

# Beoordeling van luchtkwaliteitscriteria voor bescherming van natuur

Vaststellen van bruikbaarheid van luchtverontreinigingsconcentraties voor risicoschattingen met De Natuurplanner

L.J.M. van der Eerden<sup>1</sup>, J. Franzaring<sup>1</sup> & H.F. van Dobben<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Plant Research International, Wageningen

<sup>2</sup> Alterra, Wageningen

Plant Research International B.V., Wageningen  
januari 2001

Nota 58

# Inhoudsopgave

	pagina
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
2. Welke luchtverontreinigende componenten, welke plantensoorten en vegetaties zijn voor Nederland relevant?	5
Relevante componenten	5
Stikstof	5
Ozon	6
Zwavel dioxide	6
Organische luchtverontreinigende componenten	6
Koolstofdioxide	7
Fluoriden en zware metalen	7
Relevante vegetaties en soorten	7
3. Hoe verhoudt zich de kennis over effecten van atmosferische concentraties ten opzichte van kennis over effecten van depositie?	9
Samenvatting	9
Toelichting	9
4. Wat zijn de mogelijkheden om beschikbare informatie over gevoeligheidsverschillen tussen soorten en vegetaties te generaliseren?	11
Samenvatting	11
Toelichting	11
Fysiologie	12
5. In hoeverre overlappen kritische depositieniveaus (CLOs) en kritische concentratie niveaus (CLEs) elkaar met betrekking tot bescherming van planten en ecosystemen?	17
Samenvatting	17
Toelichting	17
6. Effecten van gasvormige componenten in de Natuurplanner	19
S en N verbindingen	19
Ozon	20
Referenties	23
Bijlage I. Kritische depositieniveau's voor stikstof	1 pp.
Bijlage II. Haalbaarheid van de beleidsdoelstelling van 14 kg N ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup>	1 pp.
Bijlage III. Verschillen in effectrisico's van N-houdende componenten	2 pp.
Bijlage IV. AOT40 als maat voor de blootstelling van planten aan ozon	2 pp.

## Samenvatting

In deze notitie wordt besproken wat er bekend is over de invloed van luchtverontreiniging op planten. Doelen daarvan zijn na te gaan (i) of essentiële informatie over effectrisico's veronachtzaamd wordt indien de blootstelling van ecosystemen aan luchtverontreiniging slechts uitgedrukt wordt in termen van stikstof- en zuurdepositie, en zo ja (ii) hoe deze informatie geïncorporeerd kan worden in het instrumentarium (met name De Natuurplanner) en de rapportages (MB en MV) van het RIVM. De conclusies zijn weergegeven in onderstaande tekst box.

Kritische waarden voor ecosysteemschade door luchtverontreiniging worden over het algemeen uitgedrukt als depositie, maar in sommige gevallen is evaluatie aan de hand van atmosferische concentraties noodzakelijk omdat deze bepalend zijn voor het effect. Dat laatste geldt met name voor ozon ( $O_3$ ).

De huidige  $O_3$  concentratie in Nederland zit in de range van AOT40 = 5-10 ppm.u<sup>1</sup> terwijl voor landbouwgewassen de schadedrempel 3 ppm.u is. Bij 5-10 ppm.u wordt de oogstreductie bij gevoelige gewassen geschat op 5 - 20 %. Soorten uit natuurlijke vegetaties reageren over het algemeen sterker op  $O_3$  dan landbouwgewassen. Ongeveer 150 middel-europese plantensoorten uit natuurlijke vegetaties zijn getoetst op hun gevoeligheid voor  $O_3$ . Daarbij bleek bij voor Nederland realistische concentratieniveaus de helft schade<sup>2</sup> te ondervinden en een derde (met name grassoorten) juist in biomassa-productie gestimuleerd te worden. Hoewel deze laboratoriumtoetsen niet zondermeer representatief zijn voor de veldsituatie, geeft het wel aan dat  $O_3$  significante verschuivingen in de soortensamenstelling van natuurlijke vegetaties kan veroorzaken en waarschijnlijk ook bijdraagt aan vergrassing van heide. Overigens is het risico van  $O_3$  voor het verdwijnen van soorten waarschijnlijk niet zo groot als dat van eutrofiëring en versnippering.

Voor enkele componenten zijn kritische waarden geformuleerd voor de bescherming van gevoelige plantensoorten. Voor  $NO_x$  is dat  $30 \mu g m^{-3}$ , voor  $NH_3$   $8 \mu g m^{-3}$  en voor  $SO_2$   $10 \mu g m^{-3}$ . Deze worden momenteel in respectievelijk 52, 57 en 13% van Nederland overschreden, maar de betekenis van deze overschrijdingen is nog niet goed aan te geven<sup>3</sup>. Voor korstmossen zijn beschermingsniveaus geschat via veldonderzoek. Bij de huidige  $NO_x$ ,  $NH_3$  en  $SO_2$  concentraties worden respectievelijk 96, 94 en 85 % van de korstmossen beschermd.

Luchtverontreinigingcomponenten die aandacht behoeven omdat er vermoedens zijn dat hun fytotoxiciteit via de gasfase wordt onderschat zijn herbicidendampen en NO. Ook is aandacht gewenst voor de interactie tussen luchtverontreiniging en veranderend klimaat (verhoging van  $CO_2$ , temperatuur, UV-B en klimaatsextremen).

<sup>1</sup> Gemiddelde over mei, juni juli. AOT40 staat voor de Accumulated exposure Over a Threshold of 40 parts per billion.

<sup>2</sup> Schade is onder meer groei-reductie > 5% of versnelde veroudering, verminderde bloeiprestatie, aanmerkelijke bladschade.

<sup>3</sup> Duidelijk is dat de gevoeligheid is gerelateerd aan ecofysiologische eigenschappen, maar kwantificering heeft nog niet plaatsgevonden. Voor  $O_3$  zijn plantensoorten met een hoge relatieve groeisnelheid gevoelig, voor  $NO_x$  en  $NH_3$  zijn dat kenmerkende soorten uit climaxvegetaties en voor  $SO_2$  is de groep van korstmossen relatief gevoelig.

# 1. Inleiding

Op het moment worden er twee typen van effectdrempelwaarden voor luchtverontreinigende stoffen door de UN-ECE onderscheiden: *kritische concentraties* (*critical levels*; afgekort CLEs), en *kritische depositieniveaus* (*critical loads*; afgekort CLOs).

De kritische concentratie wordt gedefinieerd als: de concentratie van een stof in de atmosfeer boven welke volgens de huidige kennis directe negatieve effecten op receptoren zoals planten, ecosystemen of materialen kunnen plaatsvinden. Een kritisch depositieniveau is een kwantitatieve schatting van het depositieniveau van één of meerdere verontreinigende stoffen, waar volgens de huidige kennis beneden schadelijke effecten op specifieke gevoelige elementen van de omgeving niet optreden.

Zowel de kritische concentratie- als het kritische depositieniveau zijn vooral bedoeld ter bescherming van de vegetatie, en in wezen kunnen zij 'vertaald' worden in elkaar als de depositiesnelheid en de natte depositie bekend zijn. Vanuit dit gezichtspunt is het overbodig om zowel kritische concentratie- als depositie-niveaus te hebben. Maar omdat kritische depositieniveaus meestal voor langere blootsteldingen worden gebruikt dan kritische concentratie-niveaus zijn ze min of meer complementair (Tabel 1).

Tabel 1. *Algemene karakteristieken van de kritische concentratie- (CLE) en depositieniveaus (CLO).*

	CLE	CLO
Blootsteldingsduur	Korte termijn (1 jaar of minder)	Lange termijn (10-100 jaren)
Eenheid van blootstelling	Concentratie ( $\mu\text{g m}^{-3}$ )	Depositie ( $\text{kg ha}^{-1} \text{j}^{-1}$ )
Doel van bescherming	Gevoelige plantensoort	Functioneren van het ecosysteem
Combinatie van stoffen	Stoffen worden individueel geëvalueerd en interacties (e.g. synergisme) worden in acht genomen (bijv. level II)	In het algemeen worden N-houdende stoffen gesommeerd, en wordt een additieve werking verondersteld. Hetzelfde geldt voor verzurende stoffen
Vaststelling	Laboratoriumexperimenten; laagste effectieve blootstellingslimiet	Empirische data en steady state bodemmodellen

De Natuurplanner is een modellencluster, gekoppeld aan databestanden over milieukwaliteit en gevoeligheden van milieu-elementen. De Natuurplanner kan op diverse ruimtelijke schalen de bedreiging of kansen van natuurelementen schatten en is daarmee een krachtig instrument voor beleidsondersteuning. Voor wat de schatting van luchtverontreinigingseffecten betreft werkt De Natuurplanner tot nu toe alleen met *critical loads* voor zuur en stikstof. In dit rapport staat de vraag centraal of daarmee belangrijke risico's van luchtverontreiniging over het hoofd gezien worden, en zo ja hoe dit haat opgevuld kan worden. De beantwoording van deze vraag zal gebeuren aan de hand van een aantal deelvragen, die in de volgende hoofdstukken zijn behandeld.

## 2. Welke luchtverontreinigende componenten, welke plantensoorten en vegetaties zijn voor Nederland relevant?

De relevantie van de stoffen hangt af van volgende economische, ecologische en milieuhygiënische criteria:

- Natuur wordt bedreigd (zeldzame soorten, biodiversiteit en functioneren van belangrijke vegetaties)
- Landbouw leidt economische schade (op het niveau van agrariër en/of consument)
- Normen worden overschreden (voor veel componenten zijn nog geen wettelijke normen, maar wel grenswaarden die bij vergunningverlening een rol spelen of 'air quality guidelines' die bij internationale onderhandelingen, bijv. UN-ECE worden gebruikt).
- Beleid vraagt om actie. (in het bijzonder bij persistente, milieuvreemde stoffen, bijv. VROM, EU).

Aan de hand van deze criteria kunnen volgende stoffen genoemd worden:

Tabel 2. Luchtverontreinigende componenten en hun betekenis voor natuur, landbouw en milieubygiëne.

Criterium:	Schade op	
	Nationale schaal	Lokale schaal
Natuur wordt bedreigd	O <sub>3</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , (SO <sub>2</sub> ), (pesticiden)	SO <sub>2</sub>
Landbouw leidt schade	O <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , (SO <sub>2</sub> ), (pesticiden)	NH <sub>3</sub> , effecten van pesticiden op niet-doel-gewassen.
Normen worden overschreden	O <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> , HF, SO <sub>2</sub>
Beleid vraagt om aandacht	O <sub>3</sub> , NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , pesticiden, POPs (persistente organische componenten zoals PCBs, PAKs en dioxinen) en (CO <sub>2</sub> )	PER, TRI, DBP, zware metalen en endocriene stoffen

Tot nu toe houden noch De Natuurplanner noch het netwerk ecologische monitoring (NEM), opgericht voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (Schaminée *et al.*, 1998), rekening met de rechtstreekse beïnvloeding van de natuur via de gasfase. Vervolgens zijn er in volgorde van belangrijkheid voor Nederland de verschillende componenten aangegeven. Daarnaast wordt er aangegeven wat in dit kader relevante plantensoorten en vegetaties zijn.

