. zwaveldioxide, want de tijd dat SO_2 zeer dominant en allesbepalend was is voorbij. De soortenrijkdom van korstmossen, en de verandering daarvan, blijkt tegenwoordig door een complex van factoren bepaald te worden. Behalve SO_2 spelen daarbij in ieder geval ook klimaatverandering en ammoniak een rol. Zo is in opdracht van acht provincies sinds ca 1990 een meetnet operationeel om de effecten van ammoniak op korstmossen te

volgen. Dit meetnet strekt zich met name uit over pleistoceen Nederland. Gemiddeld vindt eens in de vijf jaar een herhalingsronde plaats. De monitoring vindt plaats met behulp van rijtjes eiken langs wegen. Na jarenlange trends van toenemende hoeveelheden stikstofminnende kortmossen (nitrofyten; uitgedrukt in Nitrofiele Indicatie Waarde, NIW) en afnemende acidofyten (Acidofiele Indicatie Waarde, AIW) in alle onderzochte provincies (RIVM, 2002) lijkt er recent in enkele gebieden met een hoge veedichtheid een kentering in dit proces op te treden als gevolg van een daling in de ammoniakemissie en luchtconcentratie. Herhalingsonderzoek aan meer dan 100 permanente waarnemingspunten in de Gelderse Vallei in 2002 laat een zeer duidelijke afname van nitrofyten zien (Figuur 15); deze zijn thans terug op het niveau van 1990.



Figuur 15 Trends in het voorkomen van korstmossen die positief op ammoniak reageren (uitgedrukt in de NIW, Nitrofiele Indicatie Waarde) in de Gelderse Vallei tussen 1990 en 2002. Gegeven is de gemiddelde NIW van ruim 100 permanente monsterpunten. Alle veranderingen zijn significant (P<0,001, Wilcoxen Matched Pairs). (Bron: Van Herk, 2001).

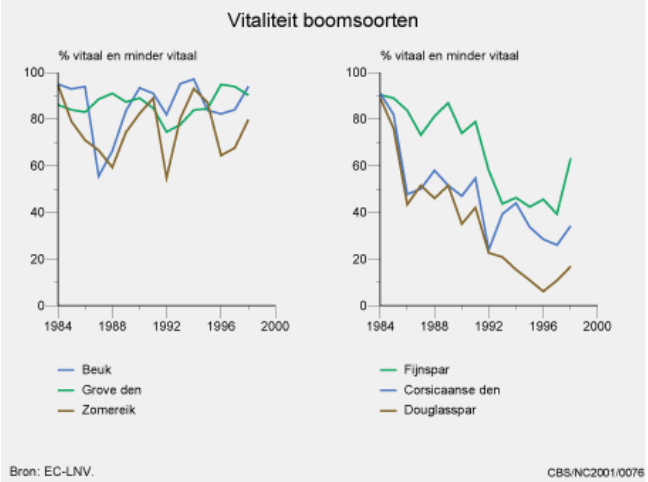
Deze resultaten laten zien dat in de Gelderse Vallei -met zijn hoge veedichtheid- de ammoniak reducerende maatregelen duidelijk effect sorteren. Deze trend is vermoedelijk vooral representatief voor enkele veeconcentratiegebieden; voorlopige resultaten van elders laten tot dusver een geringere of nog afwezige afname van nitrofyten (NIW) zien. De relatie tussen de NIW en de gemeten luchtconcentratie NH_3 is in 1997 onderzocht, waaruit bleek dat de NIW een goede graadmeter is voor NH_3 (R^2= 0,59) (Van Herk, 2001).

4.4.2 Bosvitaliteit

De belangrijkste oorzaak van het onderzoek naar de effecten van zure depositie in het begin van de tachtiger jaren was de veronderstelde relatie met de afname van de vitaliteit van bomen, uitgedrukt in termen van naald- of bladbezetting en naald- of bladverkleuring. De vitaliteit wordt gemeten in klassen van bladverlies, waarbij de klasse 4 dode bomen representeert, 3 staat voor ernstige schade, 2 voor gemiddelde schade, 1 voor lichte schade en 0 voor onbeschadigd. Bij de start van de metingen in

1984 werd verondersteld dat de vitaliteit van de Nederlandse bossen door verzuring, vermesting en verdroging ernstig aangetast was. Het bleek echter niet gemakkelijk om de oorzaken van veranderingen in bosvitaliteit precies aan te wijzen. Ook natuurlijke factoren zoals weer, klimaat, ziekten (schimmels) en plagen (insecten) hebben namelijk een grote invloed op de gezondheidstoestand van bomen.

Tot 1998 werden de resultaten van het vitaliteitmeetnet nog jaarlijks gerapporteerd. Het betrof de waarnemingen van 3000 plots (1500 het ene jaar en 1500 andere het volgende) tussen 1984 en 1994 en 150 – 200 plots tussen 1990 en 2000. De resultaten hiervan voor zes boomsoorten zijn gegeven in Figuur 16. De resultaten hebben betrekking op het verloop van het percentage bomen in de klassen 0 (vitaal) en 1 (licht bladverlies). Gegeven het feit dat de vitaliteit van bomen geen specifiek symptoom is voor luchtverontreiniging is het niet verwonderlijk dat de trend in vitaliteit geen duidelijke relatie vertoont met de afnemende stikstof en zwavelbelasting. De vitaliteit van grove den, zomereik en beuk wisselt sinds 1984 per jaar, maar er is geen duidelijke achteruitgang of vooruitgang te zien. De aangeplante exoten Corsicaanse den, fijnspar en vooral Douglasspar gaan tussen 1984 en 1998 in vitaliteit achteruit, hoewel er sinds 1996 sprake lijkt van enig herstel (Figuur 16).



Figuur 16 Het percentage vitale en minder vitale opstanden gemeten tussen 1984 en 1997.

Overigens heeft de luchtverontreiniging wel een duidelijke invloed op het voorkomen van plagen. In gebieden met een sterk verhoogde stikstofbelasting zijn in het verleden toenames van insectenplagen vastgesteld. In de jaren 70 en 80 van de vorige eeuw was in die gebieden (met name in Brabant) dan ook een hoge boomsterfte als gevolg van een verstoorde mineralenbalans en daaraan gerelateerde schimmelinfecties (Roelofs et al., 1985). Deze komen nu bijna niet meer voor. In het algemeen kan echter worden gesteld dat de bosvitaliteit slechts beperkt gerelateerd is aan zwavel en stikstofdepositie en dat derhalve de depositiereducties ook (nog) niet tot een sterke verbetering van de vitaliteit van bomen leiden.

Op dit moment worden de jaarlijkse Nederlandse vitaliteitmetingen alleen nog internationaal gerapporteerd in het 'European Forest Condition report'. Die

rapportage is gebaseerd op de vitaliteitwaarnemingen van 11 plots (230 – 270 bomen) sinds 1990. Deze plots geven geen totaal beeld voor het Nederlandse bos, maar zijn representatief voor bomen op de zandgronden. Sinds 1995 worden er op de 14 Level II plots ook systematische vitaliteit-waarnemingen maar van deze resultaten zijn geen rapportages beschikbaar. Het rapport uit 2005 geeft aan dat de vitaliteit van naaldbos, gebaseerd op de 11 plots, de afgelopen jaren iets is verslechterd, terwijl het voor loofbos constant is gebleven. Het verloop over de jaren is voor naald- en loofbomen redelijk gelijk. Het percentage bomen met verhoogd bladverlies ligt nu rond de 20%.

4.4.3 Biodiversiteit van terrestrische systemen

Veranderingen in soorten samenstelling van vegetatie worden vrij direct gestuurd door veranderingen in milieucondities. In het LMF meetnet (zie paragraaf 4.1.4) worden wel veranderingen gemeten in biotische aspecten maar die zijn niet gekoppeld aan metingen van de veranderingen in milieucondities zodat die koppeling niet mogelijk is. In de bosmeetnetten (zie paragraaf 4.1.3) gebeurt dit echter wel.
Uit een gedetailleerde statistische analyse van de gegevens in 200 bosopstanden uit het meetnet bosvitaliteit bleek daarbij dat de soortensamenstelling van de ondergroei vooral bepaald wordt door boomsoort, voedselrijkdom en zuurgraad van de bodem, en grondwaterstand (Van Dobben & de Vries, 2001). Er was verder een relatief klein direct effect van atmosferische depositie van magnesium en sulfaat op de vegetatie, maar ook de zuurgraad van de bodem wordt door zure depositie beïnvloed en daarmee indirect de vegetatie. Soortgelijke resultaten werden op Europese schaal gevonden.

Herhalingen in vegetatieopnamen wijzen eveneens op een reactie van de vegetatie op veranderingen in de stikstof en zuurbelasting. In Tabel 12 staan resultaten van zogenaamde Ellenberg indicatoren voor o.a. de beschikbaarheid van stikstof en zuur, gebaseerd op herhaalde vegetatieopnamen onder 200 grove den opstanden tussen (1984 en 1993). Hieruit blijkt dat de indicator voor zuurgraad een significante stijging vertoont overeenkomstig de dalende zuurdepositie (met name door reductie in de zwavelemissie). Voor stikstof wordt echter geen daling gevonden (zelfs een significante stijging). In deze periode is echter ook nog nauwelijks sprake van een afname in N depositie. Een herhaling van de vegetatieopnamen is dan ook gewenst om te zien of in de afgelopen 10 jaar wel sprake is van een afname van de Ellenberg indicator voor stikstof (Van Dobben et al., 1994). De meer recente depositiedalingen in stikstof als gevolg van brongerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting beginnen echter wel vruchten af te werpen. Zo is de hernieuwde vergrassing van heide, 10-15 jaar na het uitvoeren van effectgerichte maatregelen (EGM; zie paragraaf 6.2), opmerkelijk laag, en ook zijn de niveaus van beschikbaar stikstof in de bodem 10 jaar na plaggen zeer laag. Bovendien is gebleken, uit de gegevens van 18 EGM referentiesituaties in het Nederlandse heidelandschap, dat in de periode van 1989 tot in 2001 er vrijwel nergens een dalende trend in de bodem pH is vastgesteld (De Haan et al., 2007).

Tabel 12 Gemiddelde Ellenberg indicatiewaarden in 1993 voor o.a. zuurgraad en stikstof en gemiddelde verandering in indicatiewaarde sinds 1984/85 in 200 grove den opstanden.

