

Ammoniak in Nederland

Ammoniak in Nederland

Planbureau voor de Leefomgeving

met medewerking van:

Alterra, Wageningen Universiteit Researchcentrum

B-WARE, Radboud Universiteit Nijmegen



Ammoniak in Nederland

© Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Bilthoven, juni 2008

PBL-publicatienummer 500125003

Redactie

B.J. de Haan (PBL), J. Kros (WUR), R. Bobbink (B-WARE), J.A. van Jaarsveld (PBL),
W. de Vries (WUR), H. Noordijk (PBL)

Redactie figuren

A.C. den Boer, M. Abels, J. de Ruiter, F.S. de Blois (PBL)

Vormgeving en opmaak

Uitgeverij RIVM

Contact

Bronno de Haan; bronno.de.haan@mnp.nl

ISBN: 978-90-6960-205-9

U kunt de publicatie downloaden van de website www.pbl.nl of opvragen via reports@mnp.nl onder vermelding van het PBL-publicatienummer.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Planbureau voor de Leefomgeving, de titel van de publicatie en het jaartal.'

Planbureau voor de Leefomgeving

Postbus 303

3720 AH Bilthoven

T: 030 274 2745

F: 030 274 4479

E: info@pbl.nl

www.pbl.nl



Woord vooraf

Het jaar 2010 is het zichtjaar voor de Europese richtlijn National Emission Ceilings, kortweg de NEC-richtlijn. Nederland heeft zich onder meer verplicht de emissie van ammoniak tot het niveau van 128 kiloton per jaar te beperken. Om dit doel te bereiken zijn er tal van maatregelen getroffen. Deze maatregelen richten zich op de landbouwsector, omdat daar de meeste ammoniak wordt uitgestoten. Recente emissieramingen geven aan dat het doel bereikt zal worden. Er zijn echter grote onzekerheden in die ramingen.

Het is dus mogelijk dat de maatregelen nog moeten worden aangescherpt. Echter, de effectiviteit van de maatregelen wordt betwijfeld. Ook wordt betwijfeld of ammoniak schade aan de Nederlandse natuur berokkent. Deze twijfel frustreert het politieke en maatschappelijke debat. Daarom publiceert het Planbureau voor de Leefomgeving in samenwerking met Alterra (Wageningen Universiteit) en B-WARE (Radboud Universiteit Nijmegen) een overzicht van de recente kennis over ammoniak in Nederland. Het gaat hierbij vooral om de uitstoot van ammoniak door de Nederlandse landbouw en de effecten daarvan op de Nederlandse natuur.

Het rapport beoogt de aanwezige kennis samen te brengen en zo de maatschappelijke en politieke discussie over de schadelijke werking van ammoniak en over de effectiviteit van maatregelen te ondersteunen. In het rapport komen recente trends in de emissie en depositie van ammoniak aan de orde. Ook gaat het rapport in op de gevoeligheid van de natuur voor stikstof en op de mogelijkheden die effectgericht natuurbeheer biedt om eventuele nadelige ontwikkelingen tegen te gaan.

Achtergrondinformatie waarop dit rapport is gebaseerd is te vinden in Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur (Kros et al., 2008).

Ik wil iedereen die aan Ammoniak in Nederland heeft bijgedragen, bedanken voor zijn medewerking.

Drs E.C. Mulock Houwer

Samenvatting

De biodiversiteit van de Nederlandse natuur is sinds 1950 flink afgenomen. Zeldzame soorten zijn verdwenen en sommige voorheen algemene soorten zijn nu zeldzaam geworden. Ook de vitaliteit van de Nederlandse bossen is de afgelopen dertig jaar achteruitgegaan. De belangrijkste oorzaken van deze achteruitgang zijn de depositie van stikstof, verzuring en de versnippering en verdroging van natuurgebieden. Daarnaast spelen andere factoren als klimaatverandering, ziekten, plagen en weersextremen een rol.

Europese regels verplichten ons om maatregelen te nemen, zodat de natuurlijke habitats en de wilde dier- en plantensoorten die van communautair belang zijn in een gunstige staat van instandhouding blijven of komen. De toekomstige kwaliteit en vitaliteit van tweederde van deze Natura2000-gebieden is echter onzeker. Deze gebieden bevinden zich nu in een “ongunstige staat van instandhouding”, wat een conflict oproept met de Europese regelgeving.

De depositie van stikstof, bestaande uit ammoniak en stikstofdioxide, speelt hierin een belangrijke rol. De ammoniakdepositie is in de periode 1950-1980 verdrievoudigd door de sterke groei van de landbouwsector. Dit was het gevolg van de intensivering van de veehouderij; het aantal kippen verviervoudigde en het aantal varkens was meer dan verviervoudigd. Na 1980 is de hoeveelheid rundvee overigens weer met 25% afgenomen en in de laatste tien jaar is het aantal varkens met 20% afgenomen. Als, echter, het melkquotum wordt afgeschaft, kan de melkveesector weer groeien en de emissie weer toenemen.

Na 1993 zijn de ammoniakconcentraties door emissiebeperkende maatregelen met 25% gedaald. De depositie ervan is echter nog steeds te hoog voor grote delen van de natuur. Nederland heeft als doel om voor het jaar 2010 de stikstofdepositie te halveren ten opzichte van die van 1988-1990. Het is onwaarschijnlijk dat dit doel gehaald wordt. Verdergaande maatregelen zijn nodig om de emissie te reduceren. Deze worden steeds kostbaarder, omdat de goedkoopste maatregelen al genomen zijn. Om de milieudoelen te halen, zijn er nu echter relatief dure maatregelen, zoals luchtwassers op stallen, noodzakelijk.

Een gedegen onderbouwing van het probleem en van de oplossingsrichtingen is noodzakelijk om zonodig kostbare maatregelen te kunnen rechtvaardigen. Er is dan ook veel onderzoek verricht naar de processen waardoor stikstofdepositie de natuur nadelig beïnvloedt. Bemestingsproeven hebben aangetoond dat stikstofdepositie vooral boven een bepaald niveau schadelijk is. Dat niveau, de kritische depositie, is nu voor elke soort natuur vastgesteld. Dit schept helderheid voor bijvoorbeeld vergunningsverlening. Ook kunnen sommige natuurgebieden zo beheerd worden, dat de nadelige effecten van stikstofdepositie worden beperkt. Hierbij valt te denken aan het afplaggen van heide. De maatregelen zijn niet alleen nodig voor het duurzaam beheer van natuurgebieden maar ook noodzakelijk om de erfenis van een halve eeuw overmatige ammoniakdepositie te verwijderen. Zonder dat is spontaan herstel van de biodiversiteit niet op redelijke termijn te verwachten.

Summary

Since 1950, biodiversity in the Netherlands has decreased, considerably. Rare species have disappeared and some subordinate species have become rare. Over the last thirty years, the vitality of the forests has decreased. The main causes for this deterioration are nitrogen deposition, acidification, and fragmentation of the nature conservation areas. Some of these areas may have degraded due to low groundwater tables. Other factors, such as climate change, pests, diseases and weather extremes may also have had a negative impact.

European directives, for example, the Birds and Habitats Directives, compel us to combat the driving forces of these causes, so that the natural habitats and the wild animal and plant species, which are of communal interest, reach or retain a favourable status of conservation. However, the future quality and vitality of the Natura 2000 areas is uncertain. Considering these areas, together with the other areas of the Ecological Network, it can be concluded that only half of the number of species protected by the directives live in a suitable environment.

Controlling the deposition of nitrogen, comprised of ammonia and nitrogen oxides, plays a prominent role in creating favourable conditions. The ammonia deposition has tripled between 1950 and 1980, due to the expansion of the agricultural sector. During this period, the livestock industry intensified: poultry numbers quadrupled and the number of pigs even increased fivefold. However, since 1980, cattle stocks have decreased by 25% and, over the last ten years, the numbers of pigs have decreased by 20%. Be that as it may, now that the European Union considers phasing out the milk quota system, the sector and the corresponding emissions may increase again.

Since 1993, ammonia concentrations decreased by 25%, due to emission abatement. Even so, deposition is still too high for many of the nature areas. The Netherlands aim at halving the 1988/90 nitrogen deposition, by 2010. It is unlikely that this target will be met. More measures are necessary for reducing the emissions. These additional measures will be more costly than the cheaper measures that already have been taken. To meet the environmental targets, relatively expensive measures have to be considered, such as air scrubbers on animal housings.

However, expensive measures require a solid scientific foundation, for both the problems and the solutions. Much research has been carried out to clarify the process of eutrophication. Fertilisation experiments have showed that biodiversity will decrease, above a certain level of nitrogen addition. This critical deposition level has now been established for a variety of habitats, which is important, for instance, to the licensing of new agricultural activities. Current research also has shown that biodiversity may recover when specifically maintained. This enhanced maintenance is also explicitly necessary to repair the damage, created by half a century of excessive ammonia deposition in the Netherlands. Spontaneous restoration of the biodiversity cannot be expected to occur, within a reasonable time span.

Inhoud

Woord vooraf 5

Samenvatting 7

Summary 9

1 Inleiding 13

2 De effecten van ammoniak op de natuur 17

3 De herkomst van stikstofdepositie 27

4 Emissies en concentraties van ammoniak 31

5 Het ammoniakbeleid 37

6 Onduidelijkheden 47

7 Onzekerheden 53

Literatuur 57

Bijlage 1 Kritische depositiewaarde (stikstof) van natuurdoeltypes 59

Bijlage 2 Bodemchemie van ammoniak 61

I Inleiding

Een hoge depositie van ammoniak en stikstofoxides heeft nadelige gevolgen voor de natuur. Een van de meest in het oogspringende gevolgen is de vergrassing van de heide. Echter, in vrijwel alle vegetaties worden veranderingen van de vegetatie geconstateerd als de stikstofdepositie hoog is. In Nederland bedraagt de gemiddelde depositie nu circa 2200 mol stikstof per ha. Ammoniak draagt hier twee keer zo veel aan bij als de stikstofoxides. Veel natuurgebieden op de zandgronden tolereren slechts een depositie van 1000 tot 1500 mol stikstof per ha, zodat zij veel te lijden hebben. Het ministerie van VROM heeft de doelstelling voor het jaar 2010 vastgesteld op 1650 mol per ha, gemiddeld over de Nederlandse ecosystemen. Het streefdoel voor de lange termijn (2030) is 550 mol per ha.

Rond 1982 bedroeg de ammoniakemissie naar schatting 240 kiloton per jaar. In de jaren daarna zou de emissie nog met 10% toenemen om daarna snel af te nemen tot 150 kiloton in 2000 en 133 kiloton nu. Deze emissie blijkt nog altijd te veel voor de Nederlandse natuur. Omdat een groot deel van de ammoniak zich over grote afstanden verspreidt, wordt dit probleem internationaal aangepakt. Nederland heeft zich in dit verband verplicht in 2010 niet meer dan 128 kiloton uit te stoten. Het vierde nationale milieubeleidsplan (NMP4) noemt als streefdoel 100 kiloton per jaar voor het jaar 2010. Ook met die uitstoot gaat de depositie de draagkracht van vrijwel alle natuur op de zandgronden te boven.

Ammoniak vervluchtigt uit mest. In Nederland is de landbouwsector voor circa 90% van de uitstoot van ammoniak verantwoordelijk. De eerste maatregelen om de uitstoot in de landbouw te verminderen hebben succes gehad. De ammoniakconcentraties zijn vergeleken met 1982 gedaald, maar toch is de depositie op de bodem in de Nederlandse natuur nog te hoog om haar te behouden. De goedkoopste maatregelen zijn het eerst genomen. In het begin leverden sommige maatregelen zelfs geld op, maar nu moeten ook relatief dure maatregelen genomen worden. Het nut van die extra maatregelen wordt echter betwijfeld. Die twijfel wordt verwoord door de Nederlandse Vakbond van Varkenshouders en ook door anderen binnen de landbouwsector (NVV, 2000):

‘Het ammoniakbeleid van de overheid wordt gekenmerkt door overregulering en miskennis van het voeren van een scherp mineralenmanagement door veehouders. Initiatieven van ondernemerszijde worden niet beloond. De varkenshouderij heeft de ammoniakemissie al sterk gereduceerd. In de modelberekeningen van de totale emissies wordt naar onze mening hiermee onvoldoende rekening gehouden. [...] Bovendien is de schadelijkheid van ammoniak voor het milieu nog nimmer wetenschappelijk aangetoond.’

Ook Tweede Kamerleden betwijfelen het nut van de vele maatregelen:

‘Natuurbeleid een groeiend ongenoegen: Boeren mogen niet uitbreiden omdat niet duidelijk is hoe nitraatdepositie [sic] in elkaar steekt’ (Jager en Koopmans, 2006).

Naar aanleiding van het maatschappelijke debat over de noodzaak van verdere maatregelen is besloten de meest recente informatie bij elkaar te brengen. Het rapport bouwt voort op eerdere rapportages over de verzurende en vermestende werking van ammoniak, zoals

- Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall (Van Breemen et al., 1982).
- Ammoniak: de feiten (Lekkerkerk et al., 1995).
- The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation (Bobbink et al., 1998).
- De Vliegende Geest (Erisman, 2000).
- Op weg naar duurzame niveaus voor gezondheid en natuur (Sliggers, 2001).
- Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update (Bobbink et al., 2003).
- The Dutch nitrogen cascade in the European perspective (Erisman et al., 2005).

Rondom ammoniak leven vele vragen. De antwoorden op die vragen zijn vaak moeilijk te vinden, omdat de informatie over bijvoorbeeld bronnen en maatregelen her en der aanwezig is. Dit rapport beoogt de verspreid aanwezige kennis samen te brengen en zo de maatschappelijke en politieke discussie over de schadelijke werking van ammoniak en over de daarmee samenhangende maatregelen te ondersteunen. Het geeft de meest actuele cijfers en feiten weer. De wetenschappelijke onderbouwing ervan is te vinden in een begeleidend rapport (Kros et al., 2008) en de Leidraad Bodembescherming: verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid (De Vries, 2007).

De volgende vragen worden beantwoord:

Hoofdstuk 2. De effecten van ammoniak op de natuur

- Wat is er aan de hand?
- Welke rol speelt ammoniak?
- Wat betekent dat?
- Welke effecten heeft depositie?
- Wat is het verschil met verzuring?
- Wat is kritische depositie?

Hoofdstuk 3. De herkomst van stikstofdepositie

- Wat is de trend van de stikstofdepositie?
- Waar komt de stikstof vandaan?
- Is het een Europees probleem?

Hoofdstuk 4. Emissies en concentraties van ammoniak

- Hoe wordt de emissie berekend?
- Hoe hoog zijn de concentratie en depositie van ammoniak?
- Hoe groot is de invloed van één stal?

Hoofdstuk 5. Het ammoniakbeleid

- Hoe heeft de Nederlandse overheid gereageerd?
- Brongericht beleid
- Effectgericht beleid
- Gebiedsgericht beleid

Hoofdstuk 6. Onduidelijkheden

- Ammoniak is een base, maar werkt verzurend
- Bovengronds uitrijden is (niet) slecht voor het milieu
- Ammoniak bedreigt de gezondheid door vorming van fijn stof (PM_{10})
- Ammoniak is geen broeikasgas
- Acute verzuring valt mee
- Ammoniak slaat dicht bij de bron neer
- Waarom zijn de bossen niet dood?

Hoofdstuk 7. Onzekerheden

- Onzekerheden in emissies
- Het ammoniakgat
- Onzekerheden in kritische depositie

Bochtige smele en valkruid

Bochtige smele is een van de grassoorten die door de verhoogde beschikbaarheid van stikstof in veel Nederlandse droge heidegebieden de originele plantensoorten heeft verdrongen. Het valkruid is een voorbeeld van een plant die het hierdoor moeilijk heeft. Bochtige smele schiet hoog op en vormt een dichte mat die de bodem geheel afdekt. In natte heidegebieden is het vooral het pijpestrootje dat woekert. In bosranden groeien steeds meer brandnetels, distels en braamstruiken.



2 De effecten van ammoniak op de natuur

Is de schadelijkheid van ammoniak voor het milieu wetenschappelijk aangetoond? Deze paragraaf gaat op deze vraag in. Het laat zien wat er aan de hand is, welke rol ammoniak speelt en welke gevolgen internationale afspraken hebben. Niet alle natuur is even gevoelig voor ammoniak, de differentiatie wordt gemaakt via het begrip kritische stikstofdepositie. Bij een hoge overschrijding van de kritische depositie, dus meer stikstofdepositie dan een bepaald ecosysteem verdraagt, kan het aantal soorten sterk afnemen (zie Figuur 2.2).

De jaarlijkse stikstofdepositie wordt zowel in mol per ha als kg per ha uitgedrukt. Deze eenheden zijn op een vermenigvuldigingsfactor na identiek: 1000 mol stikstof is gelijk aan 14 kg stikstof ofwel 1 kg stikstof \approx 70 mol stikstof.

Wat is er aan de hand?

Zeldzame soorten verdwijnen, sommige voorheen algemene soorten worden zeldzaam

Sinds 1950 verandert in West- en Midden-Europa de flora van droge natuurgebieden. Uit onderzoek blijkt dat dit onder andere wordt veroorzaakt door de aanhoudende verrijking met stikstof. De plantengroei in deze natuurgebieden wordt normaliter beperkt door een gebrek aan stikstof. Door depositie komt er geleidelijk meer stikstof beschikbaar. Hierdoor kunnen snelgroeïende, stikstofminnende planten de karakteristieke soorten verdringen (Bobbink et al., 1998). Dergelijke veranderingen hebben weer gevolgen voor vlinders, vogels en andere diersoorten.

Een beschrijving uit 1988 zegt over dit proces: ‘In de Boswachterij Kootwijk-Loobos zijn van de oorspronkelijke 59 groeiplaatsen van alle zeldzame soorten samen er nu nog 19 over. Niet minder dan 40, dus tweederde deel, zijn er in de laatste 20 jaar verdwenen. Bochtige smele is overal sterk toegenomen en vormt een mat met 100% bedekking’ (Quené-Boterenbrood, 1988). In de jaren tachtig werd duidelijk dat de depositie van ammoniak daarbij een hoofdrol speelde. Daarnaast spelen ook verzuring, verdroging en versnippering van natuurgebieden een rol. De plantensoorten die hebben kunnen profiteren zijn pijpestrootje en bochtige smele. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit grassoorten zijn die ook op een arme bodem thuishoren. Zij profiteren echter veel sneller van een verrijking van de bodem door ammoniakdepositie dan plantensoorten als het valkruid.