Als het om de nationale schaal gaat, kan de classificatie van door luchtverontreinigde natuur niet alleen op het niveau van individuele soorten gebeuren, maar moet vooral op het niveau van natuurdoeltypen (NDT) geëvalueerd worden.

### Relevante componenten

#### Stikstof

Hoewel er veel bedreigingen zijn voor de natuur in Nederland, is vermisting door stikstofhoudende deposities waarschijnlijk de belangrijkste. De samenstelling, het functioneren en de ontwikkeling van meso- en dystrofe plant- en dierassociaties loopt er ernstige schade door op. Veranderingen in de

ondergroei van Nederlandse bossen zijn bestudeerd door van Dobben *et al.* (1994). Kritische niveaus voor stikstof zijn door de UN-ECE geïntroduceerd (Werner & Spranger, 1996) als criterium voor de bescherming van natuurlijke vegetaties in Europa. Voor Nederland hebben Bobbink & Lamers (1999) de classificatie van critical loads voor verschillende vegetaties geactualiseerd (Bijlage I).

Critical loads voor stikstof houden geen rekening met de soort stikstof, terwijl er verschuivingen in NO<sub>x</sub>- en NH<sub>y</sub>-deposities plaats vinden en er grote regionale verschillen zijn. Ook is bekend dat de verschillende N-houdende componenten verschillende effectrisico's met zich meebrengen. Om deze verschillen beter tot hun recht te laten komen zou De Natuurplanner gebruik kunnen maken van critical levels. Maar er zijn ook andere mogelijkheden (zie Hoofdstuk 5).

Overigens zal het zeer moeilijk zijn de beleidsdoelstelling voor de stikstofdepositie voor 2010 te halen (zie ook Hoofdstuk 5 en Bijlagen II en III).

## Ozon

Piekconcentraties van deze component zijn de afgelopen jaren iets omlaag gegaan (Van der Eerden *et al.*, 1998b), maar gemiddelde concentraties zijn nog steeds op een te hoog niveau. Dat geldt zowel voor effecten op gewasproductie als voor boomgroei en natuurlijke vegetaties. Op dit moment worden er critical levels voor troposferische ozon uitgewerkt (Kärenlampi & Skärby 1996; Fuhrer & Achermann 1999), maar validatie in het veld heeft nog nauwelijks plaatsgevonden. De meeste van de Europese screening-experimenten zijn uitgevoerd in Open-Top kassen (Ashmore *et al.*, 1996; Pleijel *et al.*, 1997; Bergmann *et al.*, 1998; Grub *et al.*, 1997) en zijn met plantensoorten uit productiegraslanden en ruderaal vegetaties gedaan. Zeldzame soorten zijn weinig gebruikt in deze studies. Net als in het vermistingsonderzoek, waarbij men zich realiseerde dat veel van de belangrijke natuurdoeltypen als venen, heiden en duinvegetaties relatief gevoelig zijn voor stikstofdepositie, moet ook met deze mogelijkheid rekening gehouden worden voor wat de invloed van ozon betreft (zie ook verderop in deze paragraaf). De gevoeligheid van planten wordt in sterke mate door factoren als fenologie, habitat en klimaat bepaald. Nederland heeft relatief veel vochtige habitats en een maritiem klimaat waardoor de kans op ozonshade ten opzichte van continentale regio's groter is. De door de UN-ECE voorgestelde critical levels worden in Nederland veelvuldig en op nationale schaal overschreden. Chronische effecten van ozon, zoals veranderingen in soortensamenstelling van natuurlijke vegetaties en verhoogde stressgevoeligheid van bomen zijn voor Nederland dus zeker relevant.

## Zwavel dioxide

SO<sub>2</sub> speelt al vijftien jaar geen grote rol meer in Nederland en andere West-Europese landen. Maar de voor SO<sub>2</sub> gevoelige lichenen en mycorrhizaschimmels zijn nog slechts in beperkte mate weer terug in Nederland. Voor een gedeelte komt dat doordat de verspreiding van populaties vanuit schonere gebieden traag verloopt, maar waarschijnlijk is voor de meeste gevoelige soorten de SO<sub>2</sub>-concentratie in delen van Nederland nog steeds te hoog: de voorgestelde critical level voor de meest gevoelige lichenensoorten is 10 µg m<sup>-3</sup>. Deze concentratie wordt in Nederland nog in beperkte mate overschreden, maar is waarschijnlijk voor een adequate bescherming onvoldoende (Van Dobben & Ter Braak, 1999; Hoofdstuk 4, Figuur 3). Samen met NO<sub>x</sub> en NH<sub>y</sub> veroorzaakt SO<sub>2</sub> ook verzuring. En hoewel de invloed van verzuring minder is dan die van vermisting (Van der Eerden *et al.*, 1998a) kan verzuring toch niet genegeerd worden (van Dobben *et al.*, 1994). Dat wordt ook aannemelijk gemaakt door onderzoek in Duitsland waar afname van karakteristieke soorten uit *Nardetum* graslanden aan verzuring gekoppeld kon worden (Teufel *et al.*, 1994).

## Organische luchtverontreinigende componenten

Dit betreft antropogeen geëmitteerde stoffen zoals POPs (persistent organic pollutants) en VOCs (volatile organic compounds). POPs zijn bijvoorbeeld PCBs, dioxinen en chloorpesticiden en PAKs.

Deze hebben een lage afbraaksnelheid, kunnen sterk bioaccumuleren en kunnen na opname gemakkelijk via de gasfase geëmitteerd worden, waardoor er een permanente herverdeling plaats vindt, zelfs op internationale schaal (Wania, 1999). Ze zijn daarom sinds kort aangewezen als prioritaire stoffen door de UN-ECE (1998) en UNEP (1998).

In Nederland is momenteel een specifieke groep van organische luchtverontreiniging in de belangstelling: vluchtige pesticiden. Klepper *et al.* (1998) schatten dat 2% van de op akkers aanbevolen hoeveelheden herbiciden in natuurgebieden terecht komen. Er is onduidelijkheid over fytotoxische effecten van lage concentraties van deze componenten op non-target planten, maar de Snoo & Van der Poll (1998) stelden in Nederland herbicide-gerelateerde veranderingen in de biodiversiteit van non-target vegetaties naast landbouwgebieden vast.

Ook de immissies van andere VOCs kunnen een rol spelen. Op EU-niveau gaat op dit moment de aandacht vooral uit naar de chlooralifaten tetra- en trichloorethen (PER, TRI) en hun afbraakproducten (bijv. tetrachloorazijnzuur, TCA), omdat aangetoond is dat deze fytotoxische effecten hebben bij relatief lage concentratieniveaus (Figge, 1989; Frank *et al.*, 1994). De buitenluchtconcentraties van deze componenten stijgen volgens sommige onderzoekers met 4.5% per jaar (Jost, 1989). Ook voor de fytotoxische eigenschappen van weekmakers (met name ftalaten) wordt door de EU aandacht gevraagd.

Bijna geen informatie is tot nu toe beschikbaar over de verspreiding via de lucht en effecten van endocriene componenten (bijv. xenohormonen als nitromoschus).

## Koolstofdioxide

Effecten van stijgende CO<sub>2</sub> concentraties op de Europese en Nederlandse vegetatie zijn nog onduidelijk; een eerste inschatting is door Grime (1996) gemaakt. Algemeen wordt er van uit gegaan dat soortsaamenstelling in de semi-natuurlijke vegetatie onder de invloed van verhoogde CO<sub>2</sub> concentraties gaat veranderen, omdat competitieve soorten ten opzichte van minder competitieve soorten meer profiteren. De hypothese dat snel groeiende soorten sterker op CO<sub>2</sub> verhoging reageren, werd in principe door Poorter (1998) bevestigd.

## Fluoriden en zware metalen

Spelen alleen maar op lokale schaal een rol, maar grenswaarden worden daar wel overschreden.

## Relevante vegetaties en soorten

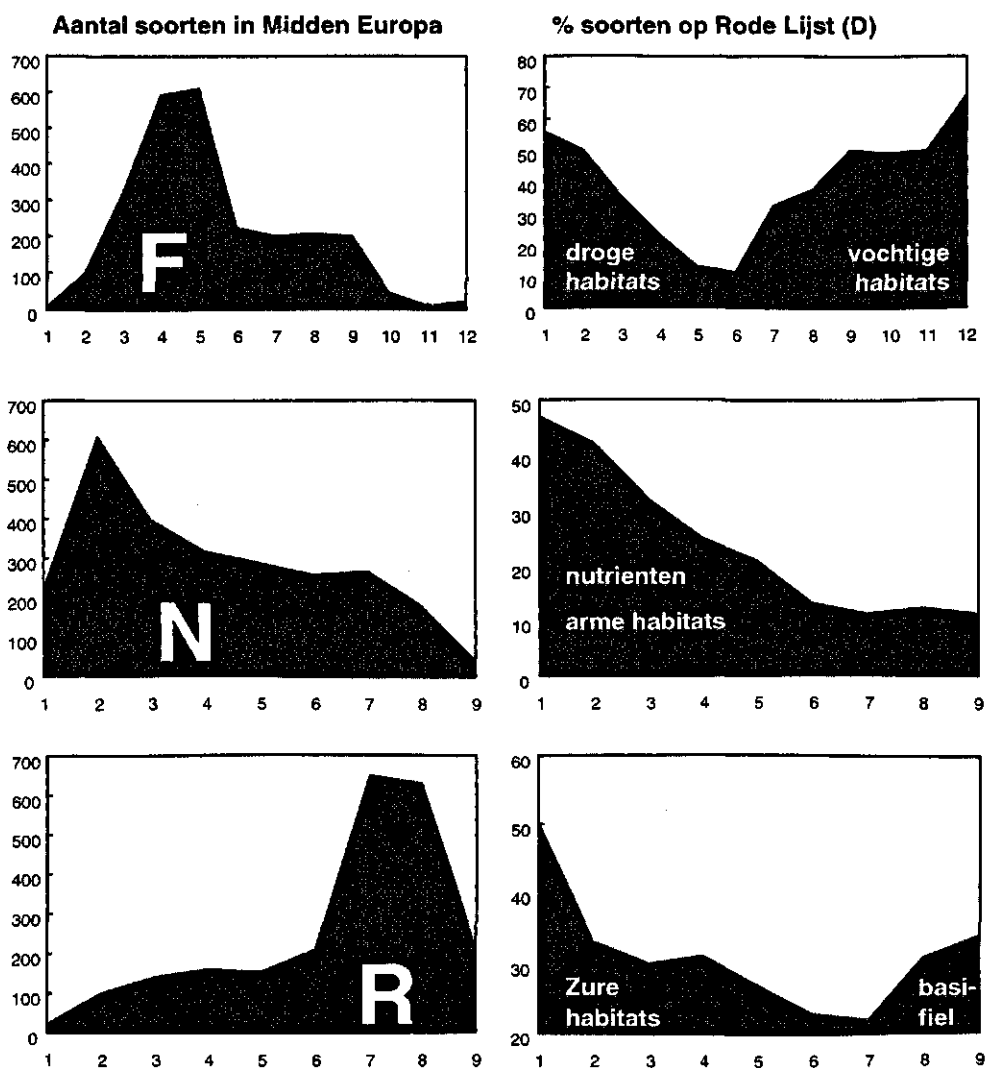
Critical levels (bijvoorbeeld voor ozon) zijn grotendeels gebaseerd op begassingsexperimenten en zijn daarom vastgesteld op het niveau van de individuele soort. Voor critical loads (bijvoorbeeld voor stikstof) ligt dit anders. De effecten daarvan zijn vaak integraal op vegetatie- of systeemniveau beschouwd.