Factor	Ellenberg waarde		t[1]	Significantie[2]
	1993	Verschil t.o.v. 1984/85		
Licht	5.9	-0.03	-0.85	ns
Temperatuur	4.19	0.04	1.14	ns
Vocht	4.84	0	0.09	ns
Zuurgraad	2.74	0.09	2.83	**
Stikstof	3.88	0.14	3.42	***

[1] t = Student's t-waarde (gepaarde toets op het verschil in indicatiewaarde).
[2] Sign = significantie: *** = $p<0.001$, ** = $0.001<p<0.01$, ns = $p>0.05$.

4.4.4 Biodiversiteit van aquatische systemen

Informatie over de effecten van reducties in stikstof en zuurbelasting op biodiversiteit van aquatische systemen is voornamelijk beperkt tot vennen. De afname van de zuurbelasting in de laatste decennia heeft duidelijk tot een stijging van de zuurgraad geleid, zoals vastgesteld in een aantal gemonitorde verzuurde vennen (van gemiddeld pH 3,8 in 1980 tot ca 4,5- 5,0 nu, Brouwer, 2001). Ondanks die stijging herstellen de natuurlijke levensgemeenschappen zich echter veelal niet spontaan. Herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) hebben echter wel tot een significant betere situatie geleid dan 10–15 jaar geleden. Moest in die tijd jaarlijks gebufferd grond- of oppervlaktewater aangevoerd worden om verzuring te bestrijden, nu hoeft dat nog maar eens per twee of drie jaren en in een aantal gevallen in het geheel niet meer. Ook de stikstofconcentraties in de vennen zijn aan het dalen en het aantal vennen met karakteristieke soorten, zoals oeverkruid, neemt behoorlijk toe (Brouwer, 2001).

Door de afgenomen depositie zijn ook de mogelijkheden van restauratie door effectgerichte maatregelen toegenomen. De kritische depositieniveaus voor vennen voor verzuring variëren van ca 400 tot 1000 mol stikstof.ha^{-1}.jr^{-1}. In de praktijk zijn de gevoelige vennen met de laagste kritische stikstofdepositieniveaus al in het begin van de vorige eeuw verzuurd. De minder gevoelige vennen, met een hogere jaarlijkse basenproductie door verwering zijn verzuurd in de periode 1960-1980. Dit betreft ongeveer de helft van het totale aantal verzuurde vennen. Door uit deze vennen de protonenrijke en zwavelrijke bagger te verwijderen is restauratie mogelijk (Brouwer, 2001). Hetzelfde geld voor verzuurde, voorheen zwakgebufferde schraalgraslanden en soortenrijke heiden. Bodems met een zeer lage basenverwering verzuren nog steeds bij de huidige zuurdepositieniveau's maar de bodems met wat hogere verweringsnelheden verzuren nu niet meer na afplaggen van de protonrijke toplaag. Een aanvullende eenmalige lichte bekalking zorgt voor een nog betere kans voor herstel van de vegetatie.

5 Kritische depositieniveaus voor verzurende stoffen en overschrijding daarvan

Om de effecten van het verzuringsbeleid te evalueren wordt gebruik gemaakt van kritische depositieniveaus. Het kritische depositieniveau wordt daarbij gedefinieerd als 'een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan één of meer verontreinigende stoffen, waar beneden geen significante schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis' (Nilsson & Grennfelt, 1988). Gezien deze definitie kunnen kritische depositieniveaus veranderen, bijvoorbeeld door veranderingen van: (i) het beschouwde gevoelige element in het milieu, (ii) de definitie van significant schadelijke effecten (het beschouwde beschermingsniveau) of (iii) voortschrijdend wetenschappelijk inzicht

Tot circa 2000 waren depositiedoelstellingen voor stikstof en zuur in het natuur- en milieubeleid gebaseerd op kritische depositieniveaus zoals vastgesteld in de eerste fase van het Nationaal Programma Verzuringsonderzoek. Uitgaande van deze informatie zijn depositiedoelstellingen van 1400 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor zuur en 1000 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof vastgesteld voor het jaar 2010. In de afgelopen decennia is de kennis met betrekking tot effecten van atmosferische depositie echter sterk toegenomen. Er is veel meer informatie gekomen over de relatie tussen stikstofbelasting en effecten waaruit empirische kritische depositieniveaus voor stikstof kunnen worden afgeleid. Daarnaast zijn de berekeningsmethoden voor het vaststellen van kritische depositieniveaus voor bos en grondwaterkwaliteit verder verfijnd en zijn gedetailleerdere databestanden ontwikkeld. Deze nieuwe inzichten zijn verwerkt in het opnieuw doorrekenen van kritische depositieniveaus ten behoeve van beleidsdoelstellingen voor het Vierde Nationaal Milieubeleidsplan (NMP4). In dit hoofdstuk wordt eerst een overzicht gegeven van empirische kritische depositieniveaus voor stikstof zoals die in internationaal (Europees) kader zijn afgeleid (paragraaf 5.1). Vervolgens worden kritische depositieniveaus van stikstof en zuur op terrestrische ecosystemen besproken, zoals afgeleid rond het jaar 2000 met de toen (en nu nog steeds) geldende inzichten (paragraaf 5.2). Tenslotte wordt kort ingegaan op de overschrijding van kritische depositieniveaus, met als richtjaar 2001 (paragraaf 5.3).

5.1 Empirische kritische depositieniveaus voor stikstof

Waarden in relatie tot effecten op de biodiversiteit

Empirische kritische depositieniveaus voor stikstof zijn o.a. afgeleid op basis van manipulatie experimenten waarin een directe relatie is vastgesteld tussen het optreden van ecosysteem effecten, waaronder een afname van de soortensamenstelling (biodiversiteit) van flora, en het opgebrachte depositieniveau (Bobbink et al., 1996; Bobbink et al., 1998; Achermann & Bobbink, 2003). Dergelijke manipulatie experimenten zijn zowel in het laboratorium uitgevoerd als in zogenaamde

mesocosmos experimenten. Dit betreft een uitgegraven deel (ca. 1 m^2) van het ecosysteem (bodem met vegetatie) dat in een kas of onder een afdak wordt ondergebracht. In deze benadering, betreft de kritische stikstofbelasting de hoogste toevoeging van N die niet tot ongunstige fysiologische veranderingen (op het individuele niveau) of verlies in biodiversiteit (op het ecosysteemniveau) leidt. Veranderingen in plantontwikkeling en in soortensamenstelling of -dominantie zijn daarbij gebruikt als "waarneembare" verandering voor de gevolgen van hoge N-belasting. In sommige gevallen zijn ook veranderingen in het functioneren van systemen, zoals N-ophoping en uitspoeling, gebruikt (bijv. voor hoogvenen en naaldbossen). Naast resultaten van experimenten onder gecontroleerde omstandigheden is incidenteel ook gebruik gemaakt van empirische kritische belastingen op basis van evaluaties van veranderingen van de vegetatie in ruimte en tijd in samenhang met de gelijktijdig optredende depositie veranderingen. Indien beschikbaar, zijn ook dynamische ecosysteemmodellen, die zowel biotische als abiotische processen integreren, toegepast om kritische N-belastingen te bepalen.

Gebaseerd op gepubliceerde gegevens over genoemde veranderingen zijn zo kritische N belastingen voor verschillende (half-)natuurlijke ecosystemen opgesteld onder de paraplu van de UN/ECE en WHO. De kritische waarden zijn aangegeven met een range. Deze range berust op: (i)bestaande ruimtelijke ecosysteemvariatie; (ii) de gebruikte range in de experimentele behandelingen en (iii) de onzekerheid in velddepositiegegevens.

In Tabel 13 wordt als voorbeeld een overzicht gegeven van de recentelijk door LNV vastgestelde kritische depositieniveaus per natuurdoeltype voor bossen, heiden en graslanden. Deze kritische depositieniveaus zijn gebaseerd door de meest recente wetenschappelijke inzichten ten aanzien van de empirische – en gemodelleerde kritische depositieniveaus (zie hierna) te combineren met deskundigen oordelen (Bal et al., 2006). Natte ecosystemen (met name hoogvenen en ondiepe meren) zijn in het algemeen gevoeliger (kritische N depositie tussen ca 400 en 700 mol $N.ha^{-1}.jr^{-1}$ ofwel ca 5 en 10 kg N ha^{-1} jr^{-1}) dan bossen, heiden en graslanden (kritische N depositie veelal tussen 700 en 1800 mol $N.ha^{-1}.jr^{-1}$ofwel ca 10 en 25 kg N ha^{-1} jr^{-1}).

5.2 Berekende kritische depositieniveaus voor stikstof en zuur

Achtergrond

Niet altijd is er zo duidelijk sprake van een zichtbaar effect bij verhoogde depositie omdat vele stressfactoren tegelijkertijd op een ecosysteem invloed hebben. Zo behoeft bodemverzuring niet direct te resulteren in bovengronds zichtbare vitaliteitproblemen, zoals een afname van de blad- of naaldbezetting, terwijl er wel sprake is van aantasting van de buffercapaciteit van de bodem of van wortelaantasting door verhoogde aluminiumconcentraties. Om dergelijke effecten te voorkomen worden beschermingscriteria gebruikt voor concentraties of verhoudingen van elementen in bodem(vocht) of bladeren, op basis waarvan de kritische belasting met modellen is te berekenen. Deze belastingen geven dan een indicatie dat boven dit depositieniveau nadelige effecten kunnen optreden.

Tabel 13 Samenvatting van de kritische belastingen voor N-verbindingen op bossen, heiden en graslanden in Nederland (naar Bal et al., 2006).