In andere natuurgebieden hebben zich vergelijkbare veranderingen afgespeeld.



Vergassing in het natuurgebied Kootwijk-Loobos. Foto: Erik Noordijk.

De depositie van ammoniak en stikstofoxides veroorzaakt een probleem, omdat deze te hoog is voor gevoelige ecosystemen. Zulke gevoelige ecosystemen bevinden zich vooral op de zandgronden in het zuiden en oosten van Nederland. De gemiddelde depositie bedraagt in Nederland 2200 mol stikstof per ha. In zuidoostelijk Nederland is de depositie hoger vanwege de concentratie van de intensieve veehouderij daar. In dit gebied bevinden zich ook zeer gevoelige natuurgebieden, die slechts een lage depositie tolereren. Twee grote natuurgebieden, de Groote Peel en Mariapeel, zijn aangewezen als Natura 2000-gebied om het levend hoogveen aldaar te behouden. De kritische depositie van hoogveen bedraagt slechts 400 mol stikstof per ha. De depositie op de Groote Peel en de Mariapeel is nu zo hoog, 3000 mol per ha, dat er in de restanten hoogveen natuurlijke soorten ontbreken en niet-natuurlijke soorten gedijen.

Welke rol speelt ammoniak?

Door ammoniak kunnen gewone grassen zeldzame plantensoorten verdringen

Tweederde van de stikstofdepositie bestaat uit ammoniak. Door de depositie van ammoniak wordt de bodem verrijkt aan voedingstoffen. De grassen die daarvan profiteren, verdringen de zeldzame soorten in de concurrentie om licht, lucht, ruimte en water. Het volgende voorbeeld laat dit zien.

In Boswachterij Kootwijk-Loobos kwam valkruid in 1988 op nog maar twee groeiplaatsen voor. Bloeiend werd de plant niet meer aangetroffen. Voor haar voortbestaan werd gevreesd. Op het nabijgelegen schietterrein De Harskamp komt de soort nog steeds voor. Hoe laat zich dit verklaren als de ammoniakdepositie op de Harskamp even hoog is als

in Kootwijk? Het terreinbeheer verklaart het verschil. Op het schietterrein kan 's zomers bij het schieten heidebrand ontstaan. Om het risico op verspreiding van deze branden te verminderen wordt 's winters de heide gebrand. Door dit brandbeheer verdwijnt vermoedelijk veel stikstof uit de bodem- en kruidlaag, waardoor een aantal karakteristieke soorten, die op de Rode Lijst van bedreigde soorten voorkomen, zich ondanks de hoge ammoniakdepositie heeft kunnen handhaven.

Deze en veel andere waarnemingen in de natuur hebben duidelijk gemaakt dat een overmaat van ammoniak effecten op de natuur heeft. Dit wordt bevestigd door experimenten, waarbij kunstmatig met stikstof wordt gemest. Op deze vraag wordt dieper ingegaan bij de vraag: 'Welke effecten heeft stikstofdepositie?'. Brandbeheer is niet overal uit te voeren en is niet voor alle soorten gunstig (Kemmers et al., 2005). Andere maatregelen komen aan de orde in de vraag over effectgerichte maatregelen.

Wat betekent dat?

Europese regels verplichten tot behoud en herstel van beschermde natuurgebieden

De Nederlandse overheid heeft de verplichting om de kwaliteit van de natuur te beschermen. Dit is onder andere vastgelegd in de Vogel- en Habitatrichtlijnen van de Europese Unie. Letterlijk luidt de tekst: 'De lidstaten treffen passende maatregelen om ervoor te zorgen dat de kwaliteit van de natuurlijke habitats in de speciale beschermingszones (de zogenaamde Natura 2000-gebieden) niet verslechtert.'

Begin 2007 heeft Nederland de eerste tranche van 111 natuurgebieden aangemeld als mogelijk te beschermen gebied op grond van de Vogel- en/of Habitatrichtlijn. De gebieden gaan deel uitmaken van een stelsel van Europese natuurgebieden, het Natura 2000-netwerk. Dit netwerk is een belangrijk instrument in de strategie van de Europese Unie om de achteruitgang van de biodiversiteit te stoppen. Tweederde van de door Nederland aangemelde soorten en habitats zijn er echter slecht aan toe. Zij bevinden zich in een 'ongunstige staat van instandhouding'. De milieuomstandigheden, waaronder die van de stikstofdepositie, moeten verbeteren. De richtlijnen zeggen niet wanneer de omstandigheden gunstig moeten zijn, maar verplichten tot behoud en herstel (Van Veen en Bouwma, 2007).

De Natuurbeschermingswet 1998 schrijft voor dat er voor al deze gebieden een beheerplan moet komen. Om schade aan de natuurwaarden in de Natura 2000-gebieden te voorkomen, mogen activiteiten die de kwaliteit van de gebieden kunnen verslechteren of die een verstorend effect kunnen hebben op de soorten, niet plaatsvinden zonder vergunning (<http://www.minlnv.nl/natuurwetgeving>).

Staatsbosbeheer en andere natuurbeheerders hebben de verantwoordelijkheid voor het handhaven van de kwaliteit van flora en fauna in de onder hun beheer staande natuurgebieden. Voor het reguliere beheer ontvangen zij een jaarlijkse rijkssubsidie. In 2005 bedroeg de subsidie 48 miljoen euro. Daarnaast worden er methoden ontwikkeld en speciale maatregelen genomen die erop gericht zijn om bedreigde soorten overlevingskansen te bieden. Hiermee was in de periode 1989-2003 een subsidie van ruim 66 miljoen euro gemoeid.

Welke effecten heeft stikstofdepositie?

Heide verandert in grasland

De effecten van ammoniak en stikstofdioxiden zijn veelzijdig en kunnen optreden op zeer verschillende tijdschaal. Bij lage niveaus bevordert de depositie van ammoniak en stikstofdioxiden de groei van alle plantensoorten (bemesting). Bij een laag niveau zal de toegevoegde stikstof volledig door het ecosysteem worden vastgelegd (ophoping). Bij hogere niveaus stimuleert zij de groei van enkele plantensoorten ten koste van andere (eutrofiëring, vegetatieverandering). Vooral enkele gewone grassen zoals bochtige smele, pijpestrootje, gevinde kortsteel en struisgras profiteren meer van de verhoogde beschikbaarheid van stikstof dan de overige vegetatie. Hierdoor verandert de samenstelling van de vegetatie. Sommige soorten worden algemeen, terwijl andere zeldzaam worden. Met de zeldzame soorten vermindert ook de biodiversiteit aan plantensoorten en plantengemeenschappen. Deze verandering heeft ook gevolgen voor dieren, als die afhankelijk zijn van open vegetaties of van plantensoorten die zijn verdwenen.

Bij langdurige blootstelling aan hoge depositieniveaus raakt het ecosysteem verzadigd met stikstof. Bij nog hogere niveaus is er sprake van een overmaat van stikstof en wordt de voedselhuishouding in de bodem verstoord. Bossen worden daardoor minder vitaal. Uiteindelijk kan stikstof in de vorm van nitraat uitspoelen en treedt verzuring van de bodem op. Hierbij neemt eerst de natuurlijke buffercapaciteit af, daarna neemt de zuurgraad toe (de pH daalt). Uiteindelijk kan er in het bodemvocht aluminium gaan oplossen, wat voor planten giftig is.

Tabel 2.1 Overzicht van de belangrijkste effecten van stikstof per ecosysteem. Bron: Bobbink et al., 2003.

Ecosysteem		Belangrijkste effect
Bossen	Bossen op arme zandgronden	Veranderingen in de ondergroei (zoals braam) Afname van paddenstoelen (zoals cantharel) Verhoogde uitspoeling van voedingsstoffen
	Bossen op rijke gronden	Veranderingen in de ondergroei
Heiden	Droge heide	Vergrassing (zoals bochtige smele) Ophoping van stikstof
	Natte heide en hoogveen	Achteruitgang kenmerkende mossen Toename van grassen (zoals pijpestrootje) Ophoping van stikstof
Soortenrijke graslanden	Nat schraalgrasland	Achteruitgang gevoelige soorten Verzuring
	Droog schraal grasland	Vergrassing (zoals gewoon struisgras) Achteruitgang gevoelige soorten Verzuring
	Kalkgrasland	Verhoogde mineralisatie Ophoping van stikstof en uitspoeling Toename grassen (zoals gevinde kortsteel) Verandering diversiteit
Oppervlaktewater	Meren, beken en bronnen	Bijdrage aan verzuring Achteruitgang (onder)waterplanten verzuring; ammoniumtoxiciteit
	Kustwateren	Eutrofiëring Ophoping van stikstof
	Vennen en Moerassen	Achteruitgang gevoelige soorten Eutrofiëring (zoals knolrus) Verzuring

Luchtverontreiniging heeft grote invloed op korstmossen en de Nederlandse korstmossen maken dan ook een opmerkelijke transitie door. De oorspronkelijke korstmossen zijn in het midden van de twintigste eeuw vrijwel verdwenen door de hoge concentratie zwaveloxide. Na 1980 nam het aantal soorten weer toe. Vooral stikstofminnende soorten konden profiteren van de hoge ammoniakconcentraties. Al bij een concentratie van 2 tot 3 µg ammoniak per m³ verdringen stikstofminnende korstmossen de oorspronkelijke korstmossen. Vervolgens zijn sinds 1990 warmteminnende korstmossen toegenomen, waarschijnlijk als gevolg van klimaatverandering (MNP en CBS, 2003). De soorten kortmossen die bij hoge ammoniakconcentratie op bomen gedijen, zoals het groot dooiermos, hebben vaak een felgele kleur (MNP, 2006).

Verder is ammoniak bij zeer hoge concentraties voor sommige plantensoorten, zoals heesters en fruitbomen, giftig.

Tabel 2.1 geeft de effecten van stikstofdepositie op verscheidene ecosystemen weer. Het algemene kenmerk is dat de diversiteit binnen de ecosystemen afneemt naar mate de stikstofdepositie toeneemt. Meer details worden gegeven in het achtergrondrapport (Kros et al., 2008).

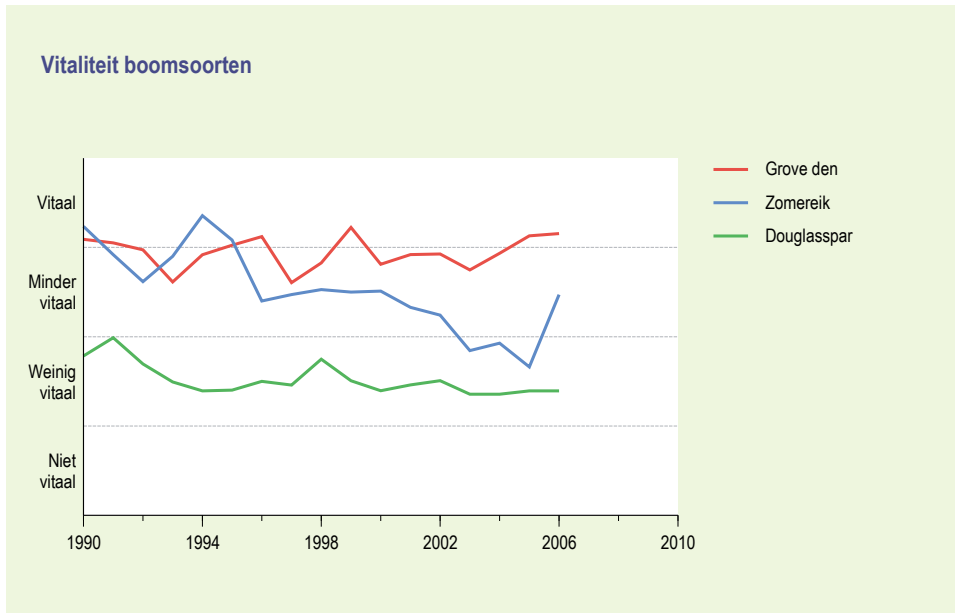
Welke effecten heeft stikstofdepositie op bossen?

De ondergroei van het bos verruigt en vergrast

De groei van bomen is onder andere afhankelijk van de depositie van stikstof. De groei wordt door de extra stikstof gestimuleerd zolang de depositie niet meer dan ongeveer 3000 mol stikstof per ha bedraagt. Bij depositieniveaus boven de 700 tot 1400 mol stikstof kan echter wel de vitaliteit van de bomen afnemen. Dit kan tot een grotere gevoeligheid voor vorst, ziekten en insectenplagen leiden. Dit is zeker het geval als de depositie grotendeels uit ammoniak bestaat of als de depositie jarenlang aanhoudt. Alleen in zwaarbelaste gebieden, zoals in het oosten van Brabant (zie Figuur 4.2), wordt de boomgroei geremd.

De diversiteit van de ondergroei van de bossen is de laatste vijftig jaar afgenomen. De natuurlijke ondergroei van de Nederlandse bossen op de armere zandgronden bestaat hoofdzakelijk uit mossen en korstmossen, terwijl nu grassen, zoals bochtige smele, de boventoon voeren. Ook de toename van varens en bramen valt op, terwijl heide minder voorkomt. Dat nu ook engels raaigras in bossen wordt gevonden, geeft een sterke aanwijzing dat de toegenomen beschikbaarheid van stikstof voor deze verandering een verklaring geeft. Engels raaigras is immers de kenmerkende soort op zwaarbemeste graslanden. Wat betreft paddenstoelsoorten is de achteruitgang van paddenstoelen die in symbiose met boomwortels leven (zoals de cantharel), opmerkelijk. Van de Nederlandse in symbiose levende paddenstoelen staat 77% op de Rode Lijst van paddenstoelen, veelal in de categorie 'bedreigd', 'ernstig bedreigd' of 'verdwenen', wat ook negatieve gevolgen heeft voor de van deze paddenstoelen afhankelijke bomen.

Het belangrijkste doel van het onderzoek naar de effecten van depositie in het begin van de jaren tachtig was de relatie met de afname van de vitaliteit van bomen. Vitaliteit wordt uitgedrukt in termen van naald- of bladbezetting en naald- of bladverkleuring.



Figuur 2.1 De trend van de vitaliteit in bossen met zomereiken, grove dennen en douglassparren, gemeten tussen 1990 en 2006 (Leeters et al., 2007).

Het onderzoek wijst uit dat de vitaliteit van grove den, zomereik en douglasspar van jaar tot jaar wisselt, maar geleidelijk achteruitgaat. De grove den lijkt zich de laatste jaren wat te herstellen. Ondanks het feit dat de stikstofdepositie gedurende de periode 1990-2006 met ruim 30% daalde, is de vitaliteit van de bossen niet of nauwelijks verbeterd. Analyse van de chemische samenstelling van de bladeren laat over de gehele periode een verstoorde verhouding tussen stikstof en andere nutriënten zien (Leeters et al., 2007). Hierdoor zijn bomen extra gevoelig voor weersextremen, ziekten en plagen.

Wat is het verschil tussen eutrofiëring en verzuring?

In Nederland is verzuring een minder acuut probleem geworden, terwijl eutrofiëring nog steeds een probleem vormt

Bij zowel verzuring als eutrofiëring kan de samenstelling van de vegetatie veranderen, maar de reden daarvan is verschillend. Bij eutrofiëring kunnen sommige soorten sneller (van stikstof) profiteren dan andere, terwijl bij verzuring sommige soorten meer (zuur) kunnen verdragen dan andere. Onder verzuring wordt ook het verlies aan buffercapaciteit voor zuur gerekend. Dat wil zeggen, de capaciteit van de bodem om de toevoer van verzurende stoffen te neutraliseren. Zolang de bodem nog voldoende buffercapaciteit bezit, ondervinden planten en bomen geen hinder.

Zwaveloxide, stikstofoxide en ammoniak dragen bij aan de verzuring van de bodem. Bij potentiële verzuring telt men de depositie van die stoffen bij elkaar op. Bij actuele verzuring wordt er rekening mee gehouden dat een groot deel van het stikstofoxide en

het ammoniak door planten wordt opgenomen. Pas wanneer verzurende stoffen niet meer worden opgenomen en uitspoelen, treedt verzuring van de bodem op. Vrijwel alle zwaveloxide spoelt in de vorm van sulfaat uit, maar resultaten van onderzoek naar 68 bosopstanden in Europa laten zien dat de uitspoeling van stikstof vrijwel verwaarloosbaar is beneden een stikstofdepositie van 700 mol per ha. Bij een hoger depositieniveau – tussen 700 en 1400 mol per ha – begint ook stikstof naar het grondwater uit te spoelen (De Vries, 2007). Afhankelijk van de boomsoorten en bodemomstandigheden is de actuele verzuring onder bossen circa 1000 mol stikstof per ha lager dan de potentiële verzuring.

Sinds 1980 is de actuele verzurende depositie in Nederland met circa 60% tot 2000 mol zuurequivalenten afgenomen. In Nederland is verzuring van bossen daarom geen acuut probleem meer. Het huidige niveau van depositie kan wel op lange termijn, als de buffercapaciteit is verbruikt, een probleem worden.

De depositie van stikstofoxides en ammoniak leidt tot eutrofiëring, waarbij door opname van stikstof de samenstelling van de vegetatie verandert. In beleidsstukken wordt vaak gesproken van ‘voor verzuring zeer gevoelige natuur’. Bij de huidige niveaus van depositie wordt daarmee echter vrijwel altijd een door overmaat aan stikstof bedreigde natuur bedoeld.

Wat is kritische depositie?

Kritische depositie is gedefinieerd als de depositie waar beneden de kwaliteit van de natuur niet significant wordt aangetast¹⁾

Niet alle natuur is even gevoelig voor stikstof. De gevoeligheid wordt uitgedrukt in de kritische depositie. Deze waarde werd aanvankelijk – in internationaal verband – vastgesteld door de vegetaties op eenzelfde bodem, maar met een verschillend depositieniveau, met elkaar te vergelijken. Ook werden experimenten uitgevoerd, waarbij op één locatie de veranderingen van de vegetatie bij verschillende niveaus van stikstofbemesting werden bijgehouden. Als aanvulling op de experimenten worden er tegenwoordig ook modellen gebruikt. Het voordeel van het gebruik van modellen is dat men er voor zowel lokale als landelijke situaties uitspraken aan kan ontleen.