Het effect van verrijking met N komt bijvoorbeeld vooral tot stand door een verandering in de concurrentieverhoudingen binnen de vegetatie. Bij een hogere beschikbaarheid van N hebben snelgroeiende soorten in concurrentie een voordeel ten opzichte van langzaam groeiende soorten, die beter zijn aangepast aan een N-arm milieu. De laatstgenoemde groep omvat een groot aantal zeldzame en achteruitgaande (Rode Lijst-) soorten, de eerstgenoemde groep bestaat uit een klein aantal algemene soorten. Daarom worden de veranderingen die optreden bij een hoge depositie van N door het natuurbeheer als negatief beoordeeld. De waarde van de critical load en de soorten die toe- of afnemen bij overschrijding verschillen per vegetatietype, deels ook doordat elk vegetatietype een eigen bodemtype prefereert. De critical loads zijn daarom vastgesteld per vegetatietype, maar de typologie is nogal grof.

Om een indruk te krijgen welke soorten en functionele of ecologische groepen van soorten het meest bedreigd zijn is het informatief de habitats van Nederlandse of Europese flora te vergelijken met die van de Rode Lijst. Van de ongeveer 3000 middeneuropese plantensoorten is er een kwart in de

Rode Lijst van Middeneuropa genoemd (Korneck *et al.*, 1998). De meeste zeldzame of al uitgestorven plantensoorten zijn van de *extreme* habitats; uit oligotrafente, droge, natte, zure of kalkrijke vegetaties (Figuur 1). In risicoschattingen dient dus met name aandacht aan deze plantengemeenschappen worden besteed. In Nederland zijn dit vooral venen, blauwgraslanden, heide en kalkgraslanden. Met betrekking tot vermessing en verzuring zijn voor deze vegetaties critical loads geformuleerd (Bijlage I). Onderzoek naar de effecten van ozon op planten is pas net begonnen en richt zich voor als nog vooral op blauwgraslanden (Franzaring *et al.*, 1999a) en het onderzoek naar effecten van herbiciden op *non-target* planten uit de natuurlijke vegetaties is nog in een beginfase.

Uit stikstof-onderzoek, maar ook uit recent ozononderzoek is er gebleken dat grassoorten de planten zijn die het minst last van deze componenten hebben of zelfs door deze componenten in biomassa-productie bevorderd worden. Deze verschillen in respons leiden via veranderde concurrentiekracht tot verandering in soortensamenstelling. Het sinds de 70-er jaren algemeen waargenomen fenomeen van vergrassing en verzuivering van vegetaties heeft met stikstof, maar mogelijk ook met ozon te maken.



Figuur 1. Vergelijking van de ecologische spectra van de Midden-Europese flora (links, N=2569) met het aandeel van planten per Ellenberg-klasse, die in de Rode Lijst van Duitsland (rechts, N=943) zijn vermeld (naar Korneck *et al.* 1998). Bovenstaande plaatjes hebben betrekking op de factoren vocht (F), nutriëntenstatus (N) en zuurgraad (R).



### 3. Hoe verhoudt zich de kennis over effecten van atmosferische concentraties ten opzichte van kennis over effecten van depositie?

#### Samenvatting

In kortdurende begassingsexperimenten, vooral in Noord-Amerika, Europa en Japan zijn er in de afgelopen decennia tientallen plantensoorten aan verschillende luchtverontreinigingen blootgesteld om hun gevoeligheid te screenen. De beschikbare blootstelling/respons relaties betreffen vooral productie van landbouwgewassen en slechts zelden overlevingskansen van soorten uit natuurlijke vegetaties.

Er is er inmiddels een vrij groot aantal soorten uit natuurlijke vegetaties in begassingsexperimenten getoetst op hun gevoeligheid, maar de representativiteit van deze soorten voor de Nederlandse flora is tamelijk beperkt. Er is veld-geïntereerd onderzoek nodig waarin voor Nederland relevante natuurlijke vegetaties (complexe systemen) en niet individuele planten worden begast. De resultaten dienen via modellering vertaald te worden naar langetermijneffecten en vergeleken te worden met critical loads.

#### Toelichting

Er zijn diverse literatuurbronnen waarin de gevoeligheid van plantensoorten staan opgesomd. Zowel landbouw gewassen als soorten van natuurlijke vegetaties worden hierin opgesomd (EPA 1978; Taylor *et al.*, 1987; Bugter *et al.*, 1990; Flagler, 1998; Tabel 3). Over het algemeen staan hierin plantensoorten gerubriceerd naar relatieve gevoeligheid (ongevoelig, middelmatig, zeer gevoelig; of alleen relatief gevoelige soorten worden genoemd). Een groot bezwaar van deze lijsten is dat weinig informatie gegeven wordt over het blootstellingsniveau waarbij getoetst is en over no-effect-levels. Bij hogere planten zijn vrijwel altijd laboratoriumbegassing gebruikt voor gevoeligheids-screeningen, waardoor de concentratie goed geconditioneerd kan worden, maar de vertaling naar de veldsituatie is omgeven met onzekerheden. Bij lichenen is het juist andersom: vrijwel altijd zijn veldwaarnemingen gebruikt en is de concentratie slechts zelden direct gemeten.

De inschatting van een effectrisico wordt uiteraard altijd beter wanneer de causaliteit met het relevante effect (end point) dichter benaderd wordt. Daarom is het gewenst een atmosferische concentratie te vertalen in een depositie, een depositie in een werkelijk opgenomen dosis, een dosis in een effect op individu-niveau en een effect op individu-niveau in een effect op systeemniveau. Dat soms toch concentraties geprefereerd worden boven depositieniveaus als maat voor blootstelling kan verschillende oorzaken hebben. Soms is er geen informatie over de parameters waarmee concentratie naar depositie, dosis en andere hogere integratieniveaus vertaald kan worden. Een andere reden kan zijn dat monitoring van het milieubeleid niet gebaseerd is op het monitoren van effecten maar van atmosferische concentraties, omdat die concentratiemetingen gemakkelijker en goedkoper zijn en een meer directe relatie met de emittent hebben.

Tabel 3. Aantal soorten dat in begassingsexperimenten getoetst is op hun (relatieve) gevoeligheid voor luchtverontreiniging.

Component	Landbouwgewassen	Soorten uit natuurlijke vegetaties (incl. bomen)	Lagere soorten (Lichenen en mossen) <sup>2</sup>
O <sub>3</sub>	64	383	<10
SO <sub>2</sub>	64	211	>20 bioindicatoren <sup>3</sup>
HF	30	132	-
NO <sub>x</sub>	32	67	<5
NH <sub>3</sub>	29	105	<5
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	24	65	-
Anderen <sup>1</sup>	37	219	>10 biomonitoren <sup>3</sup>

<sup>1</sup> dit betreft o.a. de componenten P-AN, Cl<sub>2</sub>, HCl, H<sub>2</sub>S en herbiciden

<sup>2</sup> lichenen en mossen zijn niet vaak in begassingsexperimenten gebruikt, maar in wel uitgebreid via veldwaarnemingen geïnventariseerd (zie hoofdstuk 4)

<sup>3</sup> onderzoek waarin de aanwezig- of afwezigheid van soorten is in kaart gebracht (bioindicatie) of de concentratie van bepaalde componenten in de plant is gemeten (biomonitoring)

## **4. Wat zijn de mogelijkheden om beschikbare informatie over gevoeligheidsverschillen tussen soorten en vegetaties te generaliseren?**

### **Samenvatting**

Zowel planteigenschappen (genetica, taxonomie, fysiologie en morfologie) als omgevingsfactoren bepalen gevoeligheidsverschillen van individuele planten, soorten en vegetaties. Kennis over de rol van interne factoren in de gevoeligheid van planten voor gasvormige componenten ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{O}_3$ ) is de afgelopen jaren sterk toegenomen. Sinds kort is er ook meer aandacht voor de wisselwerking van planten en hun milieu (de functie en ecologie van planten in hun habitat).

De beschikbare ecologische informatie (indicatorgetallen en functionele typen) over planten biedt in principe de mogelijkheid om omgevingsfactoren (klimaat, bodemeigenschappen, nutriënten- en waterbeschikbaarheid) in de risico-evaluatie van luchtverontreiniging op semi-natuurlijke vegetaties te betrekken en een opschaling naar complexere systemen (bijv. een vegetatie of een ecosysteem) door te voeren. Een dergelijke exercitie is nog niet gedaan.

### **Toelichting**

De respons van planten op luchtverontreiniging wordt bepaald door 'interne' en 'externe' factoren, die vaak met elkaar zijn verweven. Op het niveau van de individuele plant beperken plantenfysiologische eigenschappen samen met microklimaat (windsnelheid en luchtvochtigheid) de opname van toxische stoffen. De detoxificatie van de opgenomen stoffen wordt door de fysiologische status en de biochemie van de plant bepaald, en deze worden bepaald door beschikbaarheid van water en nutriënten en door licht en temperatuur. Op populatie- en gemeenschapsniveau zijn het ecologische factoren die bepalen in hoeverre het systeem verandert door luchtverontreiniging. Er zijn grote verschillen in het draagvermogen van ecosystemen. Uiteindelijk determineert de genetische constitutie van plantenpopulaties de flexibiliteit en hun potentiaal voor adaptie in een veranderend milieu of habitat. Terwijl 'externe' gevoeligheidsbepalende factoren in De Natuurplanner zijn vermeld, zijn 'interne' factoren niet beschikbaar in De Natuurplanner.

Tabel 4. *Systeem-gerelateerde factoren, al of niet voorkomend in De Natuurplanner, die de effecten van luchtverontreiniging op planten bepalen.*

Factoren	Informatie in De Natuurplanner Beschikbaar ?	
Extern	Klimaat	Ja
	Micro-klimaat	Nee
	Bodem	Ja (R, N <sub>Ellenberg</sub> )
	Waterbeschikbaarheid	Ja
	Luchtkwaliteit	Ja
	Vegetatiestructuur	Ja
	Biotische interacties	Nee
Intern	Taxonomie	Nee
	Gasuitwisseling	Nee
	Water-status	Nee, (F <sub>Ellenberg</sub> )
	Nutrienten-status	Nee, (N <sub>Ellenberg</sub> )
	Ziekten	Nee
	Fysiologie/groeisnelheid	Nee
	Bladmorfologie	Nee
	Biochemie	Nee
	Genetica	Nee

Hieronder wordt ingegaan op informatie die nodig is om gevoeligheidsverschillen te verklaren: de fysiologie, taxonomie, morfologie en ecologie. Veel aandacht wordt daarbij gegeven aan twee voor Nederland belangrijke luchtcomponenten: stikstof en ozon.