Code	Naam van het natuurdoeltype	Gevoeligheidsklasse (beoordeling 2006)	Kritische depositie (mol $N.ha^{-1}.jr^{-1}$)
Bossen			
3.64	Bos van arme zandgronden	zeer gevoelig	1100
3.56	Eikenhakhout en -middenbos	gevoelig (indien niet op leemarme bodem)	1400
3.57	Elzen-essenhakhout en -middenbos	gevoelig (indien op niet-venige bodem)	2100
3.58; 359	Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van het heuvelland; van zandgronden	gevoelig	1400
3.63	Hoogveenbos	gevoelig	1800
3.65	Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden	gevoelig	1400
3.66	Bos van voedselrijke, vochtige gronden	gevoelig	2000
3.67	Bos van bron en beek	gevoelig	1800
3.68; 369	Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland; van zandgronden	gevoelig	1400
3.55	Wilgenstruweel	mogelijk gevoelig	2200
3.61	Ooibos	minder/niet gevoelig	2500
3.62	Laagveenbos	minder/niet gevoelig	2400
Heiden			
3.42; 3.44	Natte heide; Natte duinheide	zeer gevoelig	1300
3.44	Levend hoogveen	zeer gevoelig	400
3.45; 3.46	Droge heide; Droge duinheide	zeer gevoelig	1100
Graslanden			
3.29	Nat schraalgrasland	zeer gevoelig (indien niet P-gelimiteerd)	1300
3.33	Droog schraalgrasland van de hogere gronden	zeer gevoelig	1000
3.34	Droog kalkarm duingrasland	zeer gevoelig	900
3.35	Droog kalkrijk duingrasland	zeer gevoelig	1300
3.36	Kalkgrasland	zeer gevoelig	1200
3.37; 3.38; 3.39; 3.3; 3.31	Bloemrijk grasland van het heuvelland; zand- en veengebied; rivieren- en zeekleigebied; Dotterbloemgrasland van beekdalen	gevoelig	1400
3.31	Dotterbloemgrasland van veen en klei	gevoelig	1500
3.32	Nat, matig voedselrijk grasland	gevoelig	1600
3.4	Kwelder, slufter en groen strand	minder/niet gevoelig	2500

In Nederland wordt derhalve gebruik gemaakt van een combinatie van beschermingscriteria en modellen om kritische depositieniveaus te berekenen. Op basis van aanwezige bestanden zijn de kritische stikstof- en zuurbelasting voor verschillende onderscheiden effecten berekend voor 250 x 250 m gridcellen waarbinnen bos of natuur het dominante landgebruik is. Daarbij is onderscheid gemaakt in zeven bodemtypen en vijf grondwatertrapklassen, gebaseerd op de digitale 1:50.000 bodemkaart en in vijf verschillende vegetatietypen (loofbos, den, spar, gras en heide), op basis van het bestand van Landelijk Grondgebruik Nederland (Kros et al., 1995). In deze paragraaf wordt achtereenvolgens ingegaan op de gebruikte beschermingscriteria, de gebruikte modellen, de resultaten van de berekeningen en de betrouwbaarheid ervan.

Beschermingscriteria

In Nederland zijn kritische depositieniveaus bepaald volgens een standaardset aan criteria zoals aangegeven in Tabel 14. Uitgebreidere informatie over de beschermingscriteria inclusief de betrouwbaarheid daarvan is gegeven in De Vries et al. (2000) en Albers et al. (2001).

Tabel 14 Gebruikte criteria en methoden voor de berekening van kritische depositieniveaus voor stikstof en zuur in Nederland

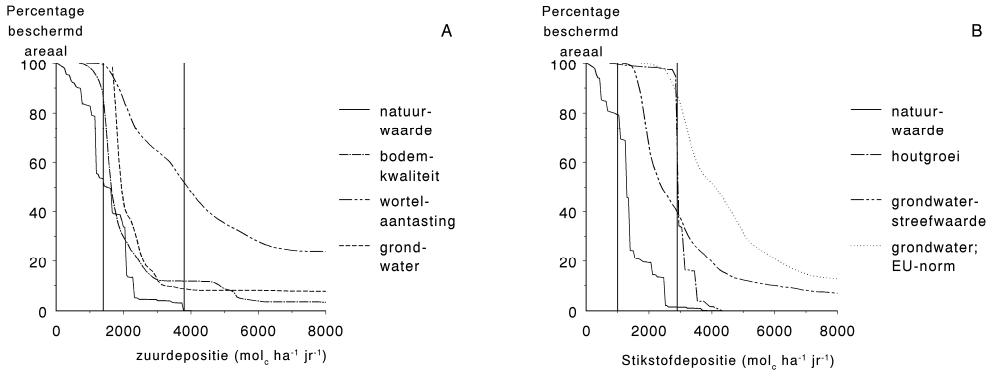
Effect	Beschermingscriteria	Gebruikte waarde
Verandering vegetatie samenstelling	Milieugrenzen van natuurdoeltypen	Goede bescherming
Afname bosgroei	Optimaal stikstofgehalte in bladeren/naalden	Ondergrens stikstofgehalte bladeren[2]
Wortel aantasting	Kritische Al/(Ca+Mg+K) verhouding: 80% bescherming	Internationale waarde
Afname bodemkwaliteit	pH, voorraad basen/aluminium	Geen verandering
Aantasting grondwaterkwaliteit	NO_3 concentratie op freatisch niveau	50 mg NO_3. l^{-1}

Met uitzondering van de bescherming van de biodiversiteit wordt voor de berekening van de kritische stikstof- en zuurdepositieniveaus gebruik gemaakt van een Simpel Massa Balans (SMB) model. Het SMB model (De Vries, 1993) is een bodemchemisch georiënteerd voorspellingsmodel waarmee kritische depositieniveaus voor stikstof en potentieel zuur kunnen worden berekend op basis van beschermingsniveaus voor bodemkwaliteit, grondwaterkwaliteit, wortelgroei, bosgroei en vegetatie. Het SMB model berekent depositieniveaus waarbij op de lange termijn 'in een evenwichtssituatie, de gestelde beschermingscriteria (Tabel 14) nog net gerealiseerd kunnen worden. Voor het bepalen van kritische depositieniveaus voor zuur en stikstof in relatie tot effecten op de soortensamenstelling van vegetaties is gebruik gemaakt van de modelketen SMART-MOVE (Van Hinsberg & Kros, 1999). Uitgebreidere informatie over de modellen is gegeven in Albers et al. (2001).

Berekende kritische depositie niveaus

Op basis van de hierboven beschreven methoden en gegevens zijn relaties berekend tussen zuur- en stikstofdepositie en de percentages beschermd areaal voor verschillende effecten (Figuur 17A, B). In beide figuren zijn tevens het gemiddelde depositieniveau in 2000 en de beleidsdoelstelling voor zuur en stikstof in 2010

opgenomen. Hiermee wordt een indicatie gegeven in welke mate het percentage beschermd areaal toeneemt voor de onderscheiden functies wanneer de beleidsdoelstellingen worden gerealiseerd. Daarbij dient wel te worden bedacht dat het percentage beschermd areaal bij deze niveaus uitsluitend betrekking heeft op de situatie dat overal in Nederland het betreffende depositieniveau aanwezig is. In de werkelijkheid is er sprake van een grote ruimtelijke variabiliteit en dient de overschrijding te worden berekend door de plaatsspecifieke kritische depositie af te trekken van de plaatsspecifieke huidige of toekomstige depositie.



Figuur 17 Percentage beschermd areaal voor de verschillende functies in relatie tot het zuurdepositieniveau (A) en stikstofdepositieniveau (B) uitgaande van standaard beschermingscriteria. De verticale lijnen in Figuur A betreffen het gemiddelde zuurdepositieniveau van 3800 mol$_c$.ha^{-1}.jr^{-1} in 2000 en de beleidsdoelstelling van 1400 mol$_c$.ha^{-1}.jr^{-1}. De verticale lijnen in Figuur B zijn het gemiddelde stikstof depositieniveau van 2900 mol.ha^{-1}.jr^{-1} in 2000 en de beleidsdoelstelling van 1000 mol.ha^{-1}.jr^{-1}. (Bron: De Vries et al., 2000).

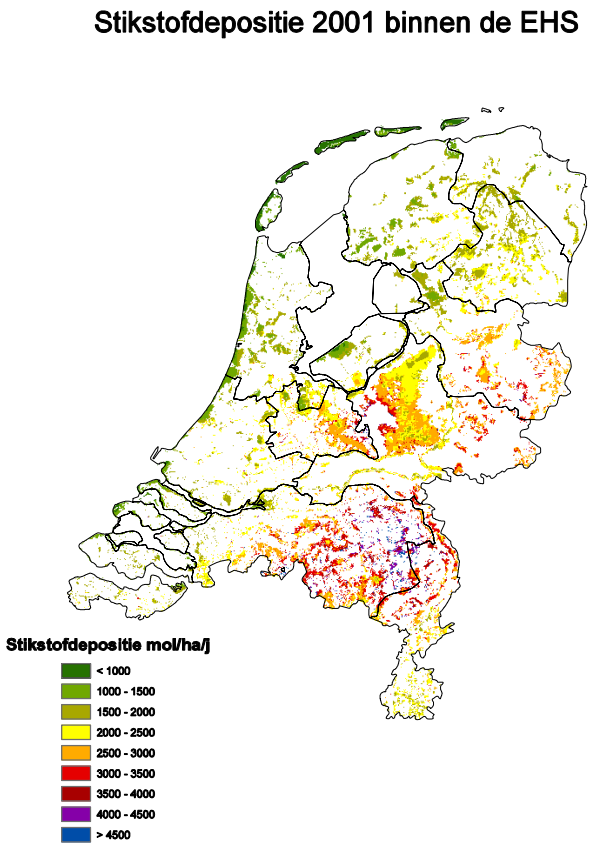
Uit Figuur 17A blijkt dat de maximaal toelaatbare (kritische) depositieniveaus voor zuur afnemen gaande van de bescherming van de wortels van natuurlijke vegetaties en bossen, de grondwaterkwaliteit, de bodemkwaliteit en de soortensamenstelling (natuurwaarde) van de vegetatie. Een soortgelijke trend is te zien voor stikstof, waar de waarden afnemen gaande van de bescherming van de grondwaterkwaliteit op het niveau van de EU norm, de groei/vitaliteit van bomen (door nutriëntenonbalans, droogte, vorst etc.), de grondwaterkwaliteit op streefwaardeniveau en de natuurwaarde (soortensamenstelling of biodiversiteit) van de terrestrische vegetatie (Figuur 17B).

Uit Figuur 17 blijkt duidelijk dat eisen die voor de natuurwaarde worden gesteld het meest stringent zijn. Dit geldt zowel voor zuur als voor stikstofdepositie. Uit de resultaten blijkt verder dat bij de doelstellingen van 1400 molc.ha-1.jr-1 voor zuur en 1000 mol.ha-1.jr-1 voor stikstof de natuurwaarde van terrestrische vegetaties nog in een deel van Nederland bedreigd worden. In met name floristisch waardevolle en gevoelige ecosysteemtypen, zoals onder andere schraal en duingraslanden en hoogvenen, zijn de kritische depositieniveaus lager dan de huidige doelstellingen.