Voor 2006 werden er alléén ‘ranges’ voor de kritische depositie gebruikt. Deze waren op de bemestingsexperimenten gebaseerd. In 2006 is er uitdrukkelijk aan gewerkt deze empirische ranges tot één waarde (per natuurdoeltype) te vernauwen.

Dit heeft geleid tot een uitgebreide tabel van natuurdoeltypes en de bijbehorende kritische depositie, die de oude tabel van vegetatietypes en marges van kritische depositie vervangt. Op zich zijn de kritische deposities niet veel veranderd, ze zijn wel specifieker. Tabel 2.2 geeft voor een aantal vegetaties en natuurdoeltypes de oude marges en de nieuwe waarden.

1) De volgende websites geven informatie over het begrip kritische depositie en de manier waarop dit in internationaal verband gebruikt wordt: www.unece.org/env/wge/definitions.htm en www.mnp.nl/ccc.

Tabel 2.2 Vergelijking van de kritische stikstofdepositiewaarde van enkele ecosystemen (in 1995) en natuurdoeltypes (in 2007).

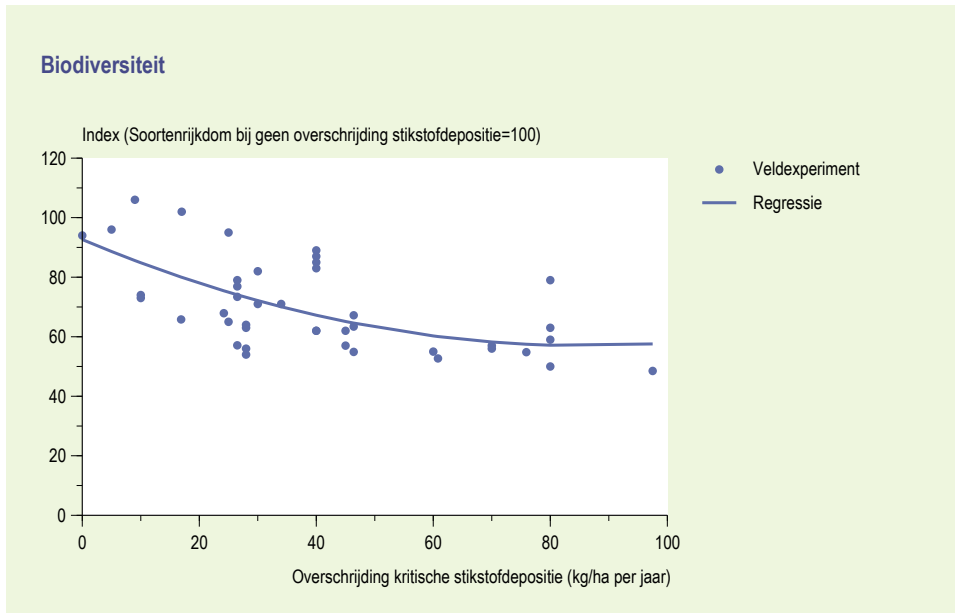
Ecosystemen (1995)	mol per ha (1995)	Natuurdoeltypes (2007)	mol per ha (2007)
Heide	1100-1600	Droge heide	1100
		Natte heide	1400
Heischrale soorten	500-1100	Droog schraal grasland van de hogere gronden	1000
Kalkgraslanden	1000-1800	Kalkgrasland	1200
Duinvegetaties	800-1400	Droog kalkarm duingrasland	900
		Droge duinheide	1100
		Droog kalkrijk duingrasland	1300
		Natte duinvallei	1300
		Natte duinheide	1400

Deze nadere specificatie is vooral van belang voor het verlenen van vergunningen voor vee­teeltbedrijven in de nabijheid van natuurgebieden. Voorheen was niet duidelijk welke kritische depositie gehanteerd moest worden. De Annex kritische depositie van natuurdoeltypes geeft een overzicht van de sinds januari 2007 geldende waarden, zoals opgesteld door het ministerie van LNV.

De Nederlandse natuur heeft een gemiddelde kritische depositie van circa 1500 mol per ha. Het vegetatietype dat in Nederland het meest voorkomt (26%), ‘Bos op arme zandgronden’, heeft een kritische depositiewaarde van 1300 mol per ha. De gemiddelde stikstofdepositie ligt daar ruim boven en bedroeg in 2006 ruim 2200 mol per ha (gemiddeld 1580 mol per ha ammoniak + 660 mol per ha stikstofoxide). In feite is de situatie ongunstiger dan dit gemiddelde beeld, omdat de intensieve veehouderij juist geconcentreerd is op die van nature voedselarme zandgronden en daar de depositie het hoogst is (zie Figuur 4.2).

Voor zeer gevoelige natuur, zoals hoogveen en vennen met een kritische depositie van 400 mol stikstof per ha, lijkt de situatie hopeloos met de huidige en te verwachten depositieniveaus. Terugkeer tot de oorspronkelijke natuurlijke situatie is daar de komende decennia dan ook niet te verwachten. De situatie is echter wat minder uitzichtloos dan de genoemde gemiddelde depositiewaarde doet vermoeden. Depositie is ook afhankelijk van de depositiesnelheid, die mede wordt bepaald door de ruwheid van het terrein. Bossen vangen door het grote bladoppervlak en door verhoogde atmosferische turbulentie meer ammoniak in dan bijvoorbeeld open water of zandverstuivingen.

In een open landschap kan door de lage depositiesnelheid de depositie tientallen procenten lager zijn dan de gemiddelde depositie. Dit opent het perspectief dat de plaatselijke depositie op vennen en hoogvenen, die van nature in een open landschap liggen, door het rooien van bomen en struiken teruggebracht kan worden tot enkele honderden molen per ha boven de kritische depositie. De kritische niveaus worden dan nog ruim overschreden, maar de kwaliteit van deze gevoelige systemen kan hierdoor duidelijk verbeteren. Zo blijkt dat zelfs in het zwaarbelaste Brabantse Peelgebied de daar nog aanwezige hoogveenrestanten de laatste jaren vitaler worden. In de Groote Peel komen een aantal veensoorten weer terug, ook al zijn dit nog niet de voor hoogveen karakteristieke soorten.



Figuur 2.2 Vergelijking van het verlies aan biodiversiteit (% soortenrijkdom) met de overschrijding van de kritische depositie (kg stikstof per ha per jaar). Resultaten van 44 veldexperimenten in tien Europese landen, waarbij gedurende meer dan twee jaar de stikstofdepositie is gevarieerd (Bobbink et al., submitted).

Wat betekent het dat de kritische depositie wordt overschreden?

Bij overschrijdingen van de kritische depositie neemt het aantal soorten af

Omdat de kritische depositie vooral is gerelateerd aan vegetatieveranderingen, zou je ook kunnen zeggen: kritische depositie is de depositiewaarde waarboven de biodiversiteit zozeer afneemt, dat een natuurgebied een – significant – deel van zijn natuurwaarde verliest. Echter, een overschrijding van een kritische depositie betekent niet dat dit meteen optreedt, maar dat het risico op een nadelig effect – significant – groter is geworden.

Bij overschrijding van de kritische depositie kan op den duur de samenstelling van de vegetatie veranderen. Er kunnen soorten verdwijnen, maar er kunnen ook soorten bij komen. Uit Figuur 2.2 blijkt dat bij kleine overschrijdingen het aantal soorten zowel kan afnemen als toenemen, maar bij hoge overschrijding neemt het aantal soorten tot 50% af. Het zijn veelal de zeldzame soorten die verdwijnen.

Clark en Tilman (2008) onderzochten gedurende 23 jaar de gevolgen van eutrofiëring in de VS. Zij bemestten daartoe jaarlijks een aantal natuurlijke graslanden met 10 kg (gelijk aan 700 mol) stikstof per ha. Na twintig jaar was één op de zes plantensoorten verloren gegaan. Het betrof een paar zeldzame soorten, die aanvankelijk met een relatieve dichtheid van minder dan 1% voorkwamen. Bij een aantal van de experimenten werd de bemesting na tien jaar beëindigd. Sindsdien kwamen de verloren soorten geleidelijk weer

terug. Na dertien jaar was de soortenrijkdom hersteld, maar de soorten kwamen nog niet in dezelfde verhoudingen voor als voorheen. Het onderzoek toont aan dat ecosystemen ook bij lage overschrijdingen van de kritische depositie al soorten verliezen en dat dit proces deels omkeerbaar is.

Het verlies aan biodiversiteit kan ook worden bestreden door maatregelen te nemen die de overmaat van stikstof weer afvoeren. Hierbij valt te denken aan het afvoeren van gemaaid gras, afgeplagde heide en gedund hout. De effecten van brandbeheer zijn al aan de orde gekomen.

3 De herkomst van stikstofdepositie

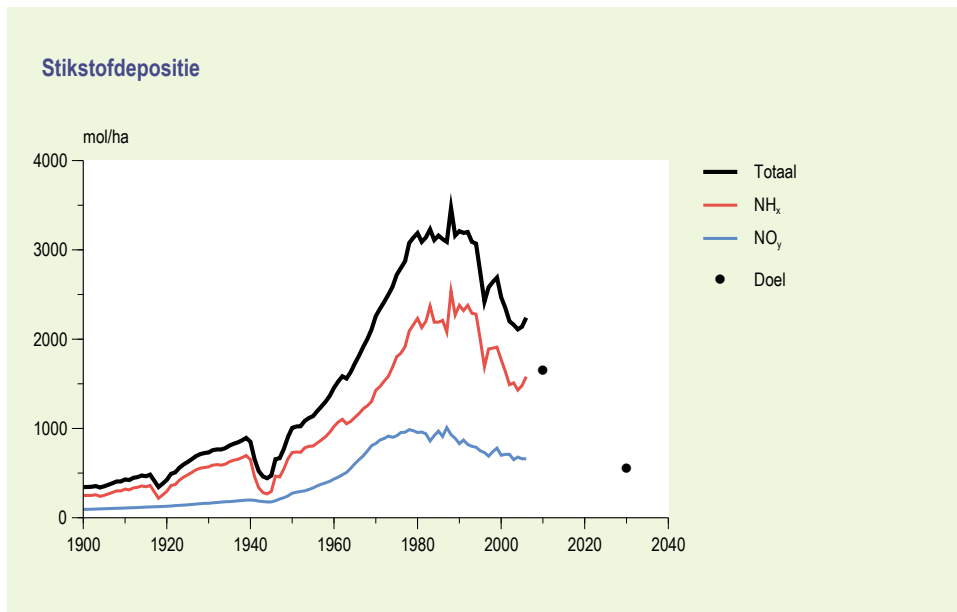
De oorzaak van het probleem ligt in de hoge emissies van ammoniak en stikstofoxides in Nederland en haar buurlanden. Dit hoofdstuk gaat in op de trend en de herkomst van de depositie en de gemeenschappelijke Europese aanpak om tot lagere emissies te komen.

Was de depositie vroeger ook zo hoog?

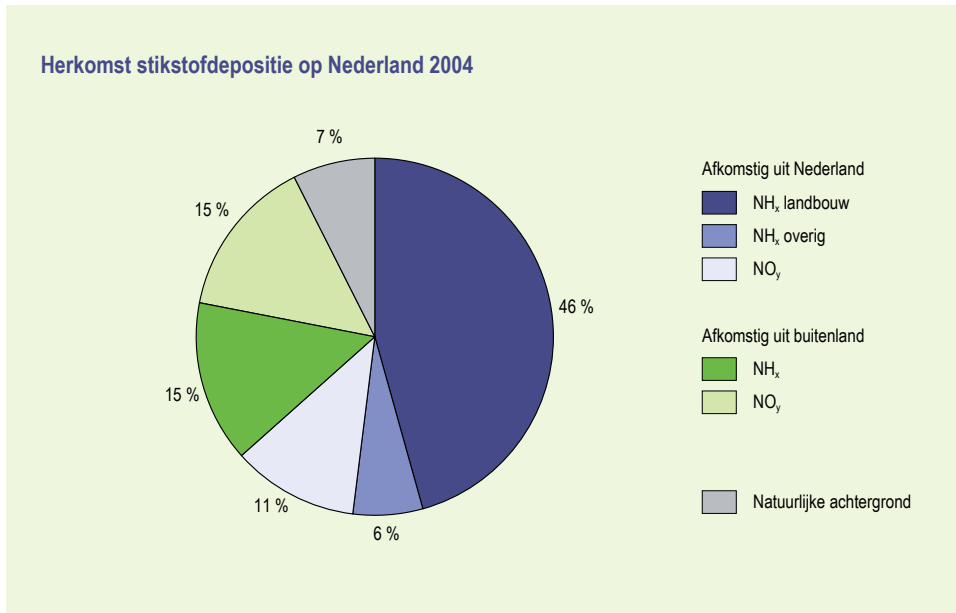
De depositie is sterk toegenomen

Voor 1950 was de depositie veel lager dan nu. Na 1950 steeg de depositie sterk door de groei van de intensieve veehouderij en het gebruik van fossiele brandstoffen. In 1988 werd de hoogste emissie en depositie berekend. De stikstofdepositie bedroeg in 2007 2200 mol stikstof per ha. Dit is meer dan zes keer zo hoog als de depositie in 1900, maar 40% lager dan de piek in de depositie van 1988 (Figuur 3.1).

In het grootste gedeelte van de Nederlandse natuur is de actuele depositie hoger dan de kritische depositie. Nederland streeft naar een gemiddelde depositie van 1650 mol stikstof per ha in het jaar 2010. Het is onwaarschijnlijk dat dit streefdoel wordt gehaald, want de extrapolatie van de huidige trends in de depositie en de emissieramingen geven een depositie van 1900 mol stikstof per ha in het jaar 2010.



Figuur 3.1 Stikstofdepositie op Nederland in de periode 1900-2006 (Noordijk, 2007).



Figuur 3.2 Bronbijdragen van de stikstofdepositie in het jaar 2004.

Waar komt de stikstof vandaan?

De depositie komt voor een groot deel uit Nederland

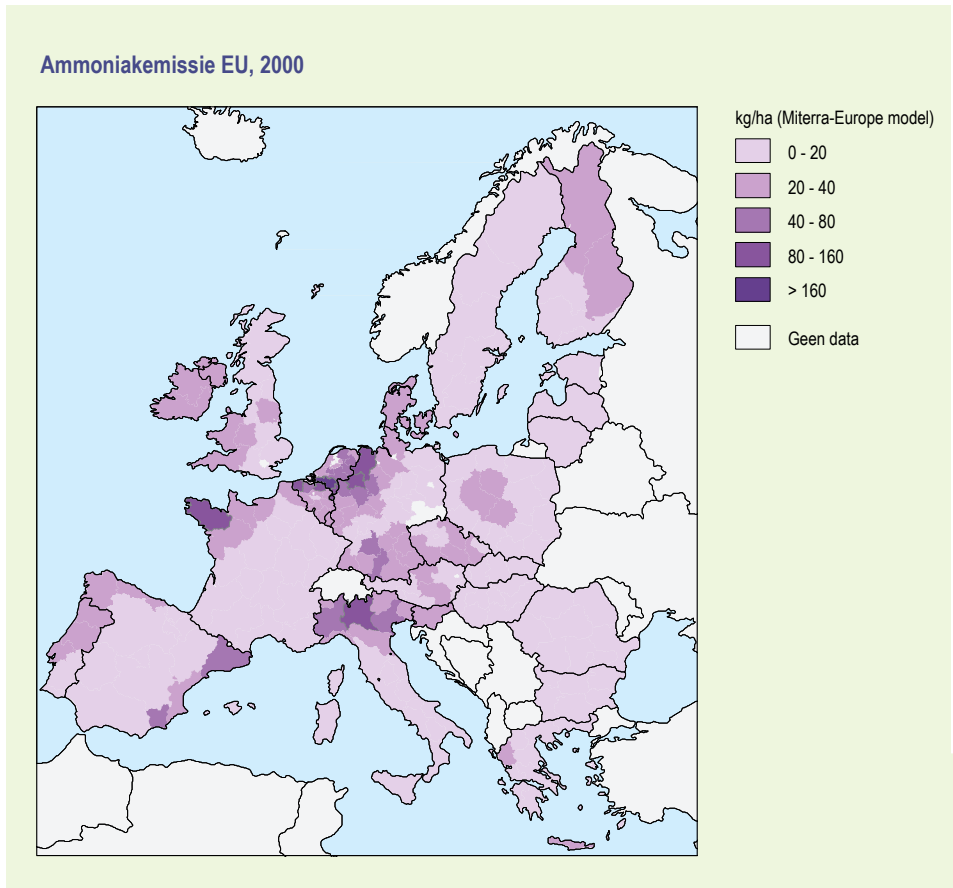
Meer dan de helft van de depositie komt uit Nederland, de rest komt uit het buitenland of uit natuurlijke bronnen (zie Figuur 3.2). De atmosferische depositie van stikstof bestaat uit ammoniak en stikstofoxide. Naar verhouding is in Nederland de depositie van ammoniak twee keer zo hoog als die van stikstofoxide. De Nederlandse landbouw is de economische sector met de grootste bijdrage aan de depositie (46%).

In specifieke gebieden, zoals in het Brabantse Peelgebied, kan de bijdrage van de landbouw echter flink hoger zijn (PBL, 2008a).

Is het een Europees probleem?

Eutrofiëring is in grote delen van Europa een probleem. Nederland heeft in Europa de hoogste gemiddelde emissie per hectare landoppervlak. De Nederlandse export (84 kiloton) van ammoniak is vier keer zo hoog als de import (19 kiloton)

Om de emissie van landen met elkaar te kunnen vergelijken wordt de emissie gedeeld door het landoppervlak. Zo verkrijgt men de emissiedichtheid of de gemiddelde emissie uitgedrukt in kg ammoniak per ha (zie Figuur 3.3). In het jaar 2000 bedroeg de gemiddelde emissie in Nederland 38 kg ammoniak per ha. Dit is veel hoger dan in andere landen, maar er zijn regio's binnen Europa waar de emissie vergelijkbaar was. Ook binnen Nederland varieert de emissie. In Zuidoost-Nederland was de gemiddelde emissie in 2000 hoger dan 170 kg ammoniak per ha.