## Fysiologie

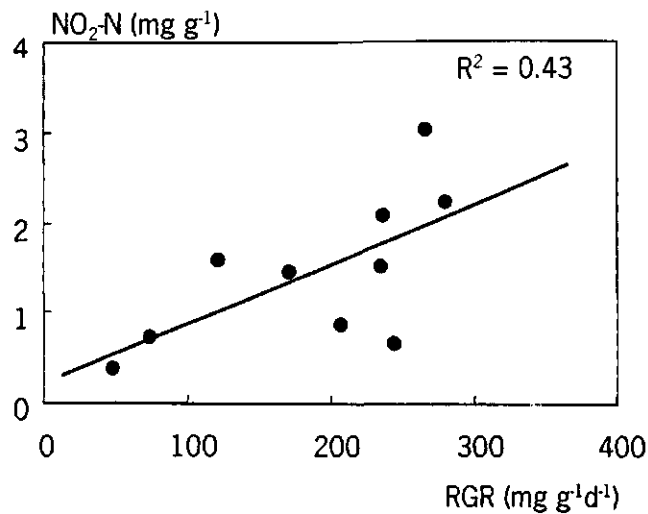
Directe opname door het blad van stikstofhoudende gasvormige componenten is bij de Nederlandse concentratieniveaus alleen bij lage stikstofbehoefte van de plant voldoende om een substantiële bijdrage aan de N-voorziening van de plant te leveren (Stulen *et al.*, 1998). Een andere voorwaarde is dat glutamine synthetase (GS) en nitraatreduktase (NR) in het blad aanwezig zijn of geïnduceerd kunnen worden. Deze sleutelenzymen voor N-assimilatie zijn bij lang niet alle plantensoorten voldoende beschikbaar in hun blad. Pearson & Soares (1995) hebben met behulp van PCA (hoofdcomponenten-analyse) bij 33 plantensoorten gezocht naar de biochemische en fysiologische eigenschappen die corresponderen met NH<sub>3</sub>-gevoeligheid. Zij concludeerden dat soorten met een lage NR-activiteit en een lage buffercapaciteit in hun blad relatief gevoelig zijn voor NH<sub>3</sub>. Daarom horen climax-soorten waarschijnlijk tot de categorie gevoelige soorten en pioniersoorten tot de ongevoelige. Maar ook binnen de groep van climaxsoorten vonden de auteurs verschillen in NH<sub>3</sub> gevoeligheid die corresponderen met NR activiteit en buffercapaciteit in het blad. Voor mossen vonden Morgan *et al.*, (1992) dat NO<sub>x</sub> de NR activiteit sterker verstoort in calcifuge dan in calcifiele soorten. Dit kan een fysiologische verklaring zijn voor de waarneming dat soorten uit ombrotrofe venen en andere N-gelimiteerde systemen vaak met groeiremming op geoxideerde stikstofverbindingen reageren.

Voor de assimilatie van NO<sub>2</sub> is NR-aktiviteit een voorwaarde en voor de assimilatie van NH<sub>3</sub> is dat GS (Pérez-Soba *et al.*, 1994). Voor het classificeren van gevoeligheidsverschillen met betrekking tot NO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> kan in principe de induceerbaarheid van NR en GS in het blad bepaald kunnen worden.

Overigens is in de opname van stikstof via blad en wortel gedeeltelijk complementair: verhoging van de een verlaagt de ander. Dat geldt zowel voor NO<sub>x</sub> (Rowland *et al.*, 1987; Okano & Totsuka 1986) als

voor  $\text{NH}_3$  (Pérez-Soba & Van der Eerden, 1993). Deze feed back dient in acht genomen te worden in schattingen van schaderisico door N-depositie.

Met betrekking tot ozon is er ook veel onderzoek gedaan op het niveau van plantenfysiologie. De detoxificatie van ozon wordt door veel aspecten bepaald: photosynthetische pigmenten, membraaneigenschappen, antioxidanten, secundaire (polyphenol-) stofwisselingsproducten, maar ook de expressie van genen. Ook de zogenoemde 'memory' effecten (Langebartels *et al.*, 1998) in meerjarige planten (effect van blootstelling aan ozon in het voorafgaande jaar) zijn hieraan gerelateerd. Dit leidt tot onspecifieke symptomen zoals 'versnelde veroudering' bij individuele planten en op vegetatieniveau tot verkorting van de vegetatieperiode.



*Figuur 2. Relatie tussen relatieve groeisnelheid van planten en opname van  $\text{NO}_2$  bij een kortdurende blootstelling aan  $\text{NO}_2$  (Morikawa *et al.* 1998). Meer dan 200 verschillende soorten en gegevens zijn getoetst. De bijbehorende RGRs zijn door Franzaring (unpubl.) verzameld en in de Figuur weergegeven (alleen de Europese soorten zijn weergegeven).*

De fysiologische respons op zowel gasvormige stikstofcomponenten als op ozon kan leiden tot secundaire effecten (zoals verhoogde stressgevoeligheid) en soms zelfs tot destabilisatie van gehele systemen.

Verschillen in gevoeligheid kunnen ook gedeeltelijk worden verklaard door de groeisnelheid. Snel groeiende planten, soorten of vegetaties (hoge relatieve groeisnelheden, hoge RGR) nemen een grotere hoeveelheid luchtverontreiniging op. Deze relatie is aangetoond of aannemelijk gemaakt voor  $\text{O}_3$  (Franzaring *et al.*, 1999b),  $\text{SO}_2$  (Ashenden, 1996),  $\text{CO}_2$  (Poorter, 1998),  $\text{NO}_2$  (Figuur 2) en herbicidendampen (Franzaring *et al.*, 2000).

De opname van vluchtige organische luchtverontreinigingen en POPs is in sterke mate van omgevings-temperaturen afhankelijk. Er bestaan daarom grote verschillen in schaderisico tussen seizoenen. Voor POPs is Nederland slechts in beperkte mate een receptor, omdat adsorptie bij hogere temperaturen overgaat in re-volatilisatie, en Nederlandse temperaturen slechts in beperkte mate adsorptie toestaan.

Bladmorfologie speelt ook een belangrijke rol in gevoeligheid voor luchtverontreinigingen. Planten met dunne bladeren (hoge specifieke blad oppervlakte: SLA) hebben een relatieve groot geëxponeerde bladoppervlakte. Hygromorfe soorten hebben een hoge SLA en daarom is er van deze soorten meer

respons te verwachten dan van xeromorfe of peinomorfe soorten (soorten met gereduceerde oppervlakte:volume ratio). Voor bladbeschadiging door ozon is dit onderzocht en bevestigd: gevoelige soorten hebben een hogere SLA (Franzaring, 2000).

De taxonomie is zeker een geschikte bron van informatie om gevoeligheidsverschillen te evalueren. Verwante soorten hebben veel identieke genen en een vergelijkbare fysiologie. Planten van dezelfde taxonomische eenheid hebben ook verwantschap in hun stress-respons. In ozonbegassing werden bijvoorbeeld 90% van Fabaceae (Vlinderbloemachtigen) beschadigd en slechts 50% van de Asteraceae (Composieten). Opmerkelijk is dat 80% van de Asteraceae met groeireducties op ozon reageerden. Van de geteste Poaceae (grassen) reageerde 30% van de soorten op ozon met groeistimulatie (Franzaring *et al.*, 1999b, Franzaring, 2000). Dit zijn resultaten uit een evaluatie van begassingsexperimenten met ongeveer 200 inheemse soorten. Deze steekproef is niet volledig representatief voor de Nederlandse flora of voor de Rode Lijst. Bij veralgemenisering van genoemde percentages moet men dus voorzichtig zijn. De in de ozonexperimenten gebruikte soorten zijn wel representatief voor nutriëntenrijkere, drogere en zuurdere standplaatsen.

Uiteindelijk zijn de ecologische eigenschappen van planten bepalend. De indicatorgetallen van Ellenberg *et al.*, (1991) geven informatie over het 'ecologisch gedrag' van planten op hun standplaats, ofwel hun voorkeur voor een habitat. Ellenberg getallen zijn de medianen van geschatte optimum-curves die de ecologische amplitude van planten beschrijven. Met betrekking tot de ozongevoeligheid valt op, dat zichtbare schade in begassingsexperimenten vooral bij nitrofiële (hogere N waarde) en basifiële soorten (hogere R-waarde) voorkwam. Bij de ecologische factor water was er geen grote verschil tussen soorten met en zonder ozonschade. Een relatie tussen Ellenberg N getal en de NO<sub>2</sub> gevoeligheid kon Ashenden *et al.*, (1993) niet bevestigen. Verhoogd CO<sub>2</sub> blijkt een bij een betere nutriëntenstatus een grotere groeistimulus op te leveren (Poorter, 1998).

Naast een ecologische classificatie met hulp van indicator getallen, zijn er andere mogelijkheden om verschillen in gevoeligheid te evalueren. Classificatie van planten naar functionele typen en in het bijzonder het concept van primaire ecologische strategieën (Grime *et al.*, 1988) biedt een mogelijkheid. In dit concept zijn er drie groepen van plantensoorten: concurrentiekrachtige (C=competitors), ruderaal (R=ruderals) en de stresstolerante soorten (S=stress tolerators). Smits & Schaminée (1998) hebben dit concept van de autecologie naar het niveau van plantengemeenschappen vertaald en middels 45 kenmerken 130 plantengemeenschappen in een CSR driehoek-systeem ingepast. Tabel 5 geeft een idee over hoe de planten of gemeenschappen uit verschillende ecologische strategieën op luchtverontreiniging door verschillende componenten zouden reageren.

Natuurlijk zijn er overgangen tussen de drie strategietypen, zoals bijvoorbeeld *Molinia caerulea*, een competitieve, stresstolerante soort (CS). Deze grassoort kan stikstof (ook NH<sub>4</sub>) en fosfaat goed opnemen en heeft daardoor een voordeel boven andere soorten, en is daardoor concurrentiekrachtiger. De S component impliceert dat ze ook stress-toleranter zijn en dus wellicht ook beter tegen verzuring, Al-toxiciteit en ozon kunnen. CS planten (bijv. veel grassen) zijn door de combinatie van C en S in potentie agressief uitbreidende planten.