5.3 Overschrijdingen van kritische stikstofdepositieniveaus

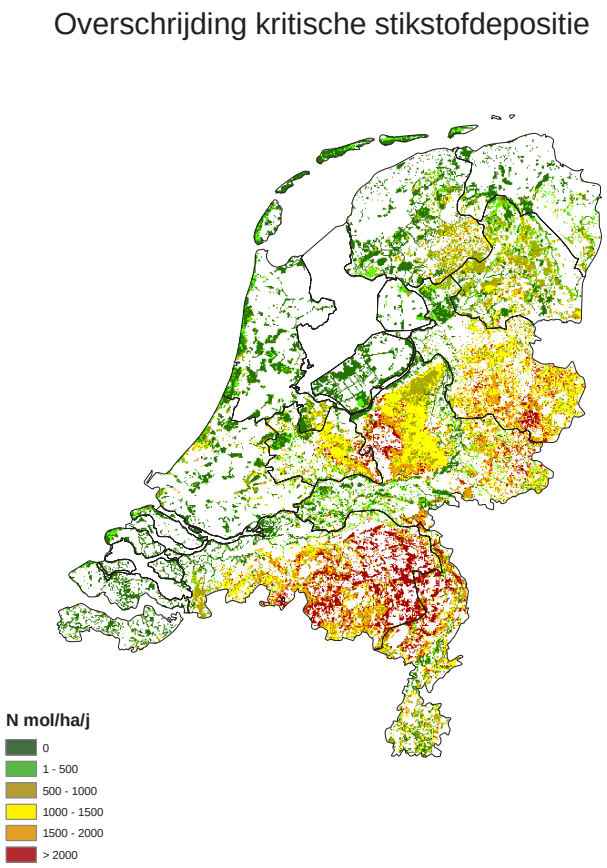
Uitgaande van de berekende kritische depositieniveaus zijn in NMP4 landelijk gemiddelde doelstellingsniveaus voor natuur van 2150 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor zuur en 1550 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof in 2010 gegeven. Duurzame bescherming van alle terrestrische vegetaties is bij die niveaus niet overal gegarandeerd. Pas in de buurt van de lange termijn niveau's van 900 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor zuur en 550 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof wordt een vrijwel volledige bescherming geboden. De mate van bescherming hangt echter in sterke mate af van de regionale verdeling van de deposities. In het noorden van het land waar de deposities lager zijn dan het landelijke gemiddelde is nu al de mate van bescherming ook relatief hoger.

De landelijk gemiddelde depositie bedroeg op natuur in 2001 ca 2150 (1900-2400) $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ (RIVM, 2003) Door de sterke lokale variaties in de ammoniak emissies (aanwezigheid van grote stallen) is er een sterke ruimtelijke variatie in de stikstofdepositie. In gebieden met intensieve veehouderij komen op grote schaal deposities voor van boven de 4500 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ (zie Figuur 18). In de duinen en het noorden is daarentegen de depositie relatief laag. De bijdrage van de landbouw aan de stikstof depositie is hoog met uitzondering van west Nederland.



Figuur 18 Berekende stikstofdepositieniveau op natuur per 250 cel in 2001 (bron: factsheet atmosferische stikstofdepositie; http://milieuconditities.wur.nl)

Op basis van kaarten van natuurdoeltypen en kritische depositieniveaus voor die natuurdoeltypen kan een ruimtelijk beeld gemaakt worden van de overschrijding van de kritische stikstofdepositie (Figuur 19A). Tevens kan een inschatting gemaakt worden van de knelpunten ten aanzien van overschrijding van kritische depositieniveaus. In de tabel in Figuur 19B is daartoe de gemiddelde depositie op gebieden met natuurdoelen vergeleken met de gemiddelde kritische depositie van het betreffende natuurdoeltype (Figuur 19B). Hieruit blijkt dat de overschrijding vooral groot is in vennen en duinplassen, natte en droge schraalgraslanden, natte heide en droge heide, hoogveen, zandverstuivingen en bossen op arme zandgronden.



Natuurdoel	Overschrijding kritische N depositie
Meer	
Beek	
Brak water	
Ven & duinplas	
Moeras	
Nat schraalgrasland	
Nat matig voedselrijk grasland	
Droog schraalgrasland	
Kalkgrasland	
Bloemrijk grasland	
Ziltgrasland	
Natte Heide & Hoogveen	
Droge heide	
Zandverstuiving	
Reservaat akker	
Bos van laagveen en klei	
Bos van arme gronden	
Bos van rijke gronden	
Bos van bron en beek	

Overschrijding kritische N-depositie	
	>2x
	2-1,5x
	1-1,5x
	<1x

Figuur 19 Ruimtelijk beeld van de overschrijding van de gemiddelde kritische depositieniveaus van natuurdoeltypen (A) en de mate van gemiddelde overschrijding voor diverse natuurdoeltypen (B) voor het jaar 2001(bron: factsheet atmosferische stikstofdepositie; http://milieucondities.wur.nl).

6 Beleidsdoelen en beleidsinstrumenten voor het verzuringsbeleid

In dit hoofdstuk wordt vooral ingegaan op het brongerichte verzuringsbeleid wat is ingezet om de emissie en depositiedoelstellingen te halen (paragraaf 6.1). Daarnaast wordt kort ingegaan op de zogenaamde effectgerichte maatregelen die additioneel worden ingezet om tot natuurherstel te komen (paragraaf 6.2).

6.1 Beleidsdoelen en brongerichte beleidsinstrumenten

In deze paragraaf wordt eerst ingegaan op beleidsinstrumenten waarmee op basis van brongerichte maatregelen de verzuring door zwavel en stikstof emissie wordt aangepakt om de geformuleerde beleidsdoelen te halen. Vervolgens wordt ingegaan op instrumenten die specifiek gericht zijn op het reduceren van de ammoniakemissie. De nadruk op ammoniak emissie is omdat dit momenteel de grootste bijdrage vormt aan de verzuring in Nederland en tevens het meest weerbarstige beleidsveld is.

Algemene beleidsinstrumenten waarmee de verzuring wordt aangepakt
Verzuring en grootschalige luchtverontreiniging stopt niet bij de landsgrenzen. Ongeveer 40% van de zure depositie en 30% van de stikstofdepositie in Nederland is afkomstig vanuit het buitenland. De bijdrage aan de concentraties van NO_2, ozon en fijn stof van het buitenland is zelfs nog groter en wel 90 % voor de concentraties ozon, 40% voor NO_2 en 75% voor fijn stof (gegevens voor het jaar 2003). Nederland exporteert overigens zelf ongeveer drie keer zoveel zure depositie dan dat het door andere landen aangevoerd krijgt.

Vanwege het grensoverschrijdende karakter van verzuring en eutrofiëring door stikstofdepositie, en daarmee samenhangend de vorming van ozon op leefniveau en de verspreiding van fijn stof, kunnen deze met elkaar samenhangende milieuvraagstukken alleen door internationale samenwerking worden opgelost. Het internationale beleid op dit gebied wordt vormgegeven binnen de Europese Unie (EU) en de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties (UNECE). Hierbij wordt uitgegaan van een wederzijdse aansprakelijkheid tussen landen voor grensoverschrijdende luchtverontreiniging. Ieder land moet dus bij de aanpak van zijn emissies rekening houden met de effecten die deze veroorzaken in andere landen. Het Nederlandse beleid is er daarom niet alleen op gericht om de eigen uitstoot zoveel als mogelijk te reduceren, maar ook om andere landen te bewegen hetzelfde te doen. Afspraken hierover worden juridisch vastgelegd binnen UNECE en/of EU kader. Daarom wordt hieronder eerst ingegaan op het internationale beleid en vervolgens op het nationale beleid. De belangrijkste internationale verplichtingen op het terrein van verzuring en grootschalige luchtverontreiniging zijn het Gotenburg protocol van de UNECE en de NEC-richtlijn van de EU. Nationaal is het vierde Nationaal Milieubeleidsplan (NMP4) richtinggevend.

UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP): Internationaal is de "Convention on Long-range Transboundary Air Pollution" van groot belang. Dit is een verdrag van de lidstaten van de UNECE gericht op het bestrijden van luchtverontreiniging. Hierin zitten alle Europese landen, de Europese Commissie, de Verenigde Staten en Canada. Het verdrag dat dateert uit 1979 kent 8 protocollen waarvan het Gothenburg-protocol het belangrijkst is. In het Gothenborg protocol uit 1999 hebben de lidstaten afspraken gemaakt over vermindering van de uitstoot van ammoniak (NH_3), zwaveldioxide (SO_2), stikstofoxiden (NO_x) en vluchtige organische stoffen (VOS). Het protocol legt iedere lidstaat een nationaal emissieplafond op. Deze emissieplafonds voor de lidstaten zijn gericht op het zoveel mogelijk voorkomen van effecten van verzuring, eutrofiëring (door stikstofdepositie) en ozonconcentraties op leefniveau.

EU NEC-richtlijn: De EU heeft zich op het terrein van luchtverontreiniging tot voor kort voornamelijk ingespannen op het gebied van luchtkwaliteit (menselijke gezondheid) en bestrijding van emissies middels richtlijnen op het gebied van grote stookinstallaties, auto's etc.. In het 5e Milieu Actie Plan (MAP)heeft de EU voor het eerst de intentie uitgesproken verzuring aan te pakken. Hierbij worden dezelfde instrumenten gebruikt als bij de UN/ECE en dit heeft geresulteerd in de Nationale Emissieplafond richtlijn (NEC-richtlijn) uit 2001 (Directive 2001/81/EC). NEC staat voor 'national emission ceilings' oftewel nationale emissieplafonds. Hierin is vastgelegd dat de EU-lidstaten programma's moeten opstellen voor de reductie van dezelfde vier stoffen als in het Gothenborg protocol (SO_2, NO_x, NH_3 en VOS).

Nationaal Milieubeleidsplannen NMP4: In 2001 verscheen de kabinetsnota 'Een wereld en een wil: werken aan duurzaamheid'. Dit vierde Nationaal Milieubeleidsplan (NMP4) wil een eind maken aan het afwentelen van milieulasten op de generaties na ons en op mensen in arme landen. Want met de huidige manier van produceren en consumeren schuiven we nog steeds onze milieulasten door naar anderen. In NMP4 wordt ook uitgebreid aandacht besteed aan verzuring en grootschalige luchtverontreiniging en de benodigde reducties daarin, mede op grond van de genoemde kritische belastingen.

Het verzuringbeleid, zoals dit tot het NMP4 gold, is terug te voeren op het Bestrijdingsplan Verzuring (BPV) uit 1989. Dit was tevens de laatste grote nota over 'de problematiek van de verzuring'. Het verzuringbeleid, zoals dit in het BPV is neergelegd is verder uitgewerkt in NMPplus, NMP2 en NMP3 waarbij in het NMP3 een evaluatie van de doelstellingen werd aangekondigd. Deze evaluatie werd nodig geacht omdat de emissiedoelen voor het jaar 2010 niet haalbaar waren, er een beter inzicht was ontstaan in effecten bij mensen, dieren, planten, gewassen en materialen (zie ook Hoofdstuk 5) en er in internationaal verband nieuwe afspraken voor nationale emissiedoelen in de UN/ECE en EU werden voorbereid. Nieuwe doelstellingen voor het thema Verzuring en Grootschalige luchtverontreiniging zijn geformuleerd en gepresenteerd in het NMP4.