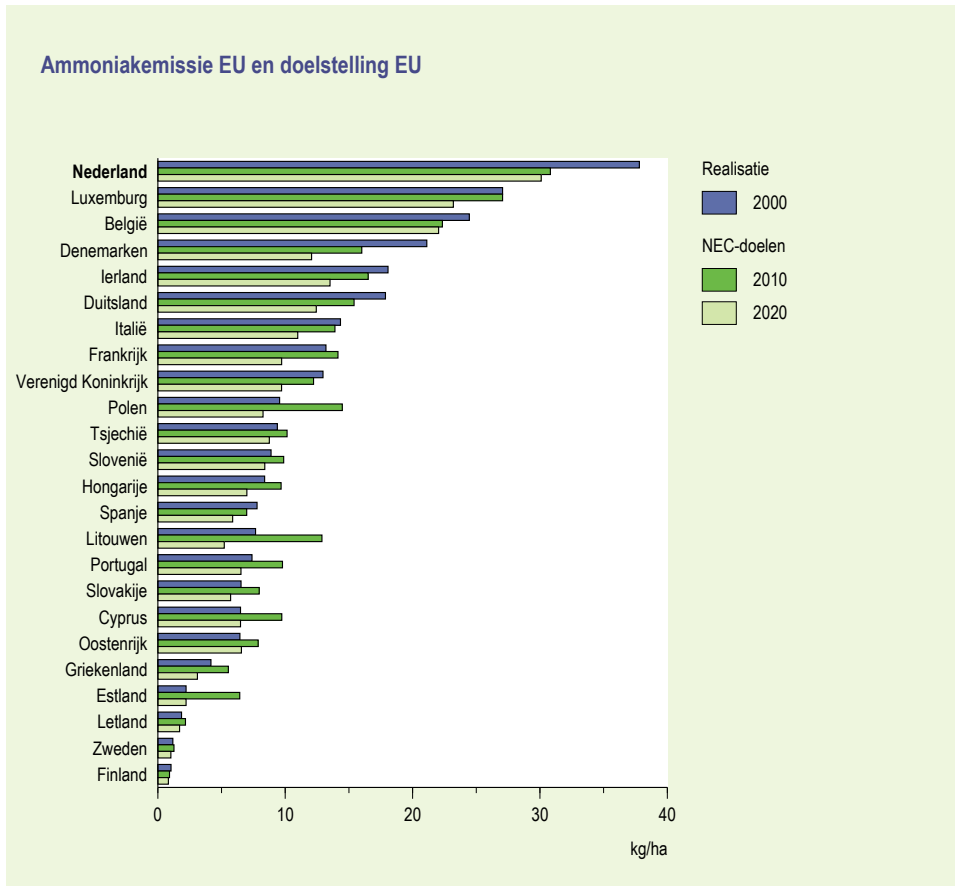


Figuur 3.3 De regionale emissie van ammoniak (kg ammoniak per ha) in het jaar 2000 volgens berekeningen voor de National Emission Ceiling-richtlijn met behulp van het MITERRA-EUROPE-model (Velthof et al., 2007,) gebruikmakend van RAINS-data. Bron: <http://www.scammonia.wur.nl>

In 2004 was de gemiddelde emissie gedaald tot 35 kg ammoniak per hectare. De Brabantse gemeente Boekel, de gemeente met de hoogste emissie van Nederland, had toen nog een gemiddelde emissie van 144 kg ammoniak per ha.

Nederland is met de andere lidstaten van de Europese Unie overeengekomen de emissie in het jaar 2010 te beperken tot maximaal 128 kiloton ammoniak (NEC-richtlijn). Volgens recente ramingen wordt dit plafond gehaald (PBL, 2008b). Dit plafond is ook overeengekomen in het Gothenburg-protocol van de Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) onder auspiciën van de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties (UN/ECE).

Voor het jaar 2020 zijn scherpere doelen voorgesteld. Voor de gehele EU tezamen is het plafond circa 25% lager dan in 2010. Voor Nederland en België, de lidstaten met de hoogste emissies, zijn de plafonds echter maar 3% lager. In Figuur 3.4 zijn de uitgangspositie (2000), de plafonds (2010) en de voorstellen voor nieuwe plafonds (2020) per lidstaat naast elkaar gezet.



Figuur 3.4 De verplichtingen van de Europese richtlijn National Emission Ceilings. De emissie van ammoniak in de lidstaten van de Europese Unie in het uitgangsjahr 2000 en de eerste twee zichtjaren 2010 en 2020 worden onderling vergeleken. De ambities voor 2020 zijn nog niet definitief vastgesteld.

In 2000 had Nederland op grond van deze berekening een gemiddelde emissie van 38 kg ammoniak per ha. Ook in 2010 en in 2020 zal de emissie in Nederland de hoogste van Europa zijn. De extra kosten die in de Europese Unie gemaakt moeten worden om aan de nieuwe plafonds te voldoen bedragen circa 1 miljard euro per jaar. De kosten per vermeden kg ammoniak zijn in Nederland twee keer zo hoog als het gemiddelde van de Europese Unie (Amann et al., 2007).

4 Emissies en concentraties van ammoniak

De emissie en depositie van ammoniak kunnen niet met een toereikende dekkingsgraad op landelijke schaal worden gemeten. Daarom zijn rekenmodellen ontwikkeld, die gecontroleerd worden met metingen. De metingen wijzen hogere concentraties uit dan de berekeningen. Dit wordt het ‘ammoniakgat’ genoemd. Mogelijkerwijs worden de emissies onderschat. Dit heeft ertoe geleid dat het nut van maatregelen wordt betwist, omdat de wetenschap niet weet hoe de processen in elkaar steken. Het berekende effect van maatregelen komt echter wel goed overeen met de gemeten concentraties. De depositie van ammoniak wordt berekend door metingen te combineren met de berekeningen, zodat het ammoniakgat weinig invloed hierop heeft. Er is een wetenschappelijke verklaring voor het ammoniakgat gevonden (zie hoofdstuk 7).

Dit hoofdstuk gaat in op de manier waarop de emissie, de verspreiding en de depositie van ammoniak worden berekend. Ook de bijdrage van één stal op haar omgeving en ook de bescherming die grote natuurgebieden zichzelf bieden komen aan de orde.

Hoe wordt de emissie berekend?

De excretie van mest en de vervluchtiging van ammoniak worden door het Mest- en Ammoniak Model van het LEI berekend (Hoogeveen et al., 2003). De emissie wordt berekend op grond van de mestproductie van het aantal gehouden dieren en de samenstelling van het voer. Daarnaast spelen nog diverse factoren een rol zoals de tijd dat de dieren in de weide of in de stal verblijven, de inrichting van de stal en van de mestopslag, en de manier van uitrijden van de mest. Aan de hand van verkoopstatistieken wordt het kunstmestgebruik geschat. Recent is een overzicht van 25 jaar Nederlands onderzoek naar ammoniakemissies verschenen (Starmans en Van der Hoek, 2007), waarin de factoren die de emissie bepalen worden beschreven.

Een nieuwe, uitgebreidere methodiek om de emissies te berekenen houdt onder andere rekening met de vergisting van mest in opslagen en de gevolgen van voermaatregelen op de samenstelling van de mest. Mesttransport wordt echter genegeerd. Hoewel de totale emissies van de oude en nieuwe methode weinig verschillen, zijn de verschillen bij de diverse emissiebronnen – met name bij uitrijden van mest en beweiding – wel groot (Velthof et al., 2008). De methodiek is in de vorm van een spreadsheet beschikbaar op de website van de Commissie Deskundigen Mest (CDM) (<http://www.kennisonline.wur.nl/WOT/WOT-04/003/008/producten.htm>).

De laatste jaren is de emissie constant op een niveau van circa 120 kiloton in de landbouw en 14 kiloton in andere sectoren. Binnen de landbouwsector levert de melkveehouderij (50 kiloton) de grootste bijdrage. Volgens de laatste raming kan de totale emissie in 2010 tot 125 kiloton worden teruggebracht. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de stallen van de intensieve veehouderij – varkens en kippen – emissiearm worden gemaakt en het in twee afzonderlijke werkgangen uitrijden van mest wordt verboden. Mits deze maatregelen

worden uitgevoerd, kan het doel worden gehaald, maar dat is niet zeker. Dit wordt veroorzaakt door de onzekerheden in de aantallen dieren, maar ook door afwijkingen van de gemiddelde weersomstandigheden en de netheid in de stallen en bij het uitrijden van mest.



Vergassing van de Groote Peel en de bemonstering van de concentratie ammoniak. Halverwege de berkenstam bevindt zich een peilbuisje. De Groote Peel maakt deel uit van het meetnet 'Ammoniak in de natuur'. In de Groote Peel zijn negen van deze monsterpunten. Foto: Erik Noordijk.

De concentratie van ammoniak: metingen en berekeningen

Concentraties worden afgeleid uit zowel modelberekeningen als metingen. De concentratie kan direct worden gemeten, maar deze kan ook worden berekend door computermodellen. Metingen zijn doorgaans de meest overtuigende informatiebron voor een specifieke situatie, maar zij geven weinig extra informatie over bijvoorbeeld bronnen of mogelijke effecten van maatregelen. Bovendien varieert de ammoniakconcentratie over Nederland zo sterk, dat het ondoenlijk is om dit alleen met metingen vast te stellen. Berekeningen dekken wel heel Nederland en geven veel meer mogelijkheden tot analyse. Zij hebben echter alleen dan voldoende zeggingskracht wanneer zij geverifieerd worden via waarnemingen. Modelberekeningen en metingen winnen daarom pas werkelijk aan kracht, wanneer zij gezamenlijk worden ingezet.

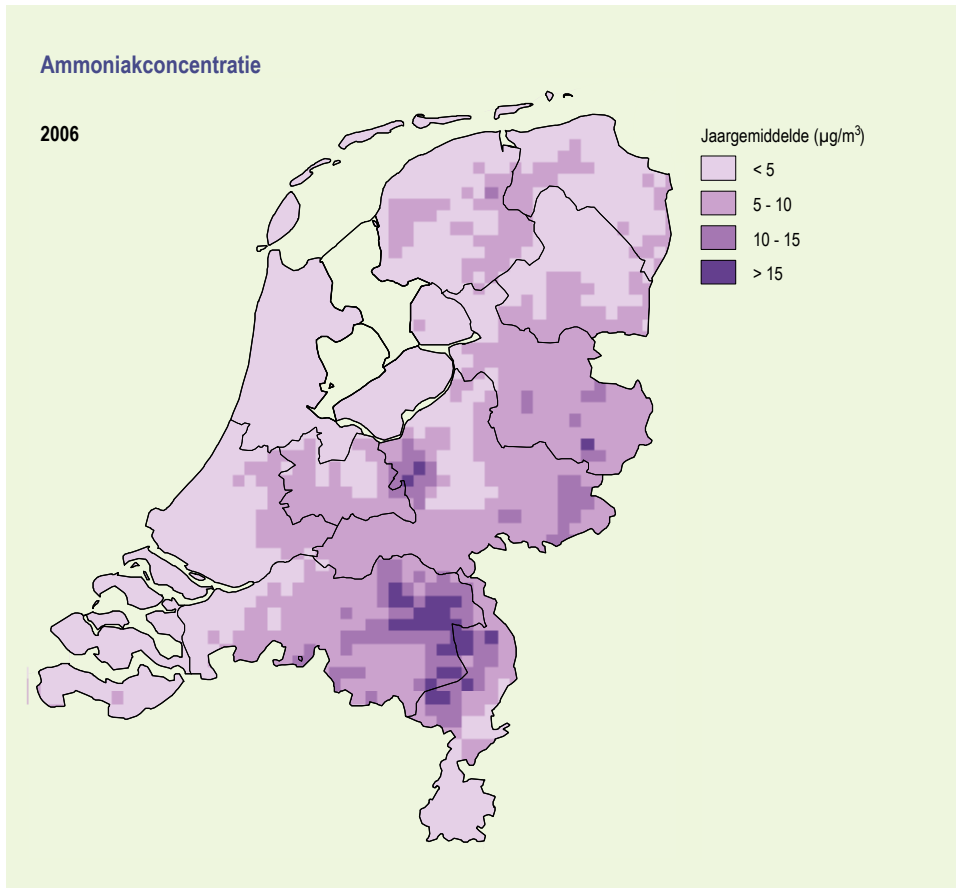
De berekeningen worden al twintig jaar uitgevoerd met het Operationeel Prioritaire Stoffen model (OPS), waarin gaandeweg specifieke aanpassingen voor ammoniak zijn opgenomen. Dit model, ontwikkeld door het RIVM en het MNP, beschrijft de processen van emissie, verspreiding, chemische omzetting en depositie. Grootschalig transport vanuit het buitenland wordt ook in rekening gebracht (<http://www.mnp.nl/ops/> documentatie). De berekeningen worden voor het ammoniakgat gecorrigeerd (zie hoofdstuk 7).

Metingen vinden sinds ruim 10 jaar continu plaats op 8 locaties van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Daarnaast is er sinds 2005 een meetnet voor ammoniak, specifiek gericht op die natuurgebieden waarvoor stikstofdepositie het meest belangrijk is. Dit meetnet omvat nu ruim 30 natuurgebieden met in totaal 130 meetlocaties.

Het meetnet in de natuur laat geen grote verschillen zien met de modelberekeningen. Wel zijn in de duinen de berekeningen tot enkele malen lager dan de gemeten concentraties. Hoewel deze concentraties dan nog steeds naar Nederlandse begrippen laag zijn, lijkt de situatie in de duinen hiermee wat minder rooskleurig te zijn dan berekeningen doen verwachten. Daartegenover zijn in sommige grotere natuurgebieden de gemeten concentraties juist weer wat lager dan gedetailleerde berekeningen aangeven. Dieper het gebied in nemen de concentraties dus sterker af dan berekend. Dit bevestigt de effectiviteit van het streven naar grotere natuurgebieden, waarmee de afstand tussen ammoniakbronnen en natuurgebieden wordt vergroot.

Hoe hoog zijn de concentratie en depositie van ammoniak?

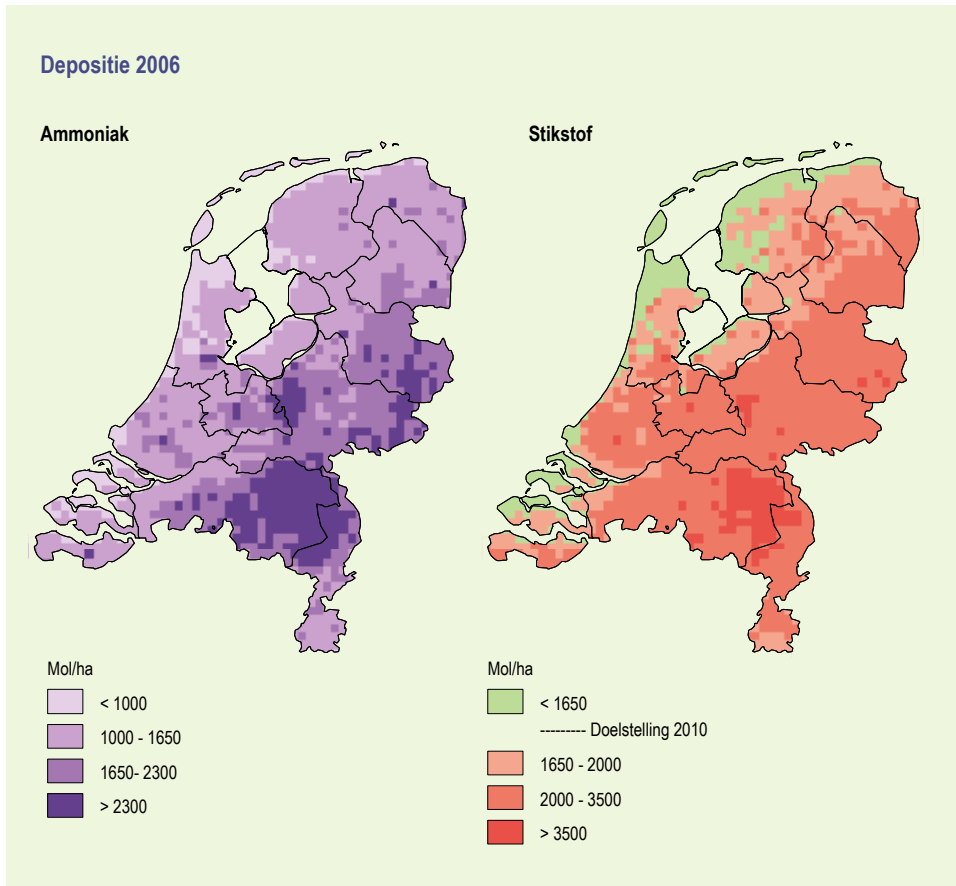
Als ammoniak in de buitenlucht vrijkomt, wordt het vrijwel direct tot op grote hoogte en afstand door de wind meegevoerd. Door de vermenging met schonere lucht neemt de concentratie daarbij af. Maar omdat er zoveel bronnen zijn, is de concentratie toch nog betrekkelijk hoog. Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit van het RIVM (LML) laat zien dat de jaargemiddelde concentratie op die meetpunten sinds 1995 van 8 tot 6 µg per m³ is afgenomen. In gebieden met veel intensieve veehouderij, zoals de Peel en de Gelderse Vallei, is de concentratie hoger. Figuur 4.1 laat zien hoe de ammoniakconcentratie over Nederland is verdeeld.



Figuur 4.1 De jaargemiddelde ammoniakconcentratie in Nederland in het jaar 2006.

Depositie is de som van droge en natte depositie. De droge depositie op een gebied wordt berekend door de concentratie te vermenigvuldigen met de specifieke depositiesnelheid van dat gebied. Deze is afhankelijk van de ruwheid. Hoge bomen vangen ook veel ammoniak. Bij eenzelfde concentratie kan de depositie op een naaldbos tot drie keer groter zijn dan op een grasland. De natte depositie is egaal over Nederland verdeeld. Alleen in de duingebieden, met relatief weinig neerslag, is de depositie lager.

Figuur 4.1 geeft een grootschalig beeld van de luchtkwaliteit in Nederland. Deze kaart vormt de basis voor besluiten en rapportages op het gebied van luchtverontreiniging door onder andere gemeenten en provincies. Figuur 4.2 laat zien hoe de depositie van ammoniak en stikstof over Nederland verdeeld is. Deze kaarten worden gebruikt om in te schatten hoe hoog de belasting van stikstof en ammoniak op de natuurgebieden is. Dit kan van belang zijn voor het verlenen van vergunning aan veehouders. De kaarten worden elk jaar geactualiseerd (<http://www.mnp.nl/nl/themasites/gcn/index.html>).