Tabel 5. *Ecologische strategieën van plantensoorten en potentiële effecten van luchtverontreiniging op het 'functioneren' van soorten of vegetaties uit betreffende ecologische typen.*

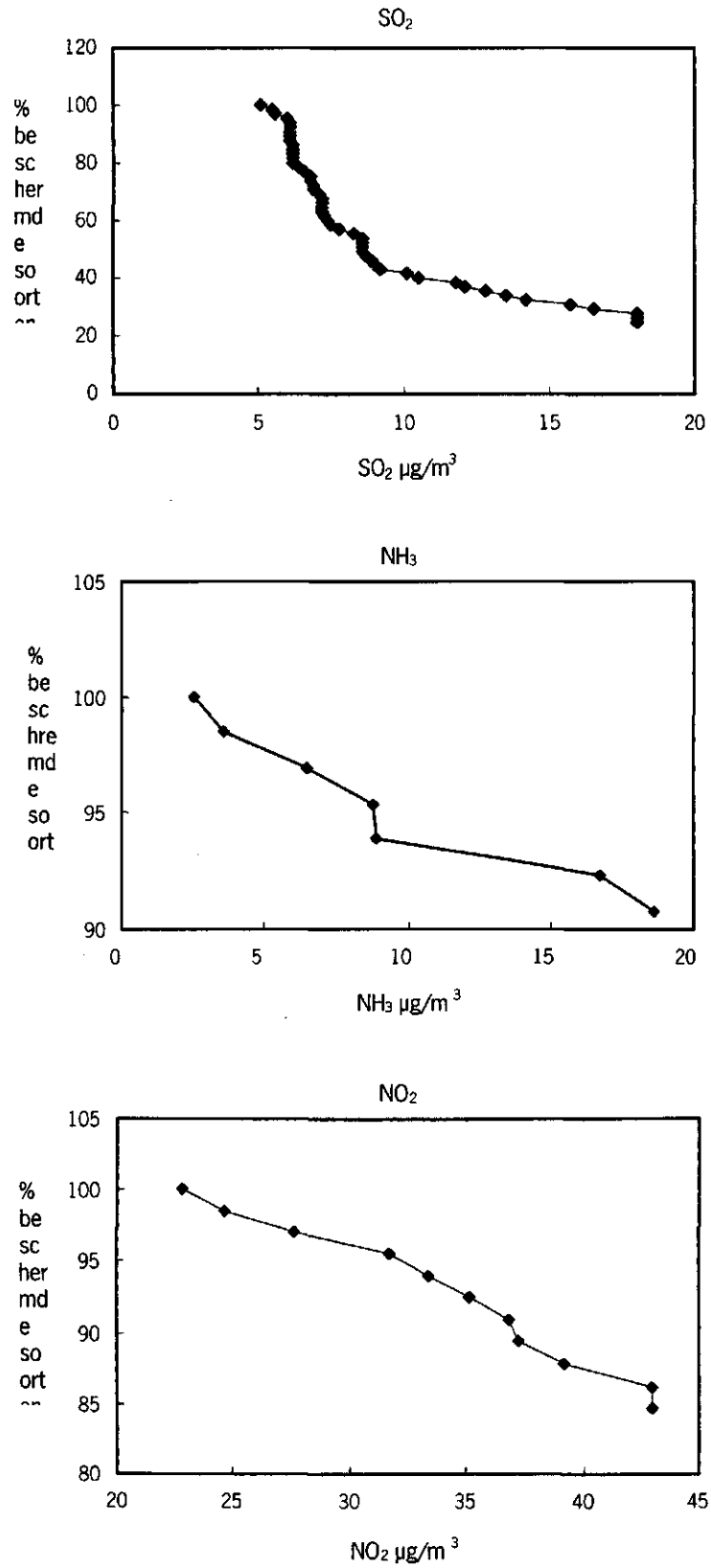
	C	S	R
Natuurlijke habitat (voorbeeld)	Climax (bos)	Extreemhabitat (kalkgrasland)	Op <i>gestoorde</i> grond (wegberm)
Groeisnelheid	Hoog	Laag	Hoog
Reproductie	Laag	Laag	Hoog
Karakteristiek	Transformation	Persistence	Escape
Levensduur	Meerjarig - oud	Meerjarig - heel oud	Een- of tweejarig
O <sub>3</sub>	-	± <sup>2</sup>	-
NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub>	-	-	+
SO <sub>2</sub>	-	-	-
CO <sub>2</sub>	+	-	++
Vermesting (N,P)	+	-	++
Verzuring (H <sup>+</sup> )	-	±	±
Herbiciden	-	±	± <sup>1</sup>
Zware metalen	-	±	± <sup>1</sup>
Fluoriden	-	±	-
PAK, Cl-organica	-	±	-

<sup>1</sup> ook al kunnen herbiciden een goede werking hebben tegen annuële onkruiden, kan er een relatief snelle selectie van beter geadapteerde nakomelingen plaatsvinden, omdat ruderaal soorten een snelle reproductiecyclus hebben.

<sup>2</sup> in onderzoek bleek dat soorten met een sterke S-component door ozon gestimuleerd kunnen worden, bijvoorbeeld sommige grassen.

Met name bij lagere plantensoorten zijn er goed uitgewerkte en gestandaardiseerde methoden om veldwaarnemingen van de vegetatiesamenstelling aan het concentratie- en depositieniveau van luchtverontreinigingen te koppelen. Een goed voorbeeld is de bioindicatiestudie van Van Dobben & Ter Braak (1999), waarin het voorkomen van korstmossen op bomen is gescoord op 1216 locaties, verspreid over acht gebieden rond de 'macro' stations van het Landelijk Meetnet Luchtverontreiniging. De verspreiding van de soorten kon in verband gebracht worden met concentratievelden van SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub>. Voor elke soort is de relatie bepaald tussen de concentraties van deze drie componenten, en de kans op voorkomen in een 5\*5 km<sup>2</sup> hok. Het '50% reductie punt', d.w.z. de concentratie waarbij de geschatte kans op voorkomen de helft is van de kans op voorkomen bij de laagst gemeten concentratie, is als maat voor de gevoeligheid gebruikt. Deze gegevens zijn gebruikt om de relatieve gevoeligheid van de soorten ten opzichte van elkaar te vergelijken, en vervolgens met gevoeligheidschalen uit de literatuur. Getracht was er ook een beschermingsniveau voor epifytische korstmossen af te leiden analoog aan de benadering van Van Hinsberg & Kros (1999) voor hogere planten. Daartoe is een soort als 'beschermd' beschouwd bij een concentratie die onder het 50% reductie punt ligt. Het percentage beschermde soorten is berekend op grond van het totaal aantal soorten dat meer dan 10 maal is gevonden (65 soorten). Figuur 3 geeft een indruk van de relatie tussen blootstelling en het beschermingsniveau. Het blijkt uit deze resultaten dat de gevoeligheid van lichenen voor SO<sub>2</sub> groot is, met een 80% beschermingsniveau rond de 6 µg m<sup>-3</sup>, maar dat de gevoeligheid voor NO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> betrekkelijk klein is, met 80% beschermingsniveaus die liggen boven de hoogst gemeten concentraties. Uit de grafieken kan het beschermingsniveau afgelezen worden bij de huidige NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> en SO<sub>2</sub> concentraties (gemeten in het landelijk gebied: regionale stations NML-RIVM; 1997). Dan blijkt dat gemiddeld respectievelijk 96, 94 en 85 % van de korstmossoorten beschermd wordt. Uiteraard zijn er locaties waar dat beschermingspercentage aanzienlijk lager ligt.

Over de gevoeligheid voor NO en O<sub>3</sub> kan nog geen uitspraak worden gedaan.



Figuur 3. Relatie tussen het concentratieniveau van SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> en NO<sub>2</sub>, en het percentage soorten van epifytische lichenen dat beschermd is. Zie tekst en Van Dobben & Ter Braak (1999) voor meer informatie.



## 5. In hoeverre overlappen kritische depositie-niveaus (CLOs) en kritische concentratie-niveaus (CLEs) elkaar met betrekking tot bescherming van planten en ecosystemen?

### Samenvatting

CLOs en CLEs beogen beide bescherming te geven aan ecosystemen, maar zijn verschillend gedefinieerd. CLOs zijn daardoor veel strenger dan CLEs (zie paragraaf 1). CLOs zijn voor het merendeel van de ecosystemen zo laag dat ze de komende jaren nog op nationale schaal overschreden zullen worden. CLEs worden op dit moment slechts in een gedeelte van het land overschreden. Voor de toepassing van De Natuurplanner kan dat een voordeel zijn omdat ruimtelijke verschillen in effectrisico's beter zichtbaar gemaakt kan worden. Een voordeel van CLEs is ook dat onderscheid gemaakt wordt tussen  $\text{NO}_x\text{-N}$  en  $\text{NH}_3\text{-N}$ , waardoor het makkelijker is effecten te evalueren in relatie tot hun bron ( $\text{NO}_x$ : verkeer en industrie,  $\text{NH}_3$ : landbouw). Voor  $\text{O}_3$  bestaat er alleen een CLE en voor  $\text{NO}$  en andere N-houdende componenten met een lage depositiesnelheid biedt een CLO geen bescherming.

### Toelichting

In Tabel 6 zijn kritische concentratieniveaus (CLE) voor  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{SO}_2$  genoemd (Zie Bijlage I voor CLOs). Voor enkele andere componenten zijn er ook CLEs, maar die worden in dit rapport verder niet behandeld.

Dat CLOs strenger zijn dan CLEs blijkt uit het volgende rekenvoorbeeld. Indien de concentraties van  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_x$  beide op hun CLE-niveau zouden zitten ( $\text{NO}_x$   $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ;  $\text{NH}_3$   $8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) levert dat samen met de huidige natte depositie een N-depositie op van  $3300 \text{ mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ . De huidige depositie is  $2500 \text{ mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  en de depositiedoelstelling voor 2010 is  $1000 \text{ mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ . Uit een vergelijking tussen CLEs en deze depositiedoelstelling blijkt ook dat er zeer forse, wellicht onhaalbare reducties van  $\text{NO}_x$  en/of  $\text{NH}_3$  nodig zijn. Voor het halen van de depositiedoelstelling van  $1000 \text{ mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  is het noodzakelijk bijvoorbeeld, dat  $\text{NH}_3$  tot beneden de  $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  daalt (nu  $11 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (RIVM 1999). Dit zou betekenen dat de gewenste  $\text{NH}_3$  concentratie onder het 'NH<sub>3</sub>-compensatiepunt'<sup>4</sup> voor veel plantensoorten moet dalen en dus dat deze plantensoorten  $\text{NH}_3$  gaan emitteren. Dit is een belangrijke feed back mechanisme dat tot gevolg heeft dat emissiereductie-maatregelen een (veel) minder dan evenredige reductie van de atmosferische ammoniakconcentratie tot gevolg kan hebben. Het zou de kwaliteit van De Natuurplanner ten goede komen als met dit feed back mechanisme rekening gehouden wordt.

<sup>4</sup> Het compensatiepunt is de atmosferische concentratie waarboven planten  $\text{NH}_3$  opnemen en waaronder ze  $\text{NH}_3$  aan de atmosfeer afstaan. Dit punt is sterk afhankelijk van de plantensoort en van omgevingsomstandigheden, maar ligt voor soorten uit natuurlijke vegetaties in de orde van grootte van 2 (0.5-10)  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en voor landbouwgewassen van 7 (5-20)  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Tabel 6. Kritische concentraties (CLEs) voor bescherming van planten en ecosystemen.