De lange-termijn doelstellingen voor de gewenste milieukwaliteit in relatie tot zure depositie en stikstofdepositie, zoals weergegeven in NMP4 zijn bepaald op basis van

kritische belastingen voor bodemkwaliteit, wortelaantasting, houtgroei, uitspoeling naar het grondwater en biodiversiteit (zie Hoofdstuk 5 over kritische belastingen). Door 95% bescherming van het areaal tegen alle effecten ten doel te stellen, zoals ook internationaal gebruikelijk is, is het vereiste depositieniveau bepaald. Voor ozon zijn de lange-termijn doelstellingen overgenomen van de WHO-guidelines die weer door de EU zijn overgenomen in de EU-dochterrichtlijn ozon. De volledige achtergrond van de evaluatie van de verzuringsdoelstellingen en de nieuwe doelstellingen is gegeven in de VROM publicatie "Op weg naar duurzame niveaus voor gezondheid en natuur" (Ministerie VROM, 2001).

Het NMP4 zet de lange-termijn doelstellingen neer als kwaliteitsbeelden waarvan het de ambitie is deze in 2030 te bereiken. Voor wat de depositie betreft hoeven dergelijke niveaus niet overal te worden gehaald. Met generiek emissiebeleid alleen zijn gemiddelde depositie niveaus voor zuur en stikstof op ecosystemen van 900-1300 mol/ha, respectievelijk 550-900 mol/ha, haalbaar. Lokale maatregelen (gebiedsgericht beleid) voor met name NH_3 dienen, waar nodig, zorg te dragen voor de gewenste aanvullende vermindering van deposities op de meest gevoelige ecosystemen. Voor het bereiken van de ambitie zijn emissie plafonds voor Nederland geschat zoals gegeven in Tabel 15, uitgaande van vergelijkbare reducties in het buitenland, met name in onze buurlanden.

Beleidsdoelen

In Tabel 15 is aangegeven wat de internationaal vereiste emissieplafonds in 2010 zijn in het kader van het UN/ECE Gothenburg-protocol en de EU NEC-richtlijn. Met ingang van 2010 mag Nederland niet meer uitstoten dan deze plafonds aangeven. Voor Nederland zijn de nationale emissieplafonds voor ammoniak 128 kiloton (128 miljoen kilo), voor zwaveldioxide 50 kton, voor stikstofoxiden 266 kton en voor vluchtige organische stoffen 191 kton. Nederland heeft het protocol op 5 februari 2004 als 8e land geratificeerd. In de NEC-richtlijn gaan de EU-lidstaten iets verder dan in het Gothenburg-protocol (Tabel 15).

Tabel 15 Nederlandse emissies voor SO_2, NO_x, NH_3, en VOS in 2000, internationaal vereiste (EU of UN/ECE) emissieplafonds in 2010 en nationale emissiedoelstellingen voor 2010 en 2030 (in kton).

Element	Emissie 2000	Emissiedoelstellingen in 2010			Nationale emissie-doelstelling 2030
		Gothenburg protocol	NEC-richtlijn	Nationale doelstelling	
SO_2	91	50	50	46	25-40
NO_x	21	266	260	231	70-120
NH_3	157	128	128	100	30-55
VOS	281	191	185	163	50-120

De nationale emissieplafonds van Nederland voor stikstofoxiden en voor vluchtige organische stoffen zijn 260 kton en 185 kton, beide 6 kton lager dan het Gothenburg-protocol. De plafonds voor ammoniak en zwaveldioxide zijn hetzelfde als in Gotenburg overeen is gekomen.

In Tabel 15 is tevens aangegeven wat de nationale emissiedoelstellingen voor 2010 en 2030 zijn. Deze zijn voor 2010 beduidend scherper dan de internationaal vereiste doelstellingen. Dit geldt al helemaal voor de lange termijn doelstellingen in 2030,

waar nader op ingegaan wordt onder het nationale beleid. De emissieplafonds waar Nederland zich aan heeft gecommitteerd in het Gothenburg protocol en de NEC-richtlijn gelden echter als resultaatverplichtingen die op straffe van ingebrekestelling gehaald moeten worden. De nationale emissiedoelstellingen zijn inspanningsverplichtingen en zijn leidend voor het beleid. De voortgang in het realiseren van emissiedoel- en taakstellingen wordt jaarlijks nagegaan. Ook de milieukwaliteit wordt jaarlijks vastgesteld. Op deze manier blijft tijdige bijsturing van het beleid mogelijk. Bovendien wordt zo voldaan aan de internationale rapportageverplichting in het kader van het UN/ECE-Gothenburg protocol en de NEC-richtlijn. De rapportage wordt ook aan de Tweede Kamer aangeboden.

Beleidsinstrumenten waarmee de verzuring door ammoniakemissie wordt aangepakt

Ook waar het specifiek gaat om beleidsinstrumenten waarmee de verzuring door ammoniakemissie wordt aangepakt kan onderscheid worden gemaakt in internationale beleidsinstrumenten, waaronder de IPPC richtlijn, de Habitatrichtlijn en de Kaderrichtlijn water/nitraatrichtlijn en nationale beleidsinstrumenten, waaronder de Wet ammoniak en veehouderij (WAV), de Wet milieubeheer (WM) en het Besluit gebruik meststoffen.

IPPC richtlijn: De Europese "Integrated Pollution Prevention and Control" (IPPC) richtlijn heeft geïntegreerde preventie en beperking van verontreiniging door industriële bedrijven tot doel. Onder industriële bedrijven verstaat men ook de intensieve veehouderij. Onder geïntegreerd wordt verstaan dat er door eventuele aanpassingen ten gevolge van de richtlijn geen afwenteling op andere milieuproblemen (grondwater) mag ontstaan. De richtlijn eist onder meer dat bij vergunningverlening rekening moet worden gehouden met het gebruik van de 'beste beschikbare technieken' (BBT) om verontreiniging zoveel mogelijk tegen te gaan en dat er geen 'belangrijke verontreiniging' mag worden veroorzaakt. Voor Nederland staan de best beschikbare technieken beschreven in de zgn. RAV-lijst, die ook voor de Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB) huisvesting en de Wet Ammoniak en Veehouderij wordt gebruikt. De RAV-lijst wordt voortdurend actueel gehouden door nieuwe technieken, voor zover die op de markt komen, op te nemen.

Habitatrichtlijn: De Habitat richtlijn heeft tot doel bij te dragen aan het waarborgen van de biologische diversiteit door het in stand houden van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de Lidstaten. Elk lidstaat wijst daartoe een aantal speciale beschermingszones aan: de zgn. Natura 2000-gebieden. Nederland heeft een speciale verantwoordelijkheid voor Natura-2000-habitats van schorren, kustduinen, heide op landduinen, eutrofe meren en hoogveen. Ook blauwgraslanden, stroomdalgraslanden en heischrale graslanden zijn belangrijk, maar de oppervlakte van deze typen is in Nederland gering. Tot nu toe zijn er in Nederland 79 Vogelrichtlijngebieden en 141 Habitatrichtlijngebieden aangewezen.

Een storende factor voor de Vogelrichtlijngebieden en Habitatrichtlijngebieden is ammoniakdepositie. Bij de uitbreiding van een intensieve veehouderij in de nabijheid van een natuurgebied mag er dus geen significant effect optreden. Uit rechterlijke

uitspraken is af te leiden dat elke individuele toename van de depositie van ammoniak niet is toegestaan zolang de totale depositie nog boven het plafond ligt dat het gebied duurzaam kan verdragen (kritische belasting; zie hoofdstuk 5). Er is wel een drempelwaarde voor de depositie van 15 mol ammoniak geaccepteerd. Wanneer de depositie van een bedrijf boven de 15 mol uitkomt, moet aangetoond worden dat de uitbreiding geen belangrijke negatieve gevolgen heeft. In Nederland moeten de gemeentes vergunning verlenen (of weigeren) voor zo'n uitbreiding.

Kaderrichtlijn water en nitraatrichtlijn: de kaderrichtlijn water (Water Framework Directive) en de bijbehoren nitraatrichtlijn (Nitrate Directive, 91/676/EC), waar de 15 EU lidstaten in 1991 mee hebben ingestemd en die is geïmplementeerd in 2003 hebben voornamelijk betrekking op de uit- en afspoeling van stikstof (in geval van de kaderrichtlijn water ook vele andere stoffen) naar grond- en oppervlaktewater. De maatregelen die genomen worden om die uit- en afspoeling te reduceren zijn echter van invloed op de ammoniak emissie.

Wet ammoniak en veehouderij (WAV): De Wet ammoniak en veehouderij (WAV) vormt samen met de Wet milieubeheer (WM) het belangrijkste wettelijke instrument voor het tegengaan van vermesting en verzuring door emissie en depositie van ammoniak. De WAV heeft alleen betrekking op de uitstoot van ammoniak uit dierenverblijven (stallen). Een belangrijke maatregel in dit kader is de bouw van emissiearme stallen (de lucht in de stallen wordt gezuiverd). De WAV heeft tot doel om de natuur extra te beschermen tegen de nadelige gevolgen van ammoniakuitstoot van veehouderijen in of nabij kwetsbare gebieden. Omdat bedrijven die dichter bij een bos of natuurgebied liggen, een veel grotere ammoniakbelasting op dit natuurgebied of bos veroorzaken dan bedrijven die verder weg liggen worden boeren in de omgeving van dergelijke kwetsbare gebieden gestimuleerd om hun bedrijf te verplaatsen. Met de ammoniakregelgeving voor de dierenverblijven van veehouderijen is gekozen voor een aanpak die zich meer richt op de emissie (uitstoot) van ammoniak in plaats van de depositie. De regelgeving bestaat uit een algemeen emissiebeleid voor heel Nederland en een aanvullend zoneringsbeleid voor de kwetsbare gebieden.

Wet milieubeheer (WM): De Wet milieubeheer (WM) beoordeelt de gevolgen van ammoniakemissie uit andere bronnen dan stallen, zoals mestopslag (afdekken van mestopslagen) en mestaanwending (bv. injectie van drijfmest in plaats van oppervlakkig uitrijden). Samen met de WAV is de WM van groot belang voor het reguleren van de reductie van ammoniakemissie..

Besluit gebruik meststoffen: Het "Besluit gebruik meststoffen" en het "Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen" zijn in eerste instantie meer gericht op het verminderen van de uitspoeling van stikstof in het kader van de Nitraatrichtlijn (EU). De uitstoot van ammoniak hangt echter ook ten nauwste samen met het gebruik van dierlijke mest. Daarom zijn het belangrijke gerelateerde instrumenten en besluiten bij het tegengaan van ammoniakemissie. Het Besluit gebruik meststoffen regelt tevens het emissiearme aanwenden van mest. Verder zijn in dit besluit verschillende middelvoorschriften opgenomen die nodig zijn om te

voldoen aan implementatie van de Nitraatrichtlijn, zoals scheuren van grasland, en perioden waarin gebruik van dierlijke mest en kunstmest is toegestaan.