Figuur 4.2 De depositie van ammoniak en stikstofverbindingen in 2006.

Hoe groot is de invloed van één stal op de omgeving?

De depositie van ammoniak nabij landbouwbronnen is relatief hoog. Zo blijkt dat na 1 kilometer al 20% van de ammoniak via depositie uit de atmosfeer is verdwenen. Na een reisafstand van 50 km is al circa 50% weer op de bodem neergeslagen. De patronen van de emissie, concentratie en depositie van ammoniak komen dan ook sterk met elkaar overeen. De zwavel- en stikstofemissie van energiecentrales verplaatst zich daarentegen over veel grotere afstanden.

Bij het verlenen van vergunningen nabij natuurgebieden gebruikt men de zogenoemde afstandstabel om de bijdrage aan de depositie van een stal op de natuur te berekenen. De afstandstabel geeft aan welke depositie men mag verwachten van een emissie (kg ammoniak) uit één stal die op een zekere afstand (aantal meters) tot een natuurgebied is gelegen. Gegeven de emissie per dier kan men met behulp van deze tabel afleiden hoe groot de depositie is ten gevolge van de emissies in een stal.

Rekenvoorbeeld

Een bedrijf met 1000 vleesvarkens in gangbare stallen heeft een emissie van 2700 kg ammoniak per jaar. Volgens de afstandstabel deponert dit bedrijf jaarlijks op een nabijgelegen (250 m) heidegebied 200 mol stikstof per ha. Hetzelfde bedrijf op 100 m afstand van het natuurgebied gelegen zou meer dan 1000 mol per ha deponeren.

Een stal nabij een natuurgebied kan dus evenveel depositie veroorzaken als de rest van alle stallen bij elkaar. Aandacht voor lokale knelpunten is dan belangrijk om te voorkomen dat er onredelijke eisen aan alle stallen worden gesteld. Echter, zoals gezegd, slechts 20% van de emissie deponert binnen één kilometer, wat de effectiviteit van lokale maatregelen beperkt

Naast ammoniakdepositie kan ook geurhinder voor de omwonenden aanleiding zijn om geen vergunning te verlenen aan de uitbreiding of nieuwe vestiging van veehouderijbedrijven. Deze geurhinder ontstaat niet alleen door ammoniak. Ammoniak heeft weliswaar een sterk prikkelende geur, maar het ruikt niet naar mest. De stank van mest wordt veroorzaakt door boterzuur en indool, een afbraakproduct van vaste mest. Door stallucht met luchtwassers te reinigen kan zowel de geurhinder als de ammoniakemissie effectief – met 90 tot 95% – worden beperkt.

5 Het ammoniakbeleid

Het Nederlandse beleid om de effecten van ammoniakdepositie terug te dringen, rust op drie pijlers: het algemeen voorschrijven van emissiearme technieken, het beperken van het aantal vergunningen nabij natuurgebieden en het uitvoeren van herstelmaatregelen in de natuur. Door de veelheid van maatregelen lijkt het alsof er sprake is van overregulering, wat twijfel over het nut van het beleid kan oproepen.

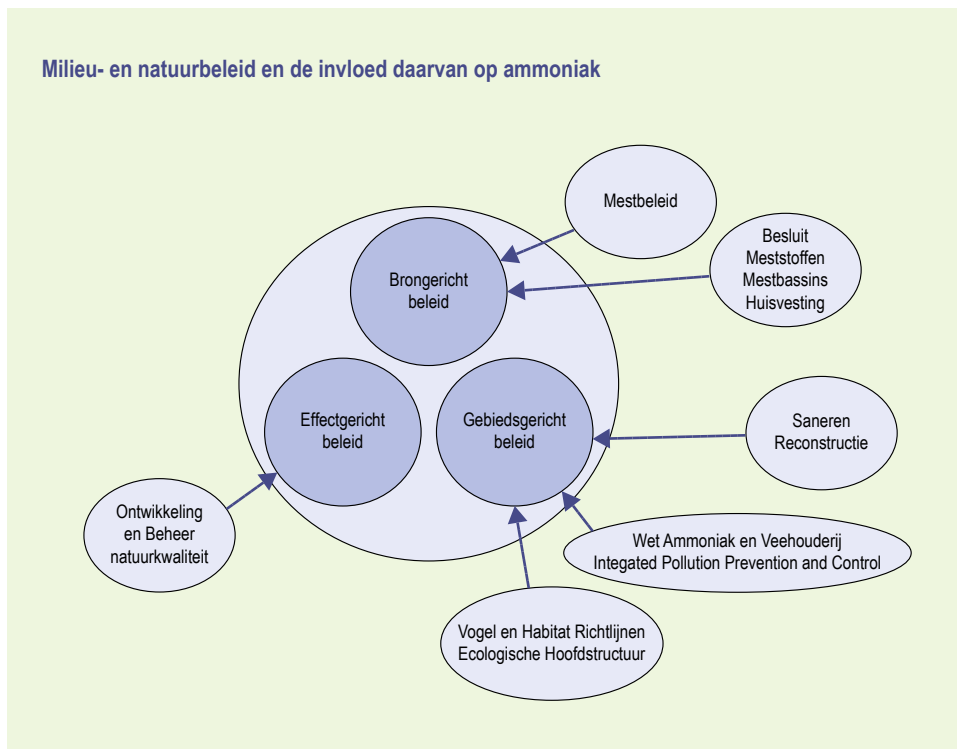
Dit hoofdstuk gaat in op het gevoerde beleid en geeft in het kort de effectiviteit daarvan aan.

Welk beleid voert de Nederlandse overheid?

Al sinds 1986 wordt er een actief beleid gevoerd om de depositie van ammoniak op de natuur en de effecten daarvan tegen te gaan. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 5.1. Vervolgens wordt het beleid kort weergegeven. Daarna komen de verschillende vormen van beleid meer expliciet aan de orde.

Beleid in het kort

Om de depositie van ammoniak in de Nederlandse natuur zo effectief mogelijk terug te dringen, wordt een drieslag in de aanpak gehanteerd (zie Figuur 5.1).



Figuur 5.1 Milieu- en natuurbeleid en de invloed daarvan op het ammoniakbeleid.

Allereerst is er een verdere algemene landsdekkende verlaging van de depositie nodig. Deels is hiervoor internationaal beleid nodig, maar veel zal via generieke Nederlandse maatregelen moeten worden bereikt, zoals emissiearme stallen en bemesting. Zonder die algemene verlaging blijven de niveaus te hoog om werkelijke verbeteringen in de natuur te kunnen bewerkstelligen. Dit wordt opgepakt door het generieke brongerichte beleid, waarmee in heel Nederland de emissie wordt gereduceerd. Alle natuurgebieden in Nederland – en sommige in de naburige landen – profiteren hiervan, maar ook alle veehouders hebben er mee te maken, ongeacht of ze nu in de nabijheid van een natuurgebied werken of niet.

Vervolgens is gebiedsgericht beleid belangrijk. Mogelijkheden liggen in het streven naar grote eenheden natuur of met een zonering rond natuurgebieden. De groei in de emissies wordt hierdoor op afstand van de natuur gehouden. De ruimtelijke inrichting verbetert dan doordat agrarische productie en natuur gaandeweg meer gescheiden van elkaar plaatsvinden en elkaar dan minder hinderen. Ook kan een toekomstige verslechtering van een nu nog gunstige situatie hiermee worden vermeden, bijvoorbeeld bij duingebieden. Zonering is echter minder perspectiefvol om de ammoniakdepositie in heel Nederland terug te brengen. Indien in een zone van 250 m rond een natuurgebied de emissie voorkomen kan worden, daalt de depositie op de nabijgelegen natuur met hooguit 135 mol stikstof per ha per jaar. Bij grote natuurgebieden is het effect van zonering kleiner (Van Pul et al., 2004).

In bijzondere situaties, waar een enkel bedrijf een grote invloed heeft op nabijgelegen natuur, kan lokale sanering door verplaatsing of beëindiging van agrarische activiteiten noodzakelijk zijn. Dit is echter een dure en ingrijpende maatregel die alleen weloverwogen en in die specifieke situatie zinvol is. Maar daar waar een grote emissiebron zich vlakbij kwetsbare natuur bevindt en andere maatregelen onvoldoende zijn, kan dit een grote verbetering voor de plaatselijke natuur brengen.

Zolang de depositie van ammoniak nog onvoldoende is gereduceerd om de natuur duurzaam in stand te houden, zijn daarnaast ook aanvullende maatregelen nodig. Deze beogen om de nadelige effecten op de natuur te beperken: het effectgerichte beleid. Effectgericht beleid, zoals het afplaggen van heide, wordt in de natuurgebieden zelf uitgevoerd. Dat lijkt zeer effectief. Echter, zolang de bron van de depositie niet wordt bestreden, moet de maatregel wel steeds herhaald worden. Daarbij komt dat er niet voor alle situaties effectgerichte maatregelen beschikbaar zijn en ook is herhaling niet voor alle soorten natuur mogelijk. Met uitsluitend effectgericht beleid is de natuur dus niet werkelijk gebaat. Tot nu toe lijkt de duurzaamheid minimaal 10 tot 15 jaar. Herhaling is dankzij de afgenomen depositie minder vaak nodig.

Brongericht beleid

Het brongerichte (emissie)beleid heeft de emissie in de periode 1988 tot 2006 teruggebracht van 240 tot 133 kiloton ammoniak. Deze reductie is vooral tot stand gebracht door de emissie bij het uitrijden van mest te reguleren (Besluit Gebruik dierlijke meststoffen). Ook de emissie uit stallen en de emissie uit mestopslagen wordt gereguleerd (Besluit Ammoniakemissie huisvesting landbouwdieren en Besluit Mestbassins milieubeheer).

Het Besluit Ammoniakemissie huisvesting voorziet in een halvering van de emissie uit stallen van de intensieve veehouderij in het jaar 2010 ten opzichte van de emissie uit gangbare stallen in 2000. De emissies uit de stallen kunnen nog verder afnemen. PION (Platteland in ontwikkeling) en ZLTO, de zuidelijke landbouworganisatie, nemen een proef met een emissieloze stal. Hierbij worden allerlei emissiebeperkende maatregelen toegepast, zoals extra luchtkoeling, eiwitarm voer, aangezuurd voer, chemische/biologische luchtwasser, afdekken mestgoot met drijvende ballen, ondiepe putten en rioolstelsel, zuivering van de dunne fractie.

Een gedeelte van de stalmest wordt buiten in mestopslagen bewaard, totdat het seizoen om de mest uit te rijden is aangebroken. Sinds 1990 is de emissie van ammoniak uit deze mestopslagen met een factor vijf afgenomen door deze op de voorgeschreven wijze af te dekken (Besluit Mestbassins milieubeheer).

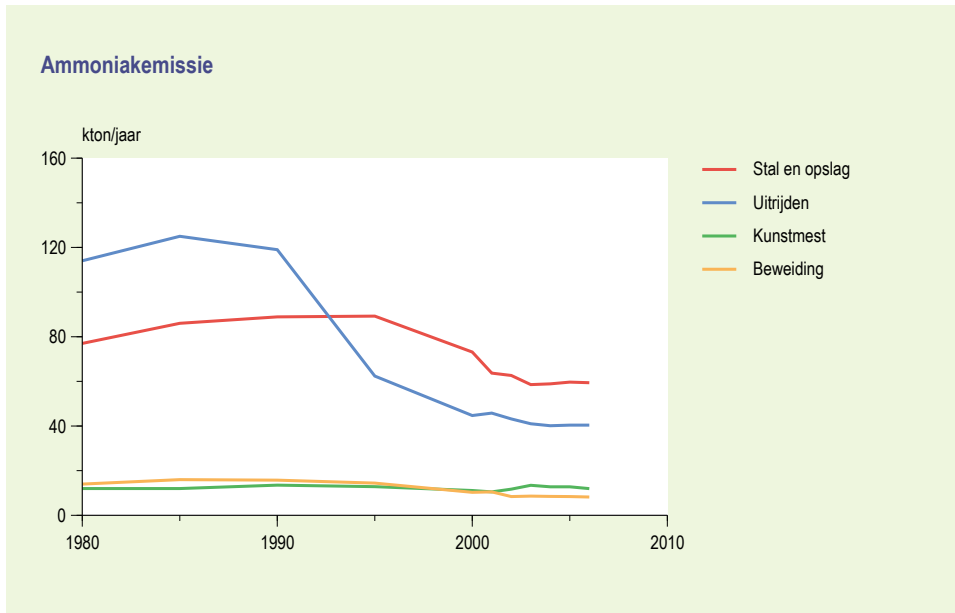
Vóór 1985 werd mest bovengronds uitgereden. Hierbij spuit de mest uit een tank op een spatplaat, zodat het in een brede strook op het gras terecht komt. Uit metingen is gebleken dat bij deze manier van bemesten meer dan de helft van de in de mest aanwezige ammoniak vervluchtigt. De vervluchtiging is afhankelijk van het weer. Bij warm, zonnig en droog weer vervluchtigt meer dan bij koud, bewolkt en regenachtig weer. Sinds 1990 mag mest alleen nog maar emissiearm worden uitgereden. Hierbij wordt de mest met zogenaamde sleepvoeten of sleufkouters in smalle stroken tussen of op het gras gelegd. De emissie van ammoniak wordt dan van circa 70% tot 20 à 30% teruggebracht.

Verder is de mestproductie van de Nederlandse veestapel sinds 1980 met 20% gedaald. Door deze ontwikkelingen en maatregelen is de ammoniakemissie door de veeteelt sindsdien gehalveerd. Figuur 5.2 geeft de trend van de emissies van ammoniak uit stal en opslag, bij uitrijden van mest, in de weide, en bij het gebruik van kunstmest in de periode 1980 tot 2006.

Wanneer maatregelen uitsluitend gericht zijn op het terugdringen van ammoniakemissies, kunnen zij echter onbedoeld tot andere milieuproblemen leiden. Elk teveel aan stikstof zal uiteindelijk als ammoniak, nitraat of lachgas in het milieu vrijkomen.

Tabel 5.1 Bemesting, afvoer en overschot van stikstof in Nederlandse landbouw en de emissie van ammoniak en lachgas en de uit- en afspoeling van nitraat na uitrijden van de mest in de periode 1990-2005 (eenheid kg stikstof per ha). Bron: MNP, 2007.

	1990	2000	2005	Afname 2005-1990
Bemesting	459	394	341	-26%
Dierlijke mest	239	205	180	-25%
Kunstmest	201	169	139	-31%
Overig	19	20	21	11%
Afvoer met het gewas, enz.	248	212	204	-18%
Overschot	211	182	137	-35%
Ammoniak	54	24	23	-58%
Lachgas	6	6	5	-13%
Nitraatuitspoeling	41	33	31	-24%
Nitraatafspoeling	26	39	20	-22%



Figuur 5.2 De ammoniakemissie door Nederlandse landbouwbronnen in de periode 1980–2006.

De brongerichte maatregelen zijn daarom alleen dan werkelijk effectief als de totale hoeveelheid stikstof die als dierlijke mest en kunstmest op de bodem wordt gebracht, zo exact mogelijk is afgestemd op de gewasbehoefte. Het brongerichte ammoniakbeleid is dus alleen zinvol als er ook mestbeleid wordt gevoerd.

De Nitraatrichtlijn eist onder meer, dat de stikstoftoevoer naar de gewassen uit bodem en bemesting in balans is met de te verwachten stikstofbehoefte van het gewas. Doordat dan de stikstofverliezen klein zijn, draagt de Nitraatrichtlijn positief bij aan het ammoniakbeleid. Onder invloed van het mestbeleid is het gebruik van (kunst)mest verminderd. Hierdoor is de hoeveelheid stikstof die op de bodem wordt gebracht en niet door het gewas wordt opgenomen, sinds 1990 met 35% afgenomen. De emissie van lachgas is tegelijkertijd met 13% gedaald, terwijl het overschot in de vorm van ammoniak met 58% daalde. Ook de af- en uitspoeling van nitraat is afgenomen.

Gebiedsgericht beleid

Nederland heeft ook gebiedsgericht beleid in de wet opgenomen. Hierbij wordt de bedrijfsvoering nabij kwetsbare (= voor verzuring zeer gevoelige) natuurgebieden beperkt, zodat de depositie op de natuurgebieden niet toeneemt.

Het gebiedsgerichte beleid is in toenemende mate complex, omdat er bij het verlenen van een vergunning voor het uitbreiden of vestigen van een bedrijf veel regelingen zijn. De Wet Ammoniak en Veehouderij (wAV), de Wet Milieubeheer en de Natuurbeschermingswet, waarin de Europese richtlijnen voor Vogel en Habitat (vhr) en voor de geïntegreerde preventie en bestrijding van verontreiniging (IPPC) zijn opgenomen, beogen de milieudruk op de natuur te verminderen. Zij hanteren echter verschillende regels, wat de overzichtelijkheid hindert. Tevens kan het voorkomen dat een uitbreiding van een

bedrijf door de ene regeling wel en door een andere regeling niet wordt toegestaan. Deze dubbelzinnigheid is nadelig voor de geloofwaardigheid van het gevoerde beleid.

In de zeer kwetsbare gebieden en een zone van 250 meter daaromheen geldt de WAV. Deze verbiedt de oprichting van een intensieve veehouderij en laat alleen uitbreiding toe binnen het plafond van de maximaal toegestane emissiewaarde van het Besluit Huisvesting. Het Toetsingskader ammoniak en Natura 2000-gebieden hanteerde echter een ander uitgangspunt, waarbij de depositie toch nog kon toenemen. De Raad van State heeft de invoering van dit toetsingskader onlangs ontraden en het kabinet heeft dit daarom laten vervallen [brief van de minister van LNV aan de voorzitter van de Tweede Kamer, dd 2 april 2008]. Ondertussen zal alleen vergunning voor nieuwe vestiging of uitbreiding worden verleend als de ammoniakdepositie daardoor niet toeneemt. Daarnaast geeft de beleidslijn IPPC-omgevingstoetsing ammoniak en veehouderij aan wanneer uitbreidende varkens- en pluimveebedrijven luchtwassers moeten plaatsen. Dit ongeacht depositie op of afstand tot het natuurgebied.