Stof	Vegetatie	Effecten en criteria	CLE
O <sub>3</sub>	Bomen	10% groeireductie	AOT40 = 10 ppm.uur <sup>1)</sup>
	Natuurlijke vegetaties	Ecofysiologisch relevante schade	AOT40 = 3 ppm.uur <sup>2)</sup>
	Gewassen	5% oogstreductie	AOT40 = 3 ppm.uur <sup>2)</sup>
SO <sub>2</sub>	Planten in het bos en natuurlijke vegetatie	Zichtbare beschadiging bij klaver Schade of groeireductie	AOT40 = 200 ppb.uur <sup>3)</sup> jaar- en winter-gemiddelde: 20 µg m <sup>-3</sup>
	Korstmossen	Veranderde soortensamenstelling	Jaargemiddelde: 10 µg m <sup>-3</sup>
NO <sub>x</sub> <sup>4)</sup>	Planten in het algemeen	Nadelige effect bij fysiologische verrichtingen	Jaargemiddelde: 30 µg m <sup>-3</sup> <sup>5)</sup>
NH <sub>3</sub>	Planten van natuurlijke vegetaties	Nadelige effect bij fysiologische verrichtingen of veranderde soortensamenstelling <sup>6)</sup>	Jaargemiddelde: 8 µg m <sup>-3</sup> <sup>7)</sup>

<sup>1)</sup> AOT40 staat voor de uurconcentratie boven 40 ppb, gesommeerd over het groeiseizoen (april-september)

<sup>2)</sup> Gesommeerd over mei tot en met juli (Kärenlampi & Skarby 1996).

<sup>3)</sup> Gesommeerd over 5 achtereenvolgende dagen met VPD < 1.5 kPa; Bij VPD > 1.5 kPa kan AOT40 = 500 ppb.uur zijn.

<sup>4)</sup> Niet alleen NO<sub>2</sub> maar ook NO is fytotoxisch. Voor de vaststelling van CLEs wordt additieve werking worden verondersteld. Interactie-effecten tussen NO<sub>2</sub>, en SO<sub>2</sub> en/of O<sub>3</sub> zijn meegenomen in de CLE.

<sup>5)</sup> NO<sub>x</sub> vertegenwoordigt door NO en NO<sub>2</sub>, opgeteld in ppb en uitgedrukt als NO<sub>2</sub> in µg m<sup>-3</sup>

<sup>6)</sup> Zowel groeibevordering als groeiremming zijn in beschouwing genomen. Effecten van combinaties van vervuilende stoffen werden niet beschouwd.

<sup>7)</sup> Voor gemiddelden van maand, dag en uur zijn waarden genoemd van 23, 270 en 3300 µg m<sup>-3</sup>

Bij stikstofdepositie zijn diverse componenten betrokken: NO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub> in de vorm van droge depositie en NO<sub>3</sub> en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> als natte depositie. Andere stikstof-houdende componenten (NO, PAN) zijn verwaarloosbaar in termen van stikstof-depositie (maar waarschijnlijk niet in termen van effectrisico's). Bij CLOs voor stikstof worden alle N-componenten gesommeerd op basis van hun depositie-snelheid. Verschillen in ruimtelijke verdeling en in effectrisico, en componenten met een lage depositiesnelheid worden dus genegeerd. CLEs houden daar wel rekening mee (Bijlage III).

Voor ozon zijn de CLEs voor natuurlijke vegetaties nog in discussie. De UN-ECE werkgroep 'natural vegetation' concludeerde dat bij de evaluatie van gevoeligheden vooral een verschil moet worden gemaakt tussen annuele en meerjarige soorten. Een redelijke hypothese is dat annuele soorten even gevoelig zijn als landbouwgewassen (Fuhrer & Acherman, 1999).

## 6. Effecten van gasvormige componenten in de Natuurplanner

### S en N verbindingen

In de huidige versie van de Natuurplanner wordt geen rekening gehouden met effecten van gasvormige componenten. Echter, indirect zitten deze effecten er voor  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  en  $\text{NO}_x$  wel in, omdat voor deze componenten door SMART/SUMO rekening wordt gehouden met droge depositie en het effect van vegetatiestructuur daarop. Hiertoe wordt de door de depositiemodellen OPS en DEADM berekende depositie vermenigvuldigd met een 'filterfactor' die afhangt van het vegetatietype (Tabel 7). Omdat deze filterfactoren meestal  $\geq 1$  zijn is de balans (per OPS hok van  $5 \times 5 \text{ km}^2$ ) alleen kloppend te maken door aan te nemen dat voor niet-doorgerekend gebied (in de praktijk is dit: landbouwgrond, stedelijk gebied en open water) de filterfactoren  $\leq 1$  zijn. In geval van negatieve depositiewaarden voor niet-doorgerekend gebied is een verdere correctie nodig, maar dit komt in Nederland bijna niet voor (De Vries 1994). Voor de basische kationen wordt de depositie gelijk gesteld aan de natte depositie maal een vegetatietype-afhankelijke 'droge depositie factor' (Kros *et al.*, 1995). In de huidige versie van SMART/SUMO wordt het vegetatietype op een 'fuzzy' wijze door SUMO toegekend; hierdoor kunnen tussenvormen tussen de oorspronkelijke vijf typen voorkomen, met bijbehorende intermediaire filterfactoren. Dit voorkomt 'sprongen' in de depositie wanneer successie plaatsvindt (Wamelink *et al.*, in prep).

Tabel 7: Filterfactoren voor drie luchtverontreinigingscomponenten voor de vijf vegetatietypen van SMART. 'Gras' = alle lage vegetatie die niet onder een van de andere vier is te rekenen. 'licht' naaldbos = parametrisatie voor *Pinus sylverstris*; 'donker' naaldbos = parametrisatie voor *Picea abies*. Naar Kros *et al.*, (1995).

	$\text{SO}_2$	$\text{NO}_x$	$\text{NH}_3$
'Gras'	1,00	1,00	1,00
Heide	1,00	1,00	1,00
Loofbos	1,15	0,70	0,70
'Licht' naaldbos	1,40	0,85	0,85
'Donker' naaldbos	1,60	1,00	1,00

De deposities die aldus berekend zijn worden omgerekend naar S, N en H. S en H spelen alleen in de bodemmodule SMART een rol, de vegetatiestructuur bepaalt hier slechts de absolute grootte van de depositie. N wordt afgehandeld in de vegetatiemodule SUMO en heeft direct invloed op de successie. Hiertoe wordt de totale depositie van N over de vijf functionele typen van SUMO ('kruid', 'dwergstruik', 'struik', 'pionierboom', 'climaxboom') verdeeld. Daarbij wordt aangenomen dat, van boven naar onder in de vegetatie gaand, elke laag een fractie van de (overblijvende) N-depositie opneemt evenredig aan zijn bladbiomassa. Of anders gezegd, de concentratie neemt in de vegetatie van boven naar onder exponentieel af (analoog verdeling van licht over de vegetatie). De opnamefactoren worden zodanig berekend dat onder de onderste laag geen N meer overblijft (in tegenstelling tot de uitdoving van licht, waarbij ook een deel direct op de bodem valt). De opgenomen N wordt opgeteld bij de voor de groei beschikbare N. Op deze wijze heeft de plant beschikking over N uit drie bronnen: uit de bodem (waarbij concurrentie plaats vindt gestuurd door wortelbiomassa), uit de atmosfeer (concurrentie gestuurd door plant-hoogte en bladbiomassa) en uit de plant zelf door terugtrekking van N uit afvallend blad (Wamelink *et al.*, 2000).

Mogelijkheden voor verbetering zitten hier onder andere in de wijze waarop het effect van vegetatiestructuur is verdisconteerd. De versies van SMART/SUMO die thans ontwikkeld worden produceren als output een landsdekkende vegetatiekaart op 250\*250 m<sup>2</sup>, waaruit ruwheidsovergangen zijn af te leiden. De vegetatiemodule SUMO levert per functioneel type biomassa en hoogte van de planten, en het zou mogelijk moeten zijn om, in samenspraak met de ontwikkelaars van depositiemodellen, hiermee te komen tot een betere formulering van de filterfactoren. Een andere mogelijkheid tot verbetering is het scheiden van de effecten van geoxideerd en gereduceerd N op fysiologisch niveau. Zowel boven- als ondergronds zijn deze apart bekend, maar ze worden voor het bepalen van het effect op de groei bij elkaar opgeteld. Aanzetten tot het modelleren van effecten van NH<sub>4</sub> en NO<sub>3</sub> op fysiologisch niveau worden gegeven door Bijlsma (1999). Of het realistisch is deze ideeën in SUMO te implementeren dient nader onderzocht te worden; het vergt in elk geval een geheel nieuwe parametrisatie en een verdere opdeling in functionele typen.

## Ozon

Ozon zit in het geheel niet in de huidige Natuurplanner. Dit heeft vooral een historische reden: de NP is oorspronkelijk gebouwd rond depositiemodellen en het bodemmodel SMART. Op bodemprocessen heeft ozon geen invloed. In SMART zat de groei van de vegetatie als twee functies (keuze-optie): constante groei en logistische groei. De groei van de vegetatie werd behalve door het (constante) bodemtype niet door externe factoren beïnvloed. In de huidige versie kunnen -via de successiemodule SUMO- groei en successie van de vegetatie wel door externe factoren worden beïnvloed. Ozon zou een van deze factoren kunnen zijn. Thans is overtuigend aangetoond dat ozon leidt tot groeireductie van wilde soorten onder realistische omstandigheden (Franzaring *et al.*, 1999a en b, 2000). Omdat is gebleken dat juist bij een snelle groei schade door ozon optreedt, zou een reductiefunctie kunnen worden ingebouwd die afhankelijk is van de groeisnelheid. In de huidige versie van SUMO wordt de groei (per functioneel type) in drie stappen beperkt:

$$G_{act} = G_{max} * R_{licht} * R_{N \text{ beschikbaarheid}} * R_{vochtbeschikbaarheid}$$

met:

$G_{act}$ ,  $G_{max}$ : actuele, resp. maximale groeisnelheid;

R: reductiefactor voor resp. licht, stikstof en vocht.

Aan deze reductiefactoren zou een reductiefactor voor ozon kunnen worden toegevoegd die afhankelijk is van de potentiële groei na reductie door licht, N en vocht. De bepaling van de groei zou dan globaal als volgt kunnen verlopen:

$$G_{act} = G_{pot} * (1 - R_{ozon})$$

waarbij:  $G_{pot} = G_{max} * R_{licht} * R_{N \text{ beschikbaarheid}} * R_{vochtbeschikbaarheid}$

$$R_{ozon} = G_{pot} * f * C_{ozon}$$

met:

$G_{pot}$ : potentiële groei (intermediaire grootte) in afwezigheid van ozon

$R_{ozon}$ : reductiefactor voor ozon

$C_{ozon}$  = maat voor de ozon concentratie

f = parameter voor het effect van ozon, te schatten per functioneel type / vegetatietype combinatie.

Het concentratie verloop van ozon in de vegetatie kan geschat worden op een wijze analoog aan de depositie van N en de extinctie van licht (exponentieel afnemend van boven naar onder). Bij implementatie langs deze lijnen zal ozon het meeste effect hebben op de hoogste laag (in bos de

boomlaag), en onder omstandigheden die een snelle groei mogelijk maken. Zomerdroogte zal geen invloed hebben op het effect van ozon omdat dit niet in De Natuurplanner wordt geschat; het effect van vocht verloopt via de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand die in de tijd constant wordt verondersteld (maar kan wel per scenario verschillen!).