6.2 Effectgerichte beleidsinstrumenten

De negatieve invloed van verzuring en vermesting door atmosferische stikstofdepositie op gevoelige ecosystemen is dermate groot dat het op relatief korte termijn niet oplosbaar is met uitsluitend brongerichte maatregelen. Dit gegeven is al onderkend in de jaren tachtig van de vorige eeuw. In 1989 is daarom begonnen, in aanvulling op het brongerichte beleid, met twee regelingen: de regeling Effectgerichte Maatregelen in natuurterreinen (EGM-natuur) en de regeling Effectgerichte Maatregelen in bossen (EGM-bos). Het doel van de regeling EGM-natuur was het herstellen van gemeenschappen die verarmd waren onder invloed van verzuring en vermesting. Ook konden maatregelen getroffen worden om te voorkomen dat bedreigde populaties van zeldzame soorten (lokaal) zouden verdwijnen. Dit alles was bedoeld als tijdelijke maatregel, totdat door brongerichte maatregelen de atmosferische depositie voldoende was gereduceerd. Het accent van de regeling EGM-natuur lag op bet herstellen van de natuurwaarden, het accent bij de regeling EGM-bos lag op het verbeteren van de bosvitaliteit. In 1995 zijn beide EGM-regelingen geïntegreerd opgenomen in het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) en is ook verdroging of verlaging van de grondwaterstand als belangrijke degraderende invloed erbij betrokken. Per september 2006 is dit geheel opgegaan in het kennisnetwerk "ontwikkeling en beheer natuurkwaliteit" (OBN).

In de Haan et al. (2007) wordt een samenvatting gegeven wat de (on) mogelijkheden zijn voor herstel (EGM/OBN) van aangetaste ecosystemen voor respectievelijk bossen, heiden en heischrale graslanden, soortenrijke graslanden, hoogveen en mesotrofe venen en vennen, (zeer) zwakgebufferde wateren en duinplassen. Daarbij wordt ook beschreven of effectgerichte maatregelen in het betreffende ecosysteemtype noodzakelijk zijn om eerst weer in de originele toestand van het milieu te komen, of dat effectgerichte maatregelen ook kunnen bijdragen aan verminderde gevoeligheid van betreffende systemen voor N-depositie. In het algemeen moet gesteld worden dat herstelmaatregelen in de beschreven natuurterreinen noodzakelijk zijn om de erfenis van N-depositie uit het verleden te verwijderen. Door deze "erfenis" is in bijna alle gevallen geen spontaan herstel van de biodiversiteit op redelijke termijn (< 50 jaar) te verwachten. De N-ophoping in deze ecosystemen verdwijnt niet van zelf, uitgezonderd via denitrificatie in sommige moerassen of door N-uitspoeling naar het grondwater in bossen. In slechts enkele ecosystemen (droge en natte heide, kalkgraslanden) is het mogelijk de gevoeligheid van het systeem voor N-depositie door EGM/OBN wat te verlagen, waardoor de kritische N-depositiewaarden voor genoemde systemen met maximaal 5 kg N ha^{-1} jr^{-1} kunnen worden opgehoogd. De duurzaamheid van EGM in de heide en heischrale graslanden is eveneens aanzienlijk: 10-15 jaar na uitvoering is de abiotiek in zowel natte als droge delen nog steeds duidelijk verbeterd, en ook zijn meer "volledige" plantengemeenschappen ontstaan doordat brongerichte maatregelen tegen verzuring en vermesting steeds meer vruchten beginnen af te werpen (De Haan et al., 2007).

7 Evaluatie van het verzuringsbeleid

In dit hoofdstuk wordt tenslotte wordt een evaluatie gegeven van het gevoerde en geplande beleid rond verzuring. Uitgaande van de positieve gevolgen van het ingezette beleid (waarvan eerst nog een samenvatting wordt gegeven), wordt ingegaan op de kosteneffectiviteit en haalbaarheid van lange termijn kritische depositie en emissieniveaus in relatie tot onzekerheden. Daarnaast wordt ingegaan op de noodzaak van monitoring van effecten ten behoeve van de evaluatie van de effectiviteit van het beleid. Tenslotte wordt het belang van een afweging tussen de inzet van brongerichte en effectgerichte maatregelen benadrukt.

Gevolgen van ingezet beleid

Als gevolg van ingezet beleid zijn tussen 1980 en 2000 de emissie en de depositie van zwaveldioxide met ongeveer 80% afgenomen en voor de stikstofoxiden- en ammoniakemissies is de vermindering ten opzichte van midden jaren tachtig ca. 30%. Uit onderzoeksresultaten zoals onder andere weergegeven in deze bijdrage blijkt dat de ingezette emissievermindering zijn vruchten heeft afgeworpen. Het heeft geleid heeft tot een duidelijke vermindering van de depositie. Verder komt het tot uiting in een sterke afname in de sulfaat- en nitraatconcentratie in het bodemvocht en in mindere mate in het grondwater. Daardoor is er ook sprake van een sterke daling van het potentieel giftige aluminium in bodemvocht. Ook de verhouding van aluminium ten opzichte van basen als calcium, magnesium en kalium zijn in het bodemvocht gedaald, wat wijst op een verbetering van het wortelmilieu. Wat de bodem betreft blijkt echter dat daar nog altijd sprake is van een afname in de voorraad aan basen, met name in de strooisellaag. Herstel van de buffervoorraden in de bodem vereist dus een nog verdergaande reductie van de depositie.

Monitoring aan korstmossen laat een duidelijk herstel wat samenhang met de afgenomen luchtconcentraties van SO_2. Bosvitaliteit, in termen van naaldbezetting en naaldverkleuring laat echter geen duidelijke verbetering zien, wat samenhangt met het feit dat die indicatoren slechts beperkt gerelateerd zijn aan de depositie van zwavel en stikstof. Incidenteel onderzoek aan bosvegetaties en vennen wijst wel op een herstel van de abiotische randvoorwaarden voor vegetatieontwikkeling en soms lokaal ook op een daadwerkelijk herstel van vegetaties. Ook de vergrassing van heide gaat veel trager en is plaatselijk tot stilstand gekomen.

Uit de gepresenteerde resultaten blijkt dat de ingezette emissievermindering geleid heeft tot een duidelijke depositievermindering, wat een gunstig effect op de natuur heeft gehad, ook al worden de landelijke depositiedoelen nog niet gehaald. Dit is een stimulans om door te gaan met emissiereductie. De vraag daarbij is wel: tot hoever en tot welke prijs. Dure maatregelen op het gebied van verdergaande emissiereducties voor zwavel en stikstof dienen een aantoonbaar effect te hebben. Daarbij dienen onzekerheden in overschrijdingen van kritische depositieniveaus te worden betrokken als ook een afweging tussen brongericht en effectgericht beleid.

Haalbaarheid van lange termijn kritische depositie en emissieniveaus in relatie tot onzekerheden

Uitgaande van de berekende kritische depositieniveaus zijn in NMP4 landelijk gemiddelde lange termijn doelstellingsniveaus (2030) voor natuur gegeven van 900 $mol_c.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor zuur en 550 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof. Dan nog is, volgens NMP4, nader gebiedsspecifiek beleid nodig om de meest gevoelige natuurdoeltypen te beschermen waarbij de depositie onder de 400-600 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor potentieel zuur en 300-500 $mol.ha^{-1}.jr^{-1}$ voor stikstof moet liggen. De gewenste lange-termijn depositieniveaus voor NH_x, SO_x en NO_y volgens NMP4 leiden tot zeer lage nationale emissieniveaus, met name ook waar het gaat om ammoniak (30-55 kton N). Bij het verlagen van de depositie zal iedere mol depositie die extra gereduceerd moet worden duurder zijn. De kosteneffectiviteit van met name generieke emissiereductie zal daardoor steeds minder worden.

De vraag naar haalbaarheid en kosteneffectiviteit zal vooral sterk worden als we richting de lange-termijn nationale emissieniveaus gaan. De doelstelling van ca 55 kton N is mogelijk haalbaar wanneer de intensieve veehouderij (varkens en pluimvee) in 'emissieloze' stallen wordt geplaatst, de melkkoeien in emissiearme stallen, weidegang sterk beperkt wordt en dierlijke mest verwerkt wordt tot mestkorrels met een geringe ammoniakemissie bij aanwending (De Vries & Neeteson, 2002). De doelstelling van 30 kton is echter nog veel stringenter en is alleen haalbaar wanneer naast alle bovengenoemde maatregelen een zeer sterke reductie van de veestapel plaatsvindt (De Vries & Neeteson, 2002). Reeds ver voor een dergelijke niveau zal waarschijnlijk de kosteneffectiviteit van gebiedsgerichte en effectgerichte maatregelen sterk toenemen.

Met de afname van emissies en depositie wordt het gelijktijdig steeds belangrijker om de onzekerheid in zowel de depositieschattingen en in de kritische waarden mee te nemen in effect analyses. In de jaren tachtig was het gat tussen de depositie en de kritische depositie zo groot dat aandacht voor onzekerheden en de kosteneffectiviteit vraag veel minder urgent waren bij het uitvoeren van emissiebeperkende maatregelen. Nu de deposities afnemen wordt de vraag naar onzekerheden en toegevoegde waarde van nieuwe brongerichte maatregelen belangrijker. Onderzoek zou zich dan ook moeten richten op het in beeld brengen van die onzekerheden in huidige en kritische depositieniveaus, zodat een goede afweging gemaakt kan worden gemaakt tussen de kosten en de noodzaak van verdergaande emissie reducties in het licht van de verwachte effecten.

Het belang van integrale oorzaak-effect monitoring

Monitoring van de effecten speelt een essentiële rol bij de evaluatie van de effectiviteit van het beleid. Momenteel wordt het volgen van het effect van het beleid echter bemoeilijkt door een niet altijd even goed onderling afgestemde monitoring (zie ook De Vries et al., 2002a). Belangrijk is om in voortgaande ecologische meetnetten zoals NEM de verandering (of herstel) van ecosystemen te relateren aan veranderingen in abiotische condities, zoals zuurgraad en nutriëntenvoorziening. Een (verdergaande) koppeling van abiotische en biotische metingen zal het zoeken naar relaties tussen biotische veranderingen en depositieverandering kunnen versterken.