Effectgericht beleid

Sinds 1989 wordt onderzocht of met effectgerichte maatregelen de nadelige gevolgen van stikstofdepositie kunnen worden hersteld. Zulke maatregelen worden gesubsidieerd door Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit, voorheen Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN). Voor veel vegetatietypes zijn succesvolle (combinaties van) maatregelen gevonden (zie Tabel 5.2). Aanvullend onderzoek naar geschikte maatregelen in bossen is noodzakelijk, omdat de effecten van de huidige maatregelen niet blijvend blijken te zijn. Van groot belang is te weten of deze maatregelen alleen noodzakelijk zijn om eerst weer in de gewenste toestand van het milieu te komen. Daarnaast is van belang of zij ook kunnen bijdragen aan een verminderde gevoeligheid van de betreffende systemen voor stikstofdepositie.

Tabel 5.2 Effectgerichte maatregelen die met succes de negatieve effecten van stikstofdepositie hebben hersteld. De website <http://dt.natuurkwaliteit.nl> geeft hier veel nieuws over.

Ecosysteem		Belangrijkste maatregel
Bossen	Bossen op arme zandgronden	Plaggen en dunnen (voedselarme dennenbossen), verder nog in onderzoek
	Bossen op rijke gronden	Nog in onderzoek
Heiden	Droge heide	(Kleinschalig) plaggen, waarbij restpopulaties worden gespaard
	Natte heide	Kleinschalig plaggen met uitsparen restpopulaties; in verzuurde situatie ook éénmalig bekalken of herstellen van hydrologie
Hoogveen		Afhankelijk van hydrologie: plas-dras vernatten, vernatten van witveen; drijftilvorming. Lokaal ondiep plaggen bij vergrassing
Soortenrijke graslanden	Nat schraalgrasland	Herstel waterhuishouding in combinatie met kleinschalig plaggen (op minerale bodem); op veenbodem herstel zeer moeizaam
	Natte duinvallei	Herstel waterhuishouding plus plaggen vermeste toplaag
	Droog duingrasland	Kleinschalig plaggen of begrazing (niet alle soorten keren terug); stimuleren verstuing
	Droog schraalgrasland	Kleinschalig plaggen met uitsparen restpopulaties; in verzuurde situatie éénmalig bekalken direct na plaggen; soms herintroductie nodig
	Kalkgrasland	Optimalisatie van maaibeheer of van begrazing met mergellandschappen
Oppervlaktewater	Vennen	Niet verzuurd: verwijderen van de sliblaag plus opschonen van oevers Verzuurd: verwijderen van de sliblaag plus opschonen van oevers en inlaat gebufferd (grond)water



Beeld van de vergraste situatie (links), en 5 jaar na invoering van herstelbeheer door maaien in augustus en afvoeren van het hooi in een Zuid-Limburgs kalkgrasland (rechts). Foto's: R. Bobbink

Het is gebleken dat herstelmaatregelen in natuurterreinen vaak noodzakelijk zijn om de erfenis van stikstofdepositie uit het verleden te verwijderen. Door deze 'erfenis' is in bijna alle gevallen ook geen spontaan herstel van de biodiversiteit op redelijke termijn (korter dan 50 jaar) te verwachten; de stikstofophoping in deze ecosystemen verdwijnt niet van zelf. Ook de gevolgen van bodemverzuring zijn niet zo maar een-twee-drie weg – herstel van de bodem door natuurlijke bodemverwerking is een zeer traag proces. Ook komen de planten- en diersoorten niet altijd zomaar weer terug. Zo maken verscheidene plantensoorten die op de Rode Lijst staan geen langlevend zaad aan. Alleen door migratie van elders kunnen zij terugkeren. Voor die soorten is herstel, ondanks de effectgerichte maatregelen, een groot probleem in het versnipperde Nederlandse landschap.

In enkele ecosystemen (droge en natte heide, kalkgraslanden) bieden beheersmaatregelen de mogelijkheid om de gevoeligheid van het systeem voor stikstofdepositie wat te verlagen. Hierdoor kan de kritische stikstofdepositie voor genoemde systemen met maximaal 5 kg ofwel 350 mol stikstof per ha per jaar worden opgehoogd. Uiteraard worden hierdoor de kosten van het gevoerde beheer hoger, terwijl tegelijkertijd het risico bestaat dat door deze verhoogde beheersactiviteit gevoelige plantensoorten verdwijnen. Zo ontstaat door het herhaald plaggen van heidevelden een slechts op het oog natuurlijke vegetatie. Deze bestaat alleen uit struikheide en gewone dopheide (de zogenoemde vvv-heide), terwijl vrijwel alle zeldzame soorten ontbreken.

Twijfels over het gevoerde beleid

Zowel bij leden van de Tweede Kamer als binnen de landbouwsector bestaan twijfels over het Nederlandse ammoniakbeleid. Tweede-Kamerleden betwijfelen het nut van de vele maatregelen (Jager en Koopmans, 2006). De Nederlandse Melkveehouders Vakbond (NMV) wendde zich in 2003 tot de Nationale Ombudsman om de tekst in een door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit uitgegeven brochure te laten aanpassen, omdat die tekst wetenschappelijk gezien ongenueanceerd en ongefundeerd zou zijn. De ombudsman stelde de NMV hierbij overigens niet in het gelijk.²⁾

2) www.ombudsman.nl/documenten/20040005%202003.03745%20%20.doc

Bij de behandeling van de klacht van de NMV werd ook de mening van de stichting Heidelberg Appeal Nederland (HAN) gehoord. HAN stond stil bij de discussie over zure regen in de jaren tachtig: het 'Waldsterben' (zie ook hoofdstuk 6). HAN bestrijdt niet dat er vegetatieveranderingen kunnen optreden als de stikstofdepositie boven de natuurlijke achtergrondwaarden uitkomen en dat de landbouw die depositie – althans voor een deel – veroorzaakt. Echter, zij stelt dat aan voedselproductie onlosmakelijk risico's zijn verbonden. Voedselproductie heeft altijd invloed op de biodiversiteit gehad. Bij het bepalen van de nationale doelen – met betrekking tot emissies, deposities of biodiversiteit – moet daarom de afweging met de gevolgen voor de nationale voedselproductie gemaakt worden.

HAN stelt voorts de vraag of de gestelde natuurdoelen – de ecologische wensenlijst – wel door de emissiereducties in de landbouw bereikt kunnen worden en of die wensenlijst, gezien de achteraf gezien misplaatste angst voor het Waldsterben niet achterhaald is. Hierbij zijn wel kanttekeningen te plaatsen. Ook al is sinds de jaren tachtig de verzurende depositie – ammoniak, zwavel- en stikstofoxides – gehalveerd, toch is verzuring in Nederland nog steeds een van de belangrijkste factoren die vegetaties doen achteruitgaan. Zonder het internationale verzuringsbeleid zou de natuur in West- en Midden-Europa er beduidend slechter aan toe zijn.

Kosten van het beleid

De maatregelen om de emissie van ammoniak te bestrijden worden steeds duurder. Aanvankelijk leverden de maatregelen geld op, omdat het behoud van de ammoniak in de mest het gebruik van kunstmest bespaarde. Kunstmest is de laatste tien jaar meer dan twee keer zo duur geworden en kost nu bijna 1 euro per kg stikstof. In 2005 gebruikte de Nederlandse landbouw 280 miljoen kg stikstof aan kunstmest. De jaarlijkse kosten van kunstmest per gemiddeld landbouwbedrijf variëren van 5300 euro voor een melkveebedrijf tot 7600 euro voor een akkerbouwbedrijf (Bolhuis en Jager, 2008). Er ligt nog een groot potentieel voor de vervanging van kunstmest door efficiënter gebruik van dierlijke mest. De verhouding stikstof tot fosfaat in dierlijke mest komt echter niet overeen met de behoefte van het gewas, zodat toch zowel dierlijke als kunstmest gebruikt wordt.

Het Besluit Ammoniakemissie Huisvesting verplicht de aanpassing van de stallen van de intensieve veehouderij tot emissiearme stallen. De kosten bedragen circa 5 euro per vermeden kg ammoniak. Voor de hele sector van de intensieve veehouderij bedragen de kosten 52 miljoen euro per jaar (Van Pul et al., 2004). Emissiearme aanwending kost circa 3 euro per vermeden kg ammoniak, maar stuit op diverse bezwaren (zie hoofdstuk 6). Ook door het rantsoen van melkvee aan te passen kan de emissie van ammoniak worden beperkt. Deze maatregel hangt samen met de mogelijkheid om maïs in plaats van gras te telen. Op zandgrond kost de maatregel 1 euro per vermeden kg ammoniak. Op veen- en kleigrond kunnen de kosten tot circa 10 euro per kg vermeden ammoniak oplopen, omdat maïs moet worden aangekocht.

De luchtwasser is een recente technologische vernieuwing. Hierbij wordt de stallucht via het ventilatiesysteem langs filters geleid waarbij fijn stof, stank en ammoniak worden

afgevangen. Deze techniek is vooral in de intensieve varkenshouderij toepasbaar. In de melkveehouderij zijn open stallen met natuurlijke ventilatie gebruikelijk. Door het ontbreken van een ventilatiesysteem passen luchtwassers daar niet in de bedrijfsvoering.

Luchtwassers zijn zeer effectief, maar ook duur: circa 6 euro per vermeden kg ammoniak. De kosten per dierplek bedragen voor een vleesvarken circa 15 euro per jaar, terwijl die kosten voor een gangbaar emissiearm stalsysteem 5 tot 8 euro per jaar zijn. Tenzij daartoe gestimuleerd of gedwongen zal een veehouder niet overgaan tot het plaatsen van een luchtwasser. De jaarlijkse kosten van een varkensplek met luchtwasser bedragen 4 à 5% van de opbrengst van een gemiddeld vleesvarken (Van Dam en De Haan, 2007).

Een emissiereductie en de daarmee samenhangende depositiereductie heeft tot gevolg dat de beheerders van de natuurgebieden minder kosten hoeven te maken om de schadelijke effecten van stikstof te herstellen. Op basis van de nu beschikbare kennis over effectgerichte maatregelen is het mogelijk de daarmee gepaarde besparing te schatten. Indien de depositie met 1000 mol stikstof per ha kan worden teruggebracht, zou er 42 miljoen euro per jaar op beheer bespaard kunnen worden (Wamelink et al., 2007). Deze schatting is echter slechts gebaseerd op een deel van de gevoelige natuur. Tot op heden zijn er onvoldoende maatregelen bekend om de schade van 1000 mol stikstof per ha per jaar in de gehele natuur te herstellen. De genoemde besparing is daarom een ondergrens.

Effectiviteit van het beleid

Dankzij de depositiedaling door het generieke beleid en lokale maatregelen, boekt het effectgerichte beleid steeds betere resultaten

Voor het grootste deel van de natuur is de stikstofdepositie duidelijk te hoog, vooral voor de natuurtypen op de zandgronden. Dankzij het brongerichte beleid daalt de depositie, van 3000 mol stikstof per ha halverwege de jaren negentig tot 2200 mol per ha nu. Een verdere daling tot rond de 2000 mol per ha wordt de komende jaren verwacht. Deze generieke daling is voor de meeste natuurgebieden onvoldoende om een duurzame instandhouding te bewerkstelligen, maar het scheidt wel een beter perspectief dan voorheen.

Een verdere verbetering komt voort uit gebiedsgerichte maatregelen. Door zoning of sanering worden emissies nabij kwetsbare natuur vermeden of verminderd. Het zoneringbeleid heeft geresulteerd in een voor de natuur gunstiger ontwikkeling binnen die zones, dit ten opzichte van het gemiddelde in het agrarisch gebied.

Ook het natuurbeleid brengt positieve ontwikkelingen voort. De herinrichting van de natuur in het kader van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) leidt tot vergroting van en meer samenhang tussen natuurgebieden. Dit is niet alleen nodig voor bijvoorbeeld de ruimtecondities die sommige dieren vragen, maar is ook effectief om gebieden met een lage depositie van stikstof te creëren. De depositie van ammoniak is in het midden van een gebied doorgaans lager dan aan de rand, wat bij grotere natuurgebieden tot honderden molen stikstof per ha kan schelen. Aankoop van gronden en inrichting ervan als natuur is echter een proces dat vele jaren vergt. In de jaren negentig is een flinke voor-

uitgang geboekt, maar de laatste jaren loopt de uitbreiding en vooral de inrichting van de EHS sterk achter op de (in 2003 naar beneden bijgestelde) doelstelling.

Uiteindelijk gaat het bij al deze maatregelen om de effecten in het veld. Is er in de natuur een positief effect merkbaar van al deze inspanningen? De natuur is zeer divers en de ontwikkelingen van allerlei planten- en diersoorten en natuurtypen lopen daarom nogal uiteen. Vooral daar waar effectgericht beleid wordt gevoerd, zoals het afplaggen van de heide of het verschralen van graslanden, is echter vooruitgang zichtbaar. Zulke maatregelen hebben tot vele jaren erna een vergelijkbaar effect als een afname van de depositie van enkele honderden molen per ha. Vooral hier zijn positieve ontwikkelingen zichtbaar. In heidevelden komen in de periode van 2000-2005 per gebied meer kenmerkende en zeldzame plantensoorten voor dan in de jaren negentig. Op goed beheerde graslanden komen nu allerlei plantensoorten terug, en ingrijpende maatregelen zoals plaggen hebben nu veel langduriger effect dan in de voorgaande decennia.

6 Onduidelijkheden

Over de rol van stikstof in de Nederlandse natuur bestaat soms onduidelijkheid. Vooral rond ammoniak is dat het geval. Deze onduidelijkheid is op enkele aspecten terug te voeren:

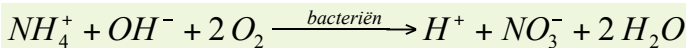
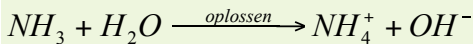
1. ammoniak is een base, maar werkt verzurend;
2. bovengronds uitrijden is (niet) slecht voor het milieu;
3. ammoniak bedreigt de gezondheid door de vorming van fijn stof;
4. ammoniak is geen broeikasgas, maar draagt wel aan klimaatverandering bij;
5. verzuring valt mee.
6. ammoniak slaat dicht bij de bron neer, maar zonerings is niet effectief

Op elk van deze punten wordt hieronder ingegaan. Het hoofdstuk wordt vervolgd met een discussie over de onzekerheden rond emissies, kritische deposities en de discrepantie tussen modelberekeningen en metingen: het zogenoemde ammoniakgat.

a) Ammoniak is een base, maar werkt verzurend

In water opgelost vormt ammoniak een base. Eenmaal op de bodem gedeponeerd, wordt ammoniak omgezet in ammonium en vervolgens door bacteriën en schimmels in nitraat.

In formulevorm:



Voor planten zijn ammonium en nitraat een onmisbare voedingsstof en deze stoffen kunnen daarom door planten worden opgenomen. Het nitraat dat niet wordt opgenomen, spoelt uit naar het grondwater. Indien in het grondwater organisch plantenmateriaal voorkomt, zoals in veengrond, kan het nitraat door dit materiaal omgezet worden in stikstofgas. Het nitraat dat verder uitspoelt, kan de buffervoorraad van de bodem aantasten en daarmee verzurend werken. Verder kan ook lachgas ontstaan, wat bijdraagt aan het broeikas effect. In de Bijlage Bodemchemie van ammoniak wordt in meer detail ingegaan op de chemische vergelijkingen van de bodemprocessen waar ammoniak bij is betrokken.

Wanneer ammoniak dus in overmaat aanwezig is en onvoldoende door de vegetatie wordt opgenomen of onvoldoende door vegetatieresten wordt afgebroken, spoelt het uit en werkt het verzurend.

b) Bovengronds uitrijden is (niet) slecht voor het milieu

Bij bovengronds uitrijden wordt de mest in de lucht verspreid en komt dan op het gewas en de bodem te liggen. De ammoniak kan dan gemakkelijk uit de mest vervluchtigen. Metingen tonen aan dat bij droog en zonnig weer vrijwel alle ammoniak vervluchtigt.

Bij emissiearm uitrijden wordt de mest in smalle stroken in of op het gras gebracht. De vervluchtiging is dan veel lager (zie Brongericht beleid in het vorige hoofdstuk).

Voor de vervluchtiging, verspreiding en depositie van ammoniak is het dus ongunstig om bovengronds uit te rijden, maar er zijn andere milieuproblemen waarvoor het juist gunstig is dat veel ammoniak vervluchtigt. De ammoniak die vervluchtigt is, kan niet meer – ter plaatse – omgezet worden in lachgas, dat een broeikasgas is, en kan niet meer worden omgezet in nitraat, dat kan uitspoelen naar het grondwater. Vooralsnog overheersen echter de nadelige gevolgen van de vervluchtiging van ammoniak, zodat het wenselijk is om dit zoveel mogelijk te beperken.

Er wordt gesteld dat ten gevolge van emissiearm uitrijden het bodemleven meer wordt aangetast dan bij bovengronds uitrijden. Onderzoek hiernaar loopt en zal in de loop van 2008 beschikbaar komen. Daarnaast speelt een rol dat bij bovengronds uitrijden lichtere en goedkopere machines kunnen worden gebruikt dan bij emissiearm uitrijden. Hierdoor wordt minder benzine gebruikt en klinkt de bodem minder in, wat positief uitwerkt op de bedrijfsvoering en het bodembeheer. Daarom wordt in het gebied ten noorden van Drachten onderzocht of door aanpassingen in de bedrijfsvoering – bovengrondse aanwending in combinatie met minder eiwitrijk voer en minder kunstmest – dezelfde emissiereductie kan worden bereikt als met emissiearm uitrijden.

c) Ammoniak bedreigt de gezondheid door de vorming van fijn stof (PM10)

In de atmosfeer kan ammoniak reageren met zwavel- en stikstofoxide. Er worden dan in de atmosfeer zwevende deeltjes, aerosol of fijn stof, gevormd. Niet alleen ammoniak vormt fijn stof. De samenstelling kan variëren van roet tot zeezout. Hoge concentraties van fijn stof kunnen een gezondheidsprobleem veroorzaken. Welke chemische bestanddelen van fijn stof gezondheidskundig het relevantst zijn, is nog tamelijk onbegrepen. Het is waarschijnlijk dat de ammoniakzouten voor de directe gezondheidseffecten van minder belang zijn (Schlesinger en Cassee, 2003, Buijsman et al., 2005). Het voorkómen van ammoniakemissies leidt wel tot minder fijn stof, maar niet noodzakelijkerwijs tot minder gezondheidsklachten.