Een vraag die nog wel enige aandacht behoeft is of het mogelijk is het effect van ozon op jaarbasis te schatten. Voor de thans geïmplementeerde componenten wordt gewerkt met jaargemiddelde deposities. Dit is ook logisch omdat SMART/SUMO werkt met tijdstappen van een jaar, en de deposities gebruikt worden voor balansvergelijkingen. Voor ozon ligt dat anders: er kan geen balansvergelijking worden gemaakt, en voor de effectbepaling zijn de piekconcentraties waarschijnlijk van groter belang dan het jaargemiddelde. Een veel gebruikte maat waarin de piekconcentraties verdisconteerd zijn, is de AOT40 (Bijlage I). Deze zou als dosisparameter gebruikt kunnen worden (de  $C_{ozon}$  hierboven), wanneer deze per hok op jaarbasis gemodelleerd kan worden.

## Referenties

- Ashenden, T.W., R. Hunt, S.A. Bell, G. Williams, A. Mann, R.E. Booth & L. Poorter, 1996.  
Responses to SO<sub>2</sub> pollution of 41 British herbaceous species. *Functional Ecol.* 10:483-490.
- Ashenden, T.W., S.A. Bell, C.P. Edge, C.R. Rafarl & T.G. Williams, 1993.  
Critical loads of N & S deposition to semi-natural vegetation. Report proj. T07064L5. Institute for terrestrial ecology, Bangor UK, 75.
- Ashmore, M.R., S.A. Power, D.A. Cousins & N. Ainsworth, 1996.  
Effects of ozone on native grass and forb species: a comparison of responses of individual plants and artificial communities. In: *Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts*, edited by L. Kärenlampi and L. Skärby, Kuopio: University of Kuopio, 1996, p. 193-197.
- Bergmann, E., J. Bender & H.J. Weigel, 1998.  
Zur Ozonempfindlichkeit von Wildpflanzenarten. *Agrarökologie* 30:1-88.
- Bijlsma, R.J., 1999.  
Modelling whole-plant metabolism of carbon and nitrogen: a basis for comparative plant ecology and morphology. Diss., Amsterdam, 109 p.
- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999.  
Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties. Een overzicht. Den Haag: Technische Commissie Bodembescherming. TCB R 13:1-77.
- Bugter, R.J., L.J. van der Eerden & A.C. Posthumus, 1990.  
Effecten van luchtverontreiniging, afkomstig van het wegverkeer, op vegetaties en landbouwgewassen langs rijkswegen. IPO-rapport R 90/07. 28 p.
- De Snoo, G.R. & R.J. van der Poll, 1999.  
Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture Ecosystems and Environment* 73:1-6.
- De Vries, W., 1994.  
Soil response to acid deposition at different regional scales: field and laboratory data, critical loads and model predictions. Diss., Wageningen, 487 p.
- Ellenberg, H., E.H. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen, 1991.  
Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 248 p.
- EPA, 1978.  
Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. Gov. Pr.off., Stock nr 055 003 00088-2. Washington USA.
- Figge, K., 1989.  
Wirkungen halogenierter Aliphaten auf Pflanzen. *VDI Berichte* 745:527-562.
- Flagler, B. (ed), 1998.  
Recognition of air pollution injury to vegetation. A pictorial atlas. Air & waste management ass. Pittsburgh, Pennsylvania, USA.
- Frank, H., H. Scholl, D. Renschen, B. Rether, A. Laoeudj & Y. Norokorpi, 1994.  
Haloacetic acids, phytotoxic secondary air pollutants. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1:4-14.
- Franzaring, J., 2000.  
Charakterisierung der Ozonsensitivität mitteleuropäischer Pflanzenarten: Beziehung zu Taxonomie, Ökologie, Wachstumsraten und Blattdicke. In: *Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Troposphärisches Ozon. Eine Kritische Bestandsaufnahme über Ursache, Wirkung und Abhilfemaßnahmen. KRdL-Schriftendreihe* 32:323-328. Düsseldorf.
- Franzaring, J.H., Th.A. Dueck, A.E.G. Tonnejck & A.W.N. Kooijman, 1999a.  
Responses of wet grassland species to ozone and possible ecological implications. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 53-58.
- Franzaring, J.H., Th.A. Dueck & A.E.G. Tonnejck, 1999b.  
Can plant traits be used to explain differences in ozone sensitivity between native European plant

- species ? Presentation held at UN-ECE critical levels workshop. In: Fuhrer, J., Achermann, B.: *Critical Levels for Ozone-Level II. Environmental Documentation Air*, no. 115. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), p. 83-87.
- Franzaring, J., C. Kempenaar, P.J.J. Pikaar & L.J.M. van der Eerden, 2000.  
Effects of herbicide vapours on non-target plants. Screening of phytotoxic effects of ethofumesate and chlorprofam on wild plant species naturally growing in ditches, hedges and field-boundaries. *Plant Research International Report nr. 1*. Wageningen. 32p.
- Fuhrer, J. & B. Achermann, 1999.  
*Critical Levels for Ozone-Level II. Environmental Documentation Air*, no. 115: 333 pp. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL).
- Grime, J.P., 1996.  
The changing vegetation of Europe: what is the role of elevated carbon dioxide? In: *Carbon dioxide, populations and communities*, edited by C. Körner and F. A. Bazzaz, p. 85-92.
- Grime, J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt, 1988.  
*Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. 742 p. Allen & Unwin, London.
- Grub, A., P. Bungener, F. Contat, V. Endtner & J. Fuhrer, 1997.  
*Luftverschmutzung und floristische Biodiversität. Agrarforschung* 4:332-337.
- Hazebroek, E., M. Horsthuis, H. Sierdsema, A. Stortelder, C. Swertz & R. 'van t Veer, 1998.  
*Wegen naar natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling. Rapport IKC Natuurbeheer* 26, 320 p. Wageningen.
- Isermann, K. & R. Isermann, 1999.  
*Emissionen und Immissionen von Ammoniak und Stickoxyden. AFZ- Der Wald* 6:302-307.
- Jost, D., 1989.  
Vorkommen halogener organischer Verbindungen in der Umwelt: leichtflüchtige Verbindungen. *VDI Berichte* 745:25-40.
- Kärenlampi, L. & L. Skärby (eds.), 1996.  
*Critical levels for ozone in Europe: Testing and Finalizing the concepts. UN-ECE Workshop Report*, published by University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science. 363 pp.
- Klepper, O., T. Jager, T. van der Linden & R. Smit, 1998.  
An assessment of the effect on natural vegetations of atmospheric emissions and transport of herbicides in the Netherlands. Internal ECO-memo 98/05. RIVM, Laboratory for Ecotoxicology. Bilthoven, The Netherlands.
- Korneck, D., M. Schnittler, F. Klingenstein, G. Ludwig, M. Takla, U. Bohn & R. May, 1998.  
*Auswertung der Roten Liste der Farn - und Blütenpflanzen Deutschlands. In: Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt*, edited by Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 1998, p. 299-358.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen, 1995.  
Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. *Rapport SC / RIVM* 95:90 p
- Langebartels, C., W. Heller, G. Fuhrer, M. Lippert, S. Simons & H. Sandermann, 1998.  
Memory effects in the action of ozone on conifers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 41: 62-72.
- Lekkerkerk, L.J.A., G.J. Heij & M.J.M. Hootsmans, 1995.  
*Ammoniak: de feiten. Rapport IKC, RIVM* 300-06. 95 pp.
- Morgan, S.A., J.A. Lee & T.W. Ashenden, 1992.  
Effects of nitrogen oxides on nitrate assimilation in bryophytes. *New Phytologist* 120: 89-97.
- Morikawa, H., A. Higaki, M. Noihno, M. Takahashi, M. Nakata Kamada, G. Toyohara, Y. Okamura, K. Matsui, S. Kitani, S. Fujita, K. Irifune & N. Goshima, 1998.  
More than a 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant Cell Environ.* 21: 180-190.

- Nussbaum, S., M. Ammann & J. Fuhrer, 1999.  
Foliar absorption and use of airborne oxidized nitrogen by terrestrial plants. In: Srivastava H.S. and R.H. Singh (eds.) Nitrogen nutrition and plant growth. Oxford & IBH Publ.
- Okano K. & T. Totsuka, 1986.  
Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytologist* 102: 551-562.
- Pearson & Soares, 1995.  
A hypothesis of plant susceptibility to atmospheric pollution based on intrinsic nitrogen metabolism: why acidity really is the problem. *Water air and soil pollution* 85: 1227-1232.
- Pérez-Soba, M. & L.J. van der Eerden, 1993.  
Nitrogen deposition in needles of Scots pine in relation to a gaseous ammonia exposure and a <sup>15</sup>N-labeled ammonium supply to the soil. *Plant & Soil* 153: 231-242.
- Pérez-Soba, M., I. Stulen & L.J. van der Eerden, 1994.  
Effects of atmospheric ammonia on the nitrogen metabolism of Scots pine needles. *Physiologia Plantarum* 90: 629-639.
- Pleijel, H. & H. Danielsson, 1997.  
Growth of 27 herbs and grasses in relation to ozone exposure and plant strategy. *New Phytologist* 135: 361-367.
- Poorter, H., 1998.  
Do slow-growing species and nutrient-stressed plants respond relatively strongly to elevated CO<sub>2</sub>? *Global Change Biology* 4: 693-697.
- RIVM, 1999.  
Landelijk meetnet Luchtkwaliteit. Meetresultaten 1998. RIVM, Bilthoven.
- Roland, A.J., M.C. Drew & A.R. Wellburn, 1987.  
Foliar entry and incorporation of atmospheric nitrogen dioxide into barley plants of different nitrogen status. *New Phytologist* 107: 357-371.
- Smits, N.A.C. & J.H.J. Schaminee, 1998.  
Vegetatiestrategieën - een hypothese getoetst. *Stratiotes* 17: 6-19.
- Srivastava, H.S. & D.P. Ormrod, 1986.  
Effects of nitrogen dioxide and nitrate nutrition on nodulation, nitrogenase activity, growth and nitrogen content of bean plants. *Plant Physiology* 81: 737-741.
- Statistisch Jaarboek, 1997.  
CBS.
- Stulen, I., M. Perez-Soba, L.J. de Kok & L. van der Eerden, 1998.  
Impact of gaseous Nitrogen deposition on plant functioning. *New Phytologist* 139: 61-70.
- Taylor, H.J., M.R. Ashmore & J.N.B. Bell, 1987.  
Air pollution injury to vegetation. 68 p. IEHO, London.
- Teufel, J., T. Gauger & B. Braun, 1994.  
Einfluss von Immissionen und Depositionen von Luftverunreinigungen auf Borstgrasrasen in der Bundesrepublik Deutschland. UBA Berlin. FE-Vorhaben Nr. 108 02 101, 173 pp.
- Tietema, A., B.A. Emmett, P. Gundersen, O.J. Kjõnaas & C.J. Koopmans, 1998.  
The fate of <sup>15</sup>N-labelled nitrogen deposition in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 101: 19-27
- UN-ECE (United Nations Economic Commission for Europe), 1998.  
Protocol to the Convention on long-range transboundary air pollution on persistent organic pollutants (POPs). Aarhus, Denmark, June 1998.
- UNEP (United Nations Environmental Programme), 1998.  
Report of the Intergovernmental Negotiating Committee for an international legally binding instrument for implementing international action on certain persistent organic pollutants. Geneva, July 1998.
- Van der Eerden, L.J., W. de Vries & H. van Dobben, 1998a.  
Effects of ammonia deposition on forests in The Netherlands. *Atmospheric Environment* 32: 525-532