Binnen de al bestaande meetnetten MFV en NEM wordt hier momenteel dan ook gewerkt, door gelijktijdig gericht abiotische sleutelfactoren te meten, zoals grondwaterstand, pH, gehalten aan macronutriënten en nutriëntenbeschikbaarheid. In het algemeen is monitoring iets wat op langere termijn vaak weinig draagvlak heeft. Zo worden verschillende meetnetten rond bosvitaliteit, met de bijbehorende depositiemetingen, ontmanteld. Het is en blijft echter essentieel om de effectiviteit van beleid te evalueren met een goed en samenhangend monitoring systeem.

Brongericht versus effectgericht beleid

Voor het bereiken van bescherming dient ook een afweging gemaakt te worden tussen inzet van brongerichte en effectgerichte maatregelen. Beiden kunnen een rol spelen bij het herstellen van bodem en natuur. Kritische depositieniveaus in verband met effecten op de soortensamenstelling van de vegetaties van zeer gevoelige terrestrische en aquatische systemen (vennen) zijn bijvoorbeeld erg laag (rond de 400 mol stikstof per hectare per jaar). Hoewel zeker niet voor alle natuur dit niveau vereist is, zijn het toch vooral de gevoelige systemen die bepalend zijn voor de NMP-4 lange termijndoelstellingen. De natuur kan met effectgerichte maatregelen echter meer depositie verdragen dan zonder dergelijke maatregelen. Zo kunnen verzuringsgevoelige vennen veel hogere depositieniveaus verdragen door het verwijderen van de zwavelrijke en stikstofrijke bagger. Door het open houden van de oever, waardoor het ven minder depositie invangt, kan de jaarlijkse kritische depositie per hectare bijvoorbeeld toenemen van gemiddeld 400 mol stikstof tot 1000 mol (RIVM, 2001). Dit vraagt om een analyse van de kosteneffectiviteit van brongerichte en effectgerichte maatregelen en tevens om een afstemming tussen natuurdoelen en milieudoelen.

Literatuur

Achermann, B. & R. Bobbink (Eds.), 2003. *Empirical critical loads for nitrogen: Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002*. Environmental Documentation 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape.

Albers, R., J. Beck, A. Bleeker, L. van Bree, J. van Dam, L. van der Eerden, J. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, C. van der Salm, A. Tonneijck, W. de Vries, L. Wesselink & F. Woretelboer, 2001. *Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 725501 001.

Aptroot, A., C.M. van Herk, H.F. van Dobben, P.P.G. van den Boom, A.M. Brand & L. Spier, 1998. *Bedreigde en kwetsbare korstmossen in Nederland. Basisrapport met voorstel voor de Rode Lijst*. Buxbaumiella 46, 1-101.

Aronsson, A., 1980. *Frost hardiness in Scots pine. II Hardiness during winter and spring in young trees of different mineral status*. Stud. for. suec. 155, 1-27.

Arts, G.H.P., 1987. *Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie*. Den Haag, Nationaal Verzuringsprogramma VROM.

Arts, G.H.P., 1990. *Deterioration of Atlantic soft-water systems and their flora*. Ph.D. Thesis, the Netherlands, Catholic University of Nijmegen.

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*. Wageningen, Alterra, Aquasense and RIVM. Alterra-rapport 542.

Bal, D., H. Beije, H. van Dobben & A. van Hinsberg, 2006. *Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen*. Notitie, Ministerie van LNV, Directie Kennis.

Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1996. *Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems*. In: Manual on methodologies and criteria for mapping critical loads/levels. UN ECE Concention on Long-range Transboundary Air Pollution. Texte 71-96, III-1/III-54. Umweltbundesamt-Berlin, pp. 54.

Bobbink, R., M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1998. *The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation*. J. Ecol. 86 (5), 717-738.

Boumans, L.J.M. & W. Beltman, 1991. *Kwaliteit van het bovenste freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bos- en heidevelden*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. RIVM Rapport 724901001.

Breeuwsma, A. & W. de Vries, 1984. *Gevolgen van de zure regen voor de bodem, 2: aandeel in de bodemverzuring in Nederland.* Wageningen (Netherlands), Stichting voor Bodemkartering. Stiboka Rapport 1787.

Brouwer, E., 2001. *Restoration of Atlantic softwaterlakes and perspectives for charactaristic macrophytes.* Proefschrift, Nijmegen,

Brunekreef, B. & S.T. Holgate, 2002. *Air pollution and health.* The Lancet 360 (9341), 1233-1242.

Buijsman, E., 2004. *Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2002.* Bilthoven, the Netherlands, RIVM. RIVM Rapport 500037004.

Buijsman, E., J.P. Beck, L. van Bree, F.R. Cassee, R.B.A. Koelemeijer, J. Matthijsen, R. Thomas & K. Wieringa, 2005. *Fijn stof nader bekeken.* Bilthoven, Milieu en natuurplanbureau. Rapportnr. 500037008.

Bunte, F.H.J., J.H.M. Wijnands, J. Bremmer, M. Hoogeveen, A.E.G. Tonneijck, K.W. van der Hoek, J.W. Erisman & S. Smeulders, 1998. *Economic impact of reductions in exposure of agricultural crops to nitrogen- and sulphuroxides in the Netherlands.* Environ. Pollut. 102 (Supp 1), 657-661.

Chameides, W.L., P.S. Kasibhatla, J. Yienger & H. Levy, 1994. *Growth of continental scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production.* Science 264, 74-77.

De Haan, B.J., J. Kros, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W. de Vries, 2007. *Achtergronden bij effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur.* MNP Rapport 500125002/2007, in prep.

De Visser, P.H.B., 1994. *Growth and nutrition of Douglas-fir, Scots pine and pedunculate oak in relation to soil acidification.* PhD Thesis, Wageningen, The Netherlands, Wageningen Agricultural University.

De Vries, W. & A. Breeuwsma, 1984. *Gevolgen van de zure regen voor de bodem, 1: oorzaken van bodemverzuring.* Wageningen (Netherlands), Stichting voor Bodemkartering. Stiboka Rapport 1786.

De Vries, W. & A. Breeuwsma, 1985. *De invloed van natuurlijke zuurbronnen, afvoer van biomassa en zure regen op de verzuring van Nederlandse bosgronden.* Nederlands Bosbouwtijdschrift 57 (4), 111-117.

De Vries, W. & A. Breeuwsma, 1986. *Relative importance of natural and anthropogenic proton sources in soils in the Netherlands.* Water Air Soil Pollut. 28 (1), 173-184.

De Vries, W., 1993. *Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands.* Water Air Soil Pollut. 68 (3-4), 399-434.

De Vries, W., 1994. *Soil response to acid deposition at different regional scales; Field and laboratory data, critical loads and model predictions.* PhD Thesis, Wageningen, The Netherlands, Wageningen University.

De Vries, W., J. Kros & C. van der Salm, 1995a. *Modelling the impact of acid deposition and nutrient cycling on forest soils.* Ecol. Model. 79 (1-3), 231-254.

De Vries, W., E.E.J.M. Leeters, C.M.A. Hendriks, H.F. van Dobben, J. van den Burg & L.J.M. Boumans, 1995b. *Large scale impacts of acid deposition on forests and forest soils in the Netherlands.* In: Heij, G.J. & J.W. Erisman (Eds). Studies in Environmental Science 64. Elsevier Science Publishers, pp. 261-277.

De Vries, W., J.J.M. van Grinsven, N. van Breemen, E.E.J.M. Leeters & P.C. Jansen, 1995c. *Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands.* Geoderma 67 (1-2), 17-43.

De Vries, W., C. van der Salm, A. van Hinsberg & J. Kros, 2000. *Gebiedsspecifieke, kritische depositieniveaus voor stikstof en zuur voor terrestrische ecosystemen.* Milieu 2000 (3), 144-158.

De Vries, W. & E.E.J.M. Leeters, 2001. *Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990.* Wageningen (Netherlands), Alterra, Green World Research. Alterra rapport 424.1.

De Vries, W., J.W. Erisman, H. van Dobben, A. van Pul & A. van Hinsberg, 2002a. *Verzuringsbeleid werpt vruchten af: Kosten en effecten emissie beleid dienen in de pas te lopen.* Arena 7, 8-9.

De Vries, W., J.W. Erisman, A. van Pul, J. Duyzer, L.J.M. Boumans, E.E.J.M. Leeters, J. Roelofs & A. van Hinsberg, 2002b. *Effecten van emissie beleid voor verzuring op depositie en de kwaliteit van bodem en grondwater.* Arena 6 (Het dossier), 82-85.

De Vries, W. & J.J. Neeteson, 2002. *Milieurandvoorwaarden aan duurzame landbouw: de samenhang tussen natuur, milieu en landbouw.* In: Spiertz, J.H.J. & J.W.H. Van der Kolk (Eds). Quick Scan Transitie Duurzame Landbouw. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, pp. 29-32.

De Vries, W., H. van Dobben, C.M. van Herk, J. Roelofs, A. van Pul, A. van Hinsberg, J. Duijzer & J.W. Erisman, 2002c. *Effecten emissiebeleid voor verzuring op de natuur.* Arena 7 (Het dossier), 105-108.

De Vries, W., G.J. Reinds & J.W. Erisman, 2003a. *Resultaten van het intensief Europees bosmonitoringprogramma. Bosecosystemen en stikstof.* Arena 9 (Het dossier), 52-55.

De Vries, W., G.J. Reinds, M. Posch, M.J. Sanz, G.H.M. Krause, V. Calatayud, J.P. Renaud, J.L. Dupouey, H. Sterba, P. Gundersen, J.C.H. Voogd & E.M. Vel, 2003b.

Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2003. Geneva and Brussels, UN/ECE and EC, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute.

De Vries, W., K. Butterbach-Bahl, H. Denier van der Gon & O. Oenema, 2007. *The impact of atmospheric nitrogen deposition on the exchange of carbon dioxide, nitrous oxide and methane from European forests*. In: Reay, D., N. Hewitt, J. Grace & K.A. Smith (Eds). Greenhouse gas sinks. Wallingford, UK, CABI, pp. 249-283.

Dirkse, G.M., W. de Vries, E.E.J.M. Leeters, H. van Dobben, J.W. Erisman & G.T.M. Grimberg, 2004a. *Forest Focus in Nederland. Een blauwdruk voor een Nationaal Programma Bosmonitoring*. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-Rapport 1046.

Dirkse, G.M., G.T.M. Grimberg & W. de Vries, 2004b. *Betekenis van de bosmeetnetten voor de beleidscyclus van LNV*. Ede, Expertisecentrum Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (EC-LNV). Rapport nr. 2004/314.

Dise, N.B., E. Matzner & M. Forsius, 1998. *Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe*. Environ. Pollut. 102 (Supp 1), 453-456.