De Wereld Gezondheid Organisatie (WHO) neemt daarentegen alle fijn stof in beschouwing, zolang niet duidelijk is hoe fijn stof de gezondheid schaadt. Daarom is in de Europese en Nederlandse regelgeving ook een grenswaarde aan de concentratie van fijn stof opgenomen zonder onderscheid in de soorten van fijn stof, zodat ammoniakbeleid ook kan bijdragen aan het beleid met betrekking tot fijn stof. Echter, de WHO stelt dat het verstandig is ervoor te zorgen dat maatregelen tegen de emissie van fijn stof als eerste betrekking hebben op reducties van die stoffen waarvan aangetoond is dat ze relatief meer toxisch zijn (WHO, 2006).

d) Ammoniak is geen broeikasgas, maar draagt wel bij aan klimaatverandering

Ammoniak is geen broeikasgas, maar het is bij meerdere processen betrokken die de concentratie van de broeikasgassen koolstofdioxide en lachgas beïnvloeden.

Koolstofdioxide en lachgas spelen een directe rol in het broeikas effect. De opwarming van de aarde wordt voor een groot deel bepaald door de toename van de koolstofdioxideconcentratie en voor een klein deel door die van lachgas. Lachgas komt bij de omzetting van ammoniak en nitraat in de bodem vrij. Hierdoor stijgt de lachgasconcentratie. Daarentegen leggen planten door de verhoogde beschikbaarheid van ammoniak en nitraat meer koolstofdioxide vast. Hierdoor daalt de koolstofdioxideconcentratie. Uit een modelstudie blijkt dat de toegenomen emissie van lachgas ruimschoots wordt gecompenseerd door de toegenomen vastlegging van koolstofdioxide in de Europese bossen (De Vries et al., 2007). Ammoniak heeft dus netto een gunstig effect op klimaatverandering.

Ook kan ammoniak in de atmosfeer met zwavel- en stikstofoxide aerosol vormen. Aerosol beïnvloedt de vorming van wolken en daarmee indirect het broeikas effect. Wolken koelen de aarde af, en wereldwijd speelt ammoniak hierbij een bescheiden rol. Bij de huidige concentratieniveaus is het opwarmende effect van de broeikasgassen koolstofdioxide, methaan en lachgas echter drie keer zo groot als de extra koeling door wolken. De wetenschappelijke onzekerheden van de stralingseigenschappen van fijn stof zijn overigens veel groter (50%) dan die van broeikasgassen (10%) (Forster et al., 2007).

Ammoniak heeft dus een koelend effect op het klimaat, maar dit effect is niet zo groot als het opwarmende effect van broeikasgassen en wetenschappelijk gezien is dit effect onzeker.

De emissie van lachgas is groot als er veel mest tegelijk op de bodem wordt gebracht. Er is dan te weinig zuurstof beschikbaar om de ammoniak volledig in nitraat om te zetten. Het ontstaan van lachgas kan daarom worden beperkt door niet in één keer te bemesten, maar in meerdere keren. Zo ontstaat er geen tekort aan zuurstof en wordt ammoniak geheel in nitraat omgezet. Door meerdere keren te bemesten neemt de emissie van ammoniak echter weer toe, omdat er vaker verse mest aan de lucht wordt blootgesteld.

De chemische vergelijkingen met betrekking tot de vorming van lachgas worden gepresenteerd in de Bijlage Bodemchemie van ammoniak.

e) Acute verzuring valt mee

In de jaren tachtig veroorzaakten publicaties over zure regen veel onrust. Deze publicaties gingen over de schade aan meren in Scandinavië en aan bossen in Duitsland. Onderzoekers legden een verband met hoge concentraties zwaveloxide en de verhoogde zuurgraad van regenwater. Beleidsmakers hebben toen uit voorzorg maatregelen getroffen. Achteraf bleek dat het probleem niet alleen zure regen betrof, maar ook vermesting en schade door ozon. De beeldvorming was toen te veel op één enkel aspect geconcentreerd. Op grond van wat we nu weten, is er echter geen geld verspild.

De term ‘zure regen’ bleek geen goede benaming van het probleem te zijn. Droge depositie levert een belangrijkere bijdrage dan de natte depositie door regen. Het is daarom beter om van verzurende depositie te spreken. Voorts bleek dat de gesignaleerde effecten maar voor een klein deel veroorzaakt werden door de rechtstreekse inwerking van zuur op bladeren en naalden, en dat zure depositie eigenlijk een bodemprobleem is.

Waarom zijn de bossen niet dood?

In de jaren tachtig van de vorige eeuw werd gemeld dat de bossen in de zogenoemde zwarte driehoek in het grensgebied van Polen, Duitsland en Tsjechië stierven ('Waldsterben'). Er werd gevreesd dat grote delen van het bos in Midden-Europa ook zouden sterven. Grootschalige bossterfte kwam elders in Europa echter niet voor. Het bleek dat het Waldsterben vooral te wijten was aan extreem hoge concentraties zwaveloxide.

Nederlands onderzoek heeft eind jaren tachtig aangetoond dat bomen onder druk van hoge stikstofdepositie een verhoogd risico lopen op droogte- en vorstschade, ziekten en plagen. Zo was in Nederland, met name in Noord-Brabant, de stikstofdepositie destijds dermate hoog, dat schimmels bomen konden aantasten (De Vries, 2007). Om die reden moesten in die periode vele hectaren bos worden gekapt. Dergelijke extremen komen in Nederland niet meer voor. In die zin kan de huidige relatief gunstige bosvitaliteit gedeeltelijk ook als een verdienste van het nationale en internationale verzuring-beleid worden gezien.

Toch worden nog steeds op ruim 85% van het areaal bossen de kritische stikstofdeposities overschreden, terwijl de bomen niet dood of sterk verzwakt zijn. De kritische depositie van een bos wordt namelijk niet bepaald door de bomen in het bos, maar door de vegetatie onder de bomen. Deze vegetatie is veel gevoeliger voor verhoogde stikstofdepositie dan de bomen zelf. Bij overmatige depositie van stikstof verandert de soortensamenstelling van deze vegetatie. Door depositie zijn bossen in gebieden met veel intensieve veehouderij vaak sterk vergrast. Van origine bestond die vegetatie uit mossen en korstmossen. Open plekken waren onder andere bezet door heide.

Overigens is het verzuringsprobleem nog niet opgelost. Op langere termijn kunnen bossen namelijk alsnog worden aangetast. Dat komt doordat de bodem een beperkte buffer heeft om zure depositie te neutraliseren. Eutrofiëring door overmatige stikstofdepositie is echter een acuter probleem, maar heeft – zoals boven vermeld – vooral te maken met de soortensamenstelling van de vegetatie onder de bomen (UNECE/CLRTAP, 2006).

Als de verzurende depositie groter is dan de draagkracht van de bodem – groter dan het natuurlijke vermogen om zuur te neutraliseren – kan de vitaliteit van bossen op den duur worden aangetast.

Dankzij de beleidsmaatregelen is de verzurende depositie sindsdien gehalveerd. Bij de huidige niveaus van depositie hoeft bodemverzuring geen acuut probleem te zijn, omdat veel van de stikstofdepositie door de vegetatie wordt opgenomen en in de bodem nog voldoende buffer aanwezig is. Echter, indien de depositie op het huidige niveau blijft, zal op termijn de bodem wel verzuren (De Vries, 2007). Daarnaast kan stikstofdepositie niet alleen het milieu verzuren, maar dit ook vermesten. Met name op voorheen stikstofarme bodems is door de vermesting de samenstelling van de vegetatie verarmd. Ook is verzuring op veel plaatsen nog een belangrijke factor in de afname van plantensoorten.

f) Ammoniak slaat dicht bij de bron neer, maar zonering is deels effectief

Veel luchtverontreinigende stoffen hebben een lange verblijftijd in de atmosfeer. Zij bereiken de bodem pas na een grote afstand te hebben afgelegd. Dit geldt in mindere mate ook voor ammoniak. Na 1000 meter heeft slechts 20% van de uitstoot weer de bodem bereikt. Ondanks de grote transportafstand is het effectiever om bepaalde specifieke maatregelen in de buurt van natuurgebieden te nemen dan deze maatregelen overal te nemen. In zones van 250 meter rond natuurgebieden zijn er daarom extra beperkende maatregelen voor de intensieve veehouderij afgekondigd. De maatregelen zorgen ervoor dat de ammoniakemissie in de nabijheid van natuurgebieden niet verder toeneemt, al betekent dit niet dat de depositie ook daadwerkelijk afneemt.



Door eutrofiëring verandert de samenstelling van de vegetatie onder de bomen. In dit bos domineert Bochtige smele. Foto: Mark van Veen

Gebiedsgerichte maatregelen zijn op zich niet toereikend om het ammoniakprobleem op te lossen. De hoeveelheden ammoniak die vanaf grotere afstand worden aangevoerd zijn nog te omvangrijk, zodat generiek emissiebeleid zonder meer noodzakelijk is. Dit laat onverlet dat zonering rond natuurgebieden op zich de intensieve veehouderij afweert en op den duur de natuur extra bescherming biedt. In sommige gevallen – met name die gevallen waar de emissie nabij zeer gevoelige natuur hoog is – kan het generieke emissiebeleid ook geen soelaas bieden. Zonering of sanering is in dit soort situaties zeer effectief.

7 Onzekerheden

Onzekerheden spelen op allerlei plaatsen in de keten van emissies tot effecten in de natuur. De grootte van de onzekerheden is op nationale schaal redelijk goed bekend en te kwantificeren. Dit betekent dat uitspraken over Nederland als geheel of over grote gebieden daarbinnen vrij zeker zijn, zoals voor de bossen op de zandgronden of de droge heide in Nederland. Op lokale schaal zijn de onzekerheden echter veel groter en van geval tot geval vaak anders. Zo is de onzekerheid in de concentratie van ammoniak 25 tot 30% voor bijvoorbeeld de gemengde bossen over Nederland als geheel, maar een factor 2 voor een specifiek bosgebied (Van Jaarsveld, 2004).

Bij individuele natuurgebieden of natuur die slechts sporadisch in Nederland voorkomt, zoals hoogveen of blauwgraslanden, spelen er allerlei bronnen van onzekerheid. Dit begint bij de precieze locatie en het gedrag van de plaatselijke ammoniakbronnen. De verspreiding door de lucht en de depositie van stikstof wordt beïnvloed door effecten van lokale meteorologische omstandigheden, door de aard van het terrein en het soort begroeiing. Ook de gevolgen voor de natuur worden in belangrijke mate door lokale omstandigheden bepaald, zoals bodemkarakteristieken, vochtuishouding, milieu- en stressfactoren en de mate van verzuring. Ook het huidige beheer en de beheershistorie over de voorgaande decennia spelen een rol. De optelsom van al deze lokale factoren, die vaak ruimtelijk zeer variabel zijn, zorgt voor een grote onzekerheid in het uiteindelijke effect van ammoniak op individuele stukjes natuur.

Hier richten we ons op de onzekerheid in uitspraken die gelden voor grotere delen van de natuur. Deze zijn onder te verdelen in onzekerheden in de emissies van ammoniak, onzekerheden in het gedrag in de lucht (vooral het zogenoemde ‘ammoniakgat’) en tot slot in de respons van de natuur en de kritische depositie waaronder geen wezenlijke effecten meer worden verwacht.

Onzekerheden in emissies

De emissie van ammoniak is in de praktijk moeilijk te schatten. Op basis van bekende bronnen van onzekerheid wordt de onnauwkeurigheid in de emissie geschat op ongeveer 17%. Deze wordt met name veroorzaakt door de vele verschillende vormen van agrarisch management, zoals de mate waarin koeien kunnen weiden, de ruimte voor een varken in de stal, de mogelijkheden tot uitloop uit de kippenren. De onzekerheid van de prognoses wordt nog versterkt doordat onduidelijk is of boeren op zandgrond bij het uitrijden van mest gebruikmaken van de sleepvoetenmachine. Ook is onduidelijk wat het aantal dieren in de toekomst zal zijn en hoe boeren zullen reageren op het nieuwe mestbeleid.

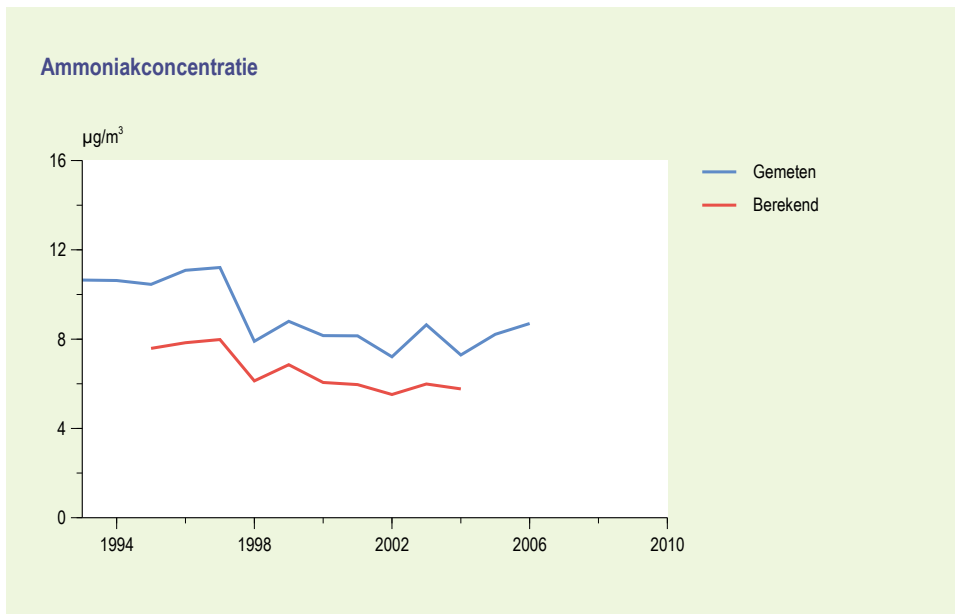
Door het nieuwe mestbeleid (2006) moeten ook melkveehouders met veel koeien en weinig grond mest afvoeren. Ze mogen niet meer dan 250 kg stikstof per hectare aan dierlijke mest gebruiken. Tenminste, als ze in aanmerking willen komen voor derogatie van de Nitraatrichtlijn; zonder derogatie mag maar 170 kg stikstof uit dierlijke mest gebruikt worden. Deze derogatie is tijdelijk – tot 2009 – verleend. Indien ze niet wordt verlengd, zullen de kosten voor mestafzet – voor alle veehouders – snel toenemen.

Doordat de bedrijfskosten dan toenemen, zal het aantal veehouderijen – en het aantal dieren en dus de emissies – waarschijnlijk afnemen (MNP, 2007).

Het ammoniakgat

Onder het ammoniakgat verstaat men het onverklaarde verschil tussen de metingen en de modelberekeningen van de ammoniakconcentratie in de lucht (RIVM, 1998). Via aanpassingen aan het model en verbeterde inzichten in de effectiviteit van maatregelen is het gat in 2000 weliswaar verkleind, maar toen nog niet gesloten (Van Jaarsveld et al., 2000). De berekeningen zijn gemiddeld 26% lager dan de metingen (zie Figuur 7.1). Ook andere landen kampen met een ammoniakgat. In 2000 bedroeg het gat in het Verenigd Koninkrijk 24%. Het onderzoek naar de oorzaken van het gat loopt in Nederland al tien jaar. In het bijzonder werden de depositie op landbouwgrond en de emissie na het uitrijden van mest opnieuw gemeten.

Deze nieuwe metingen wijzen uit dat 's zomers door de bemesting het gewas zo met stikstof verzadigd is, dat even vaak emissie als depositie optreedt. De depositie is daarvoor veel lager dan eerder werd berekend. Op basis van dit en ander onderzoek moet de depositie in het rekenmodel aangepast worden. Het gevolg van deze modelaanpassing is dat de depositie op landbouwgrond lager wordt en daarmee de concentratie in de lucht hoger. Deze aanpassing sluit het ammoniakgat voor driekwart van de 26%. De depositie op de natuur blijft vrijwel gelijk; de export van ammoniak door de lucht naar het buitenland neemt iets toe.



Figuur 7.1 De gemeten en berekende gemiddelde ammoniakconcentratie op de meetpunten van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit in de periode 1995-2006. De berekende concentraties zijn lager dan de metingen. Het verschil wordt het ammoniakgat genoemd.

Ook de emissie van ammoniak na het uitrijden van mest is nader onderzocht. Omdat vroeger 70% van de ammoniak uit de mest vrijkwam, heeft men voorgeschreven dat mest alleen nog maar met emissiearme apparatuur en in de periode februari tot september, als het gewas stikstof voor de groei nodig heeft, uitgereden mag worden. In de periode september tot februari moet de mest in afgesloten tanks opgeslagen worden. Het is nu gebleken dat de mest in die tanks composteert, waarbij extra ammoniak gevormd wordt. Vooral in het voorjaar kan daardoor bij het uitrijden van mest meer ammoniak vrijkomen. Daarnaast valt de efficiëntie van de apparatuur vooral op grasland tegen. Van de in de mest aanwezige ammoniak blijkt 20 tot 30% te vervluchtigen, voordat het door het gewas wordt opgenomen. Naar aanleiding van dit onderzoek is besloten de emissiefactor te verhogen (Velthof et al., 2008).

Het ammoniakgat is door de aanpassingen in het model gereduceerd tot minder dan 5%. Dit is veel minder dan de afwijkingen (circa 17%) die worden veroorzaakt door variaties in het weer en in de bedrijfsvoering. Het verschil is even groot als de verschillen die in de berekening van andere luchtverontreinigende stoffen worden gevonden. De berekening van ammoniak neemt daardoor geen aparte positie meer in en het gat is daarmee gesloten (Van Pul et al., 2008). Het onderzoek naar depositie en naar emissie, met name bij beweiding en uit stallen van melkvee en bij de afrijping van (landbouw)gewassen, wordt voortgezet.

Het ammoniakbeleid hield de laatste jaren rekening met de waarschuwingen voor het ammoniakgat en was daardoor strenger dan men op grond van de emissieramingen en de emissiedoelen zou verwachten. Het emissiedoel – of beter het emissieplafond – voor het jaar 2010 bedraagt 128 kiloton ammoniak, terwijl het MNP in 2007 uitgaat van een raming van 125 kiloton ammoniak. Deze raming zal vanwege de aanpassingen aan het emissiemodel moeten worden bijgesteld. Het positieve effect van de subsidie op luchtwassers en het negatieve effect van de verruiming van het melkquotum in 2008 kan dan ook worden meegenomen.