- Van der Eerden L.J., C.J. van Dijk & M.G. Mennen, 1998b.  
Zomersmog en gewasschade. LUCHT 15(3): 86-88.
- Van der Eerden, L.J., M. Perez-Soba, P. Pikaar, W. Wamelink, J. Franzaring & T. Dueck, 2000.  
Vergelijking van effectrisico's van gereduceerd en geoxideerd stikstof.  
Stikstofonderzoekprogramma 1997-1999. Plant Research International rapport 26. 96p.
- Van der Eerden, L.J.M., A.E.G. Tonneijck & C.J. van Dijk, 1999.  
Effecten van ozon op gewassen in Nederland: een evaluatie op basis van veldwaarnemingen.  
Eindrapport. AB-DLO Nota 211, AB-DLO, Wageningen, 27 pp.
- Van Dobben, H.F. & C.J.F. ter Braak, 1999.  
Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales. Lichenologist 31: 27-39.
- Van Dobben, H.F., M.J.M. Vocks, E. Jansen & G.M. Dirkse, 1994.  
Veranderingen in de ondergroei van het Nederlandse dennenbos over de periode 1985 - 1993.  
IBN-Rapport. 85, 37 p. Wageningen.
- Van Hinsberg, A. & H. Kros, 1999.  
Een Normstellingmethode voor (stikstof)depositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen RIVM Rapport 722108024.
- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000.  
Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1.0. Alterra-rapport 045, 84 p.
- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H. van Oene, *et al.*, in prep.  
Validatie van de vegetatiesuccessiemodellen NUCOM, SMART en SMART/SUMO. Rapport Alterra / LUW.
- Wania, F., 1999.  
On the origin of elevated levels of persistent chemicals in the environment. Environmental Science and Pollution Research 6(1): 11-19.
- Werner, B. & T. Spranger, 1996.  
Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. 71/96: 1-144, Umweltbundesamt Berlin.

## Bijlage I.

### Kritische depositieniveau's voor stikstof

Tabel I-1. Kritische depositieniveau's voor N-verbindingen op (half)-natuurlijke ecosystemen in Nederland (Bobbink & Lamers 1999).

Systeem	Kritische Waarde** Kg N ha <sup>-1</sup> jr <sup>-1</sup>	Indicatie voor overschrijding
<b>Bos-ecosystemen</b>		
Acidofiele naaldbossen	7 - 20	## Veranderingen in de ondergroei en mycorrhiza-paddenstoelen; verhoogde uitspoeling
Acidofiele loofbossen	10 - 20	# Veranderingen in ondergroei en mycorrhiza-paddenstoelen
Kalkrijke bossen*	15 - 20	(#) Veranderingen in ondergroei
Acidofiele bossen*	7 - 15	(#) Veranderingen in ondergroei en uitspoeling
Broekbossen	Hoog	Door hoge denitrificatie N-toevoer weinig of geen invloed
<b>Heiden</b>		
Laagland droge heide	15 - 20	## Overgang van heide naar grassen; functionele veranderingen (strooiselproductie; N-ophoping)
Laagland natte heide	17 - 25	# Overgang van heide naar grassen; N-ophoping
<b>Soortenrijke graslanden</b>		
Heischrale graslanden	10 - 15	# Achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Kalkgraslanden	15 - 25	# Verhoogde mineralisatie, N-ophoping en uitspoeling; toename hoge grassen, verandering diversiteit
Droge duingraslanden (kalkarm)	10 - 15	(#) Vergrassing, achteruitgang gevoelige soorten, verzuring
Droge duingraslanden (kalkrijk)	10 - 25	(#) Vergrassing, N-accumulatie
Overige graslanden	20 - 30	# Toename hoge grassen, verandering diversiteit
<b>Natte ecosystemen</b>		
Hoogvenen*	5 - 10	# Achteruitgang kenmerkende mossen, toename van grasachtigen en N-ophoping
Ondiepe zachtwatermeren*	5 - 10	## Achteruitgang isoëtide plantensoorten, verzuring; ammoniumtoxiciteit
Mesotrofe (tril)veenvegetaties	20 - 35	# Toename hoge grasachtigen, afname diversiteit
Overige zoetwatermoerassen (*)	Hoog	Hoge concentratie
Zoutwatermoerassen*	Hoog	Atmosferisch N-toevoer niet relevant

\* onbebeerde, min of meer natuurlijke systemen

\*\* 14 kg ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> = 1000 mol ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup>

## betrouwbaar

# vrij betrouwbaar

(#) expert judgement

## Bijlage II.

# Haalbaarheid van de beleidsdoelstelling van 14 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>

Op nationaal niveau zijn de N-fluxen (1995) als volgt:

N fluxen op nationale schaal, in 10 <sup>6</sup> kg j <sup>-1</sup>	NH <sub>3</sub> -N <sup>5</sup>	NO <sub>x</sub> -N <sup>6</sup>
Import	10	20
NL emissies	150	140-160
Export	75	120
Depositie NL-emissies in NL	75	20-40
Depositie buitenlandse emissies in NL	10	20
Totaal	85	40-60
Totale N depositie in NL		125-145

De depositie is nu 37 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> en moet 14 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> worden. Een natuurlijke achtergrond is ongeveer 4 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>.

Als de import van NO<sub>x</sub>-N en NH<sub>3</sub>-N gereduceerd wordt met 50% zal de depositie dalen van 37 tot 33 kg N ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. Als ook de NL NO<sub>x</sub>-emissie met 50% gereduceerd wordt, daalt de N depositie verder tot 30 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup>. Als een verdere daling tot 14 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> volledig moet worden opgebracht door reductie van de NL NH<sub>3</sub>-emissie, is een emissiereductie van 85% nodig <sup>7</sup>. Dit is zelfs niet haalbaar als de NH<sub>3</sub>-emissies door dierlijke mest geheel uitgebannen zouden worden.

Theoretisch zijn er wel andere reductie-scenario's, maar die zijn weinig realistisch:

- NH<sub>3</sub> emissies concentreren aan de landsgrenzen,
- Grotere reductie van NO<sub>x</sub> emissie (maar die moet dan wel vrijwel volledig in het buitenland (met name in Duitsland en de UK) gerealiseerd worden.

Buitenlandse studies komen tot vergelijkbare conclusies. Volgens Isermann & Isermann (1999) zou van het aantal stuks vee in Nederland met 74% omlaag moeten om de critical load voor gevoelige vegetaties: 10 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> te halen.

<sup>5</sup> Referentie: Lekkerkerk *et al.* (1995)

<sup>6</sup> Referentie: Statistisch Jaarboek (1997)

<sup>7</sup> Voor een daling van 30 tot 14 kg ha<sup>-1</sup> j<sup>-1</sup> (of van 26 tot 10 kg als rekening gehouden wordt met de natuurlijke achtergrond), dient er 63,5\*10<sup>6</sup> kg minder NH<sub>3</sub>-N op Nederland neer te komen. Er van uitgaande dat 50% van de NL emissie in NL terecht komt met de reductie 127\*10<sup>6</sup> kg zijn.

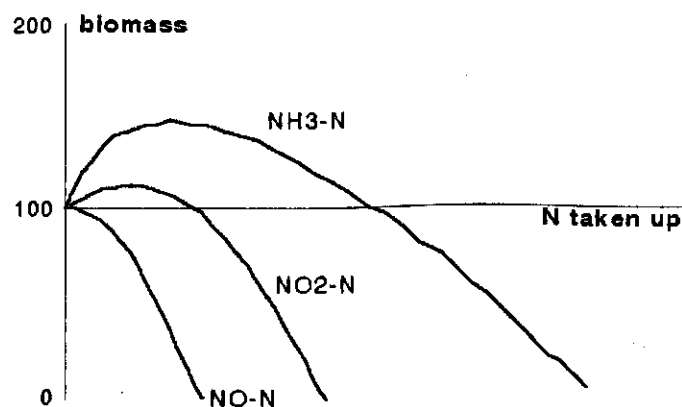
## Bijlage III.

### Verschillen in effectrisico's van N-houdende componenten

Stikstofdepositie bestaat uit diverse componenten:  $\text{NO}_2$  en  $\text{NH}_3$  in de vorm van droge depositie en  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{NH}_4^+$  als natte depositie. Andere stikstofhoudende componenten ( $\text{NO}$ , PAN) zijn verwaarloosbaar in termen van stikstof-depositie, maar waarschijnlijk niet termen van effectrisico's.

De depositie van  $\text{NO}_x$  (geëmitteerd door verkeer en industrie) en  $\text{NH}_3$  (landbouw) is verschillend verdeeld over regio's. Gemiddeld voor Nederland is de depositie van  $\text{NH}_3$  is op dit moment ongeveer 2 maal groter dan die van  $\text{NO}_x$ , maar er zijn grote regionale verschillen in samenstelling van de stikstof-depositie. De verhouding  $\text{NH}_3$ :  $\text{NO}_x$  is 1,4 in Zeeland en 3,6 in oostelijk Noord Brabant. Op lokaal niveau worden deze verschillen nog groter. Als er verschillen zijn in de ecologische baten van reducties van  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_3$  werkt dat uiteraard ook door in de ruimtelijke verdeling van die baten en de optimale strategie voor bestrijding van emissies.

Stikstof komt de plant binnen voor het grootste deel via bodem en wortels. Hoewel opname door het blad relatief klein is, is de invloed toch ecologisch relevant. Veel plantensoorten van climaxvegetaties (dus soorten die belangrijk zijn voor de biodiversiteit) hebben slechts een zeer beperkt vermogen om de door het blad vanuit de atmosfeer opgenomen stikstof te assimileren, waardoor toxische reacties optreden. In zijn algemeenheid kan gesteld worden dat zowel  $\text{NO}_2$  als  $\text{NH}_3$  de groei van planten stimuleren bij lage concentraties en remmen bij hoge. Het blootstellingsniveau waarbij stimulering overgaat in remming is veel lager voor  $\text{NO}_2$  dan voor  $\text{NH}_3$ . Dit omslagpunt wordt niet zo zeer door de stikstof-behoefte van de plant, maar meer door de detoxificatiecapaciteit bepaald. De respons op  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  en  $\text{NH}_3$  hangt ook af van N toevoer via de wortels (Sistrava & Ormrod, 1986). Voor  $\text{NO}$  geldt waarschijnlijk dat groeistimulering niet voorkomt (Figuur 1). Uit recente literatuur blijkt dat per eenheid van opgenomen stikstof  $\text{NO}$  4 tot 20 maal toxischer is dan  $\text{NO}_2$  (Nussbaum *et al.*, 1999).



Figuur III -1. Indicatie van de relatie tussen de door de plant opgenomen hoeveelheid stikstof in de vorm van  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  of  $\text{NH