Ellenberg, H., 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge, Cambridge Univ. Press.

Erisman, J.W., 2000. *De vliegende geest. Ammoniak uit de landbouw en de gevolgen voor de natuur*. The Netherlands, BetaText.

Erisman, J.W. & L.J. van der Eerden, 2000. *Stikstofonderzoeksprogramma STOP*. Lucht 2, 39-41.

Erisman, J.W., J.J. Möls, P.B. Fonteijn & F.P. Bakker, 2001. *Throughfall monitoring at 4 sites in the Netherlands between 1995 and 2000*. Petten, ECN. ECN-C-01-041.

Flückiger, W. & S. Braun, 2003. *Nutrient ratios for forest trees. Critical Loads of Nitrogen*. Report on a Workshop held in Berne, Switzerland, Nov. 11-13 2002 BUWAL, Berne.

Fraters, B., P.H. Hotsma, V.T. Langenberg, T.C. van Leeuwen, A.P.A. Mol, C.S.M. Olsthoorn, C.G.J. Schotten & W.J. Willems, 2004. *Agricultural practice and water quality in the Netherlands in the 1992-2002 period. Background information for the third EU Nitrate Directive Member States report*. Bilthoven, RIVM. RIVM-report 500003002.

Führer, J., L. Skärby & M.R. Ashmore, 1997. *Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe*. Environ. Pollut. 97 (1-2), 91-106.

Gundersen, P., I. Callesen & W. de Vries, 1998. *Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios*. Environ. Pollut. 102 (1), 403-407.

Hendriks, C.M.A., A.F.M. Olsthoorn, J.M. Klap, P.W. Goedhart, J.H. Oude Voshaar, A. Bleeker, F. de Vries, C. van der Salm, J.C.H. Voogd, W. de Vries & S.M.J. Wijdeven, 2000. *Relationships between crown condition and its determining factors in the Netherlands for the period 1984 to 1994*. Wageningen (Netherlands), Alterra, Green World Research. Alterra rapport 161.

Houdijk, A.L.M.F., 1990. *Effecten van zwavel en stikstof depositie op bos- en heide vegetaties*. Katholieke Universiteit Nijmegen, Vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie.

Karlsson, P.E., G. Selldén & H. Pleijel (Eds.), 2003. *Establishing ozone critical levels II*. UNECE Workshop report. B1523A, IVL, Sweden.

Keuken, M.P., F.P. Bakker, J.J. Möls, B. Broersen & J. Slanina, 1990. *Atmospheric deposition and conversion of ammonium to nitric acid on a historic building: a pilot study*. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 38, 47-62.

Kramer, M.H., B.L. Herwaldt, G.F. Craun, R.L. Calderon & D.D. Juranek, 1996. *Surveillance of waterborne-disease outbreaks - United States, 1993-1994*. MMWR 45 (SS01), 1-33.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen, 1995. *Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Wageningen, The Netherlands. SC-DLO Report 95.

Leeters, E.E.J.M. & W. de Vries, 2001. *Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995*. Wageningen (Netherlands), Alterra, Green World Research. Alterra rapport 424.2.

Matzner, E. & D. Murach, 1995. *Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in central Europe*. Water Air Soil Pollut. 85 (1), 63-76.

McConnell, R., K. Berhane, F. Gilliland, S.J. London, T. Islam, W.J. Gauderman, E. Avol, H.G. Margolis & J.M. Peters, 2002. *Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study*. Lancet 359, 386-91.

Meinardi, C.R., 1988. *Veranderingen in de samenstelling van het water in de Veluwse sprengen*. H2o 21, 52-57.

Ministerie VROM, 2001. *Op weg naar duurzame niveaus voor gezondheid en natuur. Overzichtspublicatie thema verzuring en grootschalig luchtverontreiniging*. VROM.

Nilsson, J. & P. Grennfelt, 1988. *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Report from a Workshop held at Skokloster Sweden March 19-24 1988. Miljø rapport 1988: 15. Copenhagen Denmark Nordic Council of Ministers.

Otte, A.J. & H. van Dam, 1996. *Overzicht van isoëtide waterplanten (1991 - 1995) en selectie van vennen voor metingen in het kader van de Mileiuverkenningen*. Amsterdam, Aquasense/Tec.

RIVM, 2001. *Bouwstenen voor het NMP4. Aanvulling op de Nationale Milieuverkenningen 5*. Bilthoven, RIVM. RIVM-rapport 408129 022.

RIVM, 2002. *Milieubalans 2002. Het Nederlandse milieu verklaard*. Alphen aan de Rijn, Kluwer.

RIVM, 2003. *Milieubalans 2003. Het Nederlandse milieu verklaard*. Alphen aan de Rijn, Kluwer.

Roelofs, J.G.M., 1983. *Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations*. Aquat. Bot. 17 (2), 139-155.

Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, A.L.F.M. Houdijk & J. Jansen, 1985. *The effect of airborne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands*. Plant soil 84 (1), 45-56.

Roelofs, J.G.M., 1986. *The effect of air-borne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heatland vegetation*. Experientia 42, 372-377.

Sanders, K. & W. de Vries (Eds.), 2004. *Nationale effectenmonitoring en -modellering in het kader van CLTRAP*. Ministerie VROM, interne publicatie.

Schaminée, J.H.J., V. Westhoff & G.H.P. Arts, 1992. *Die Strandlinggesellschaften (Littorelletea Br. Bl. et Tx. 43) der Niederlande, in europäischem Rahmen gefasst*. Phytocoenologia 20, 529-558.

Siebum, M.B., J.H.J. Schaminée & E.J. Weeda, 1995. *Montio Cardaminetea (Klasse der bronbeekgemeenschappen). De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. In: Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff (Eds). Uppsala, Opulus Press, pp. 139-160.

Spannhake, E.W., S.P.M. Reddy, D.B. Jacoby, X.-Y. Yu, B. Saatian & J. Tian, 2002. *Synergism between rhinovirus infection and oxidant pollutant exposure enhances airway epithelial cell cytokine production*. Environ. Health Persp. 110, 665-70.

Spiecker, H., K. Mielikäinen, M. Kölh & J.P. Skovsgaard (Eds.), 1996. *Growth trends in European forests. Studies from 12 Countries*. Research Report 5, Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag.

Sverdrup, H. & P. Warfvinge, 1993. *The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio*. Lund University, Department of Chemical Engineering II. Reports in Ecology and Environmental Engineering 1993: 2.

Thomas, R., W.G. van Arkel, H.P. Baars, E.C. van Ierland, K.F. de Boer, E. Buijsman, T.J.H.M. Hutten & R.J. Swart, 1988. *Emission of SO_2, NO_x, VOC and NH_3 in the Netherlands and Europe in the period 1950-2030. The emission module in the Dutch Acidification Systems Model.* Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM Report 758472002.

Ulrich, B., 1983. *Soil acidity and its relations to acid deposition.* In: Ulrich, B. & J. Pankrath (Eds). Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Dordrecht, the Netherlands, Reidel Publ. Co., pp. 127-146.

Van Aalst, R.M. & H.S.M.A. Diederen, 1982. *De rol van Stikstof oxiden en Ammoniak bij de depositie vanuit de lucht van bemestende en verzurende stoffen op de Nederlandse bodem.* Delft. TNO rapport R 83/42.

Van Aalst, R.M. & J.W. Erisman, 1991. *Atmospheric input fluxes.* In: Heij, G.J. & T. Schneider (Eds). Acidification Research in the Netherlands. Studies in Environmental Science 46. Amsterdam, the Netherlands, Elsevier Science Publishers, pp. 239-288.

Van Breemen, N., P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. de Ridder & H.F.R. Reijnders, 1982. *Soil acidification from atmospheric ammonium sulfate in forest canopy throughfall.* Nature 299, 548-550.

Van Dam, H., A. Mertens & L.M. Janmaat, 1993. *De invloed van atmosferische depositie op diatomeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen.* Wageningen, IBN-DLO. 052.

Van den Burg, J., 1988. *Voorlopige criteria voor de beoordeling van de minerale-voedingstoestand van naaldboomsoorten op basis van de naaldsamenstelling in het najaar.* Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp". Rapport 522.

Van der Eerden, L.J. & N. Duym, 1988. *An evaluatiuon method for combined effects of SO_2 and NO_2 on vegetation.* Environ. Pollut. 53 (1-4), 468-470.

Van der Eerden, L.J.M., P.H.B. de Visser & C.J. van Dijk, 1998. *Risk of damage to crops in the direct neighbourhood of ammonia sources.* Environ. Pollut. 102 (Supp 1), 49-53.

Van Dijk, H.F.G., M. van der Gaag, P.J.M. Perik & J.G.M. Roelofs, 1992. *Nutrient availability in Corsican pine stands in The Netherlands and the occurrence of Sphaeropsis sapinea: a field study.* Can. j. bot. 70, 870-875.

Van Dobben, H.F., M.J.M.R. Vocks, E. Jansen & G.M. Dirkse, 1994. *Veranderingen in de ondergroei van het Nederlandse dennenbos over de periode 1985-1993.* IBN Rapport 085.

Van Dobben, H.F. & W. de Vries, 2001. *Relatie tussen vegetatie en abiotische factoren in het Meetnet Vitaliteit en Verdroging: een statistische studie op grond van waarnemingen in 200*

opstanden in 1995 en 1996. Wageningen (Netherlands), Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra rapport 406.

Van Grinsven, H., M. Ward, N. Benjamin & T. de Kok, 2006. *Does the evidence about health risks associated with nitrate ingestion warrant an increase of the nitrate standard for drinking water?* Environmental Health 5 (1), 26.

Van Herk, C.M., 2001. *Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time*. Lichenologist 33 (5), 419-441.

Van Herk, C.M., A. Aptroot & H.F. van Dobben, 2002. *Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming*. Lichenologist 34 (2), 141-154.

Van Hinsberg, A. & J. Kros, 1999. *Een normstellingsmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen*. Bilthoven, The Netherlands, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 722108 024.

Van Wee, G.P., M.A.J. Kuijpers-Linde & O.J. van Gerwen, 2001. *Emissies en kosten tot 2030 bij het vastgesteld milieubeleid; achtergronddocument bij de Nationale Milieuverkenning 5*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 408129013.

Weyer, P.J., J.R. Cerhan, B.C. Kross, G.R. Hallberg, J. Kantamneni, G. Breuer, M.P. Jones, W. Zheng & C.F. Lynch, 2001. *Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa Women's Health Study*. Epidemiology 12 (3), 327-38.

WHO, 2001. *Air Quality Guidelines for Europe*. Second Edition, Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 91.

WHO, 2003. *Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group; Bonn, Germany; 13-15 January 2003*. Copenhagen, WHO.