Onzekerheden in kritische depositie

Voor het natuur- en milieubeleid is het van belang te bepalen of een natuurgebied te zwaar belast wordt. Dit kan echter slechts binnen bepaalde grenzen van nauwkeurigheid. Allereerst moet er verschil gemaakt worden tussen natuurgebieden en natuurdoeltypes. De onzekerheid van de kritische depositie van een – bestaand - natuurgebied is groter dan die van een – gewens - natuurdoeltype. Daarnaast wordt de mate van depositie en de gevoeligheid voor overschrijding van de kritische depositie door lokale omstandigheden beïnvloed.

Een natuurdoeltype is een ecosysteem met een vastgelegde, kenmerkende samenstelling. De betrouwbaarheid van de kritische depositie van een natuurdoeltype is relatief groot, omdat de omstandigheden waarbinnen de natuurdoeltypes gerealiseerd kunnen worden weinig variatie toelaten. Dit neemt niet weg dat de natuurlijke variatie in de abiotische factoren van een natuurdoeltype een onzekerheid van 10 tot 50 % kan veroorzaken.

Voor een zinvolle inschatting van de belasting van een gevarieerd natuurgebied is het van belang om de lokale overschrijdingen van de kritische depositie per natuurdoeltype op te sommen. De uitspraak kan dan bijvoorbeeld zijn dat de belasting te hoog is voor het hoogveen en de vennen, maar niet voor de zandverstuivingen en het bos. Vergelijken van de gemiddelde depositie met de gemiddelde kritische depositie kan misleidend zijn. Vergelijken met de laagste kritische depositie van het natuurgebied overschat het probleem.

Deposities zijn veel moeilijker te meten dan concentraties of emissies. Metingen zijn daardoor schaars en de onzekerheid hierin is beduidend groter. Ook hier geldt dat de onzekerheid van de depositie op nationale schaal, op bijvoorbeeld alle heidevelden in Nederland, beduidend kleiner is dan die op lokale schaal, op één enkel heideveld. De depositie van ammoniak kan lokaal sterk variëren, doordat de concentratie afhangt van de nabijheid van lokale bronnen en ook doordat de vegetatie zelf de mate van depositie beïnvloedt.

Lokale factoren, zoals microklimaat, bodem, hydrologie en historisch bodemgebruik, kunnen dus de plaatselijke gevoeligheid voor de overschrijding van de kritische depositie tot 100% vergroten of verkleinen. Een gunstig voorbeeld hiervan is de Bennekomse Meent in de Gelderse Vallei, waar ondanks de nabijheid van grote emissiebronnen toch goed ontwikkeld blauwgrasland voorkomt. Dit vooral dankzij het schone water dat er uit de bodem kwelt en de getroffen maatregelen om de depositie te beperken.

Literatuur

- Amann, M., W. Asman, I. Bertok, J. Cofala, C. Heyes, Z. Klimont, W. Schöpp, F. Wagner, (2007). NEC Scenario Analysis Report Nr. 5. Cost-effective Emission Reductions to meet the Environmental Targets of the Thematic Strategy on Air Pollution under Different Greenhouse Gas Constraints, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). http://www.iiasa.ac.at/trains/CAFE_files/NEC5-v1.pdf
- Bal, D., H.M. Beije, H.F. van Dobben en A. van Hinsberg, (2007). Overzicht van kritische stikstofdeposities voor natuurdoeltypen. Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.
- Bobbink, R., M. Hornung en J.G.M. Roelofs, (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
- Bobbink, R. en Lamers, L.P.M., (1999). Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties – een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 77 pp.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger, en I.J.J. van den Wyngaert, (2003). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43-170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Bern.
- Bobbink, R., I.J.J. van den Wyngaert en J.R.M. Alkemade, (submitted). Declining biodiversity due to increasing exceedances of critical nitrogen loads - an inventory.
- Bolhuis, J., en J. Jager, (2008). Kunststuf: invoer van prijsstijging op inkomen. LEI, Agri-Monitor, februari 2008, WUR.
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder en H.F.R. Reijnders, (1982). Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299, 548-550. <http://www.nature.com/nature/journal/v299/n5883/abs/299548a0.html>
- Buijsman, E., J.P. Beck, L. van Bree, F.R. Cassee, R.B.A. Koelmeijer, J. Matthijsen, R. Thomas en K. Wieringa, (2005). Fijn stof, nader bekeken, Rapport 500037008, Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. <http://www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/500037008.pdf>
- Clark, C.M. en D. Tilman, (2008). Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature* 451, 712-715.
- Dam, J.D. van, en B.J. de Haan, (2007). Dilemma voor de intensieve veehouderij: Gangbaar emissie-arm of luchtwasser? Milieu dossier 2007 (8): 21-26.
- Erisman, J.W., (2000). De Vliegende Geest, Ammoniak uit de landbouw en de gevolgen voor de natuur, ISBN 9075541 06 6, BetaText, Bergen NH, Nederland.
- Erisman, J.W., P. Domburg, B.J. de Haan, W. de Vries, J. Kros en K. Sanders, (2005). The Dutch nitrogen cascade in the European perspective, Rapport ECN-C—05-007, Energieonderzoek Centrum Nederland, Petten. <http://www.ecn.nl/publicaties/default.aspx?nr=ECN-C--05-007>
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz en R. Van Dorland, (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor en H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, G. Cotteleer en K.W. van der Hoek, (2003). Ammoniakemissie 2010. Referentiescenario en effecten van bestaand beleid en mogelijke aanscherpingen. Rapport 3.03.05. LEI, Den Haag. <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/lang/338304>
- Jaarsveld, J.A. van, (2004). The Operational Priority Substances model. Description and validation of OPS-Pro 4.1. RIVM-rapport 500045004/2004. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A. van, A. Bleeker en N.J.P. Hoogervorst, (2000). Evaluatie ammoniak emissiereducties met behulp van metingen en modelberekeningen. RIVM-rapport 722108025. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/722108025.pdf>
- Jager, H. en G.P.J. Koopmans, (2006). Natuurbeleid een groeiend ongenoegen. Kamerstuk 30690, nr 2.
- Kemmers, R.H., G. Dirkse, M. Hille en P. Mekking, (2005). Effecten van brand op bodem en vegetatie in dennenbossen van voedselarme zandgronden bij Kootwijk. Alterra-rapport 1028. Alterra, Wageningen.
- Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs en W. de Vries, (2008). Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur, achtergrondrapport bij Ammoniak in Nederland. Alterra-rapport 1098. Alterra, Wageningen.
- Leeters, E.E.J.M., W. de Vries, T. Hoogland, B. van Delft, R. Wieggers, D. J. Brus, A.F.M. Olsthoorn, H.F. van Dobben en A. Bleeker, (2007). What happened to our forests in the last decades? Results of more than ten years of forest ecosystem monitoring in the Netherlands. Alterra-rapport 1528. Alterra, Wageningen. <http://www2.alterra.wur.nl/Webdocs/PDFFiles/Alterrapporten/AlterraRapport1528.pdf>

- Lekkerkerk, L.J.A., G.J. Heij en M.J.M. Hootsmans, (1995).
Ammoniak: de feiten. Rapport 300-06, Dutch Priority Programme on acidification, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- MNP en CBS, (2003).
NatuurCompendium 2003, Natuur in cijfers. KNNV Uitgeverij, Utrecht. <http://www.natuurcompendium.nl>
- MNP, (2006).
Natuurbalans 2006. ISBN 90-6960-142-7. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. <http://www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/500402001.pdf>
- MNP, (2007).
Werking van de Meststoffenwet 2006. ISBN 978-90-6960-186-1. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. <http://www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/500124001.pdf>
- Noordijk, H., (2006).
Het tijdelijke meetnet 'Ammoniak in de natuur'. Opzet en voorlopige resultaten van het eerste halfjaar. MNP-rapport 500037012/2006. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. <http://www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/500037012.pdf>
- Noordijk, H., (2007).
Nitrogen in The Netherlands over the past five centuries. In: Ammonia emissions in agriculture [G.-J. Monteny and E. Hartung (Eds.)], ISBN 978-90-8686-029-6. Wageningen Academic Publishers.
- Nederlandse Vakbond Varkenshouders, (2000).
NVV activiteiten, mineralen en milieu: Ammoniaknotitie. <http://www.nvv.nl>
- PBL, (2008a).
Natuurbalans 2008, PBL-rapport, in voorbereiding. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven/Den Haag.
- PBL, (2008b).
Milieubalans 2008, PBL-rapport, in voorbereiding. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven/Den Haag.
- Pul, W.A.J. van, B.J. de Haan, J.D. van Dam, M.M. van Eerd, J.F. de Ruiter, A. van Hinsberg en H.J. Westhoek, (2004).
(Kosten-) effectiviteit generiek en gebiedsgericht ammoniakbeleid. RIVM-rapport 500033001, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500033001.pdf>
- Pul, W.A.J. van, M.M.P. van den Broek, H. Volten, A. v.d. Meulen, S. Berkhout, K.W. van der Hoek, R. Wichink Kruit, J.F.M. Huijsmans, J.A. van Jaarsveld, B.J. de Haan en R. Koelemeijer, (2008).
Het ammoniakgat: onderzoek en duiding, RIVM-rapport 680150002_AG/2008. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Quené-Boterbrood, A.J., (1988).
Veranderingen in de flora van 17 overwegend droge natuurgebieden met verschillende ammoniakemissies in Nederland. Rapportnummer 1988-11, Staatsbosbeheer.
- RIVM, (1998).
Milieubalans 98, Het Nederlandse milieu verklaard. ISBN 90 4220226 2. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Schlesinger, R.B. en F. Cassee, (2003).
Atmospheric secondary inorganic particulate matter: the toxicological perspective as a basis for health effects risk assessment. *Inhalation toxicology* 15, 197-235.
- Starmans, D.A.J. en K.W. van der Hoek (eds.), (2007).
Ammonia, the case of The Netherlands, ISBN 978-90-8686-028-9. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- Sliggers, J., (2001).
Op weg naar duurzame niveaus voor gezondheid en natuur: Overzichtspublicatie thema Verzuring en Grootschalige luchtverontreiniging. Ministerie van VROM, Den Haag.
- UNECE/CLRTAP, (2006).
The condition of forests in Europe. 2006 Executive Report. ISSN 1020-587X. Hamburg. <http://www.icp-forests.org/pdf/ER2006.pdf>
- Veen, M.P. van, en I.M. Bouwma, (2007).
Perspectieven voor de Vogel- en Habitatrichtlijnen in Nederland. MNP-rapport 50049001. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven. <http://www.mnp.nl/bibliotheek/rapporten/500490001.pdf>
- Velthof, G.L., D.A. Oudendag en O. Oenema, (2007).
Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA-EUROPE. Wageningen, Alterra. <http://www.scamma.wur.nl>
- Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen en J.F.M. Huijsmans, (2008).
Methodiek voor berekening van ammoniakemissie in Nederland, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Rapport 70, Wageningen.
- Vries, W. de, (2007).
Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid. In Leidraad Bodembescherming, deel 5300 Verzuring. Dit rapport verschijnt ook als Alterra rapport 1699, Wageningen.
- Vries, W. de, K. Butterbach Bahl, H.A.C. Denier van der Gon en O. Oenema, (2007).
The impact of atmospheric nitrogen deposition on the exchange of carbon dioxide, nitrous oxide and methane from European forests. In David Reay, Nick Hewitt, John Grace en Keith Smith (eds): Greenhouse gas sinks: 249-283. ISBN 1-845931890. Oxford University Press, Oxford.
- Wamelink, G.W.W. J.J. de Jong, H.F. van Dobben en M.N. van Dijk, (2007).
Decreasing deposition will reduce costs for nature management, *Journal for Nature Conservation* 15, pp 131-143.
- World Health Organisation, (2006).
Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Report E88189. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen. <http://www.euro.who.int/document/E88189.pdf>.

Bijlage I Kritische depositiewaarde (stikstof) van natuurdoeltypes

Naam van het natuurdoeltype	Kritische depositiewaarde
Wateren	mol N/ha
!! Zwakgebufferd ven; Zuur ven	400
!! Duinplas	1000
Zwakgebufferde sloot	(1800)
Geïsoleerde meander en petgat	(2100)
Droogvallende bron en beek; Permanente bron; Langzaam stromende bovenloop (<i>indien voedingsgebied gevoelig</i>)	(minder dan 2400)
Snelstromende bovenloop	onbekend
Snelstromende midden- en benedenloop; Snelstromend riviertje; Langzaam stromende midden- en benedenloop; Langzaam stromend riviertje; Snelstromende rivier en nevengeul; Langzaam stromende rivier en nevengeul; Zoet getijdenwater; Brak getijdenwater; Brak stilstaand water; Gebufferde sloot; Gebufferde poel en wiel; Dynamisch rivierbegeleidend water; Gebufferd meer; Kanaal en vaart (<i>indien niet mesotroof</i>)	2400+
Moerassen	
!! Veenmosrietland	700
!! Trilveen	1100
! Natte duinvallei (<i>indien niet op humusarm zand</i>)	1400
Moeras (<i>indien matig eutroof</i>); Natte strooiselruigte (<i>indien matig eutroof</i>)	2400+
Graslanden	
!! Droog kalkarm duingrasland	900
!! Droog schraalgrasland van de hogere gronden	1000
!! Nat schraalgrasland (<i>indien niet P-gelimeerd</i>)	1100
!! Kalkgrasland	1200
!! Droog kalkrijk duingrasland	1300
! Dotterbloemgrasland van beekdalen; Dotterbloemgrasland van veen en klei; Bloemrijk grasland van het heuvelland; Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied; Bloemrijk grasland van het rivieren- en zeeleigebied	1400
! Nat, matig voedselrijk grasland	1600
Binnendijks zilt grasland	(onbekend)
Kwelder, sluffer en groen strand	2500
Heide en hoogveen	
!! Levend hoogveen	400
!! Droge heide; Droge duinheide	1100
!! Natte heide; Natte duinheide	1300
Pioniergemeenschappen	
!! Zandverstuiving	700
! Strand en stuivend duin; Rivierduin en -strand (<i>indien in jong stadium</i>)	1400
Akker van basenrijke gronden; Akker van basenarme gronden	2400+

Naam van het natuurdoeltype	Kritische depositiewaarde
Struwelen en bossen	
!! Bos van arme zandgronden	1300
! Eikenhakhout en -middenbos (<i>indien niet op leemarme bodem</i>); Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van het heuvelland; Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van zandgronden; Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden; Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland; Eiken-haagbeukenbos van zandgronden	1400
! Zoom, mantel en droog struweel van de duinen; Hoogveenbos	1800
! Zoom, mantel en droog struweel van de hogere gronden; Zoom, mantel en droog struweel van het rivieren- en zeeleigebied	1800
! Bos van bron en beek	1900
! Bos van voedselrijke, vochtige gronden	2000
! Elzen-essenhakhout en -middenbos (<i>indien op minerale bodem</i>)	2100
Wilgenstruweel; Laagveenbos	2400
Ooibos	2500
Park-stinzenbos	2400+

Bron: Bal et al., 2007

De cursieve kritische depositiewaarden tussen haken zijn onzeker; 2400+ betekent meer dan 2400 mol N per ha.

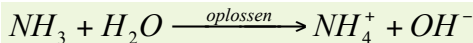
Er zijn 3 klassen van gevoeligheid voor stikstof:

(!!)	zeer gevoelig	minder dan 1400 mol N per ha
(!)	gevoelig	1400 tot 2400 mol N per ha
	minder tot niet gevoelig	2400 mol N per ha en meer

Bijlage 2 Bodemchemie van ammoniak

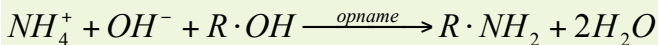
Na depositie van ammoniak op de bodem kan of stikstof (N_2), of nitraat (NO_3^-) of organisch stikstof of lachgas (N_2O) worden gevormd. Als ammoniak oplost in water, wordt ammonium gevormd (zie proces 1). Dit kan (zie proces 2) door planten worden opgenomen of (zie proces 3) door bacteriën worden omgezet in nitraat. Het gevormde nitraat kan (zie proces 4) door planten worden opgenomen, kan (zie proces 5) door bacteriën gedenitrificeerd worden in het grondwater of kan uitspoelen naar het diepere grondwater. Alleen bij het uitspoelen van nitraat is er sprake van verzuring. Dit is met name het geval op arme zandgrond.

Proces 1) Ammoniak kan oplossen in water.



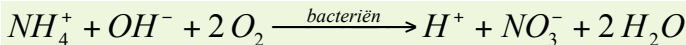
Er worden ammonium en OH-ionen gevormd. Bij dit proces stijgt de pH.

Proces 2) De opname van ammonium door planten na proces (1):



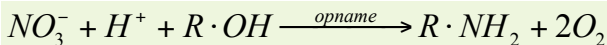
Met: R wordt een organische verbinding aangeduid. Bij dit proces worden de OH-ionen weer opgenomen.

Proces 3) Bij de nitrificatie van ammonium door bacteriën na proces (1) ontstaat nitraat:



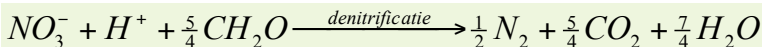
Hierbij worden OH-ionen opgenomen en H^+ afgestaan, hierdoor daalt de pH.

Proces 4) De opname van nitraat door planten na proces (3):



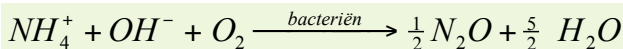
Hierbij worden de H^+ -ionen weer opgenomen.

Proces 5) De anaerobe omzetting van nitraat na proces (3):



Met CH_2O wordt organisch bodemmateriaal aangeduid. In een chemisch proces kan ook pyriet (FeS_2) nitraat in stikstofgas omzetten. Dit leidt wel tot verzuring door sulfaat. Bij omzettingen van ammonium en nitraat kan ook lachgas gevormd worden.

Proces 6) Onvolledige aerobe nitrificatie van ammonium; vergelijk met proces (3):



Proces 7) Onvolledige anaerobe ontleding van nitraat; vergelijk met proces (5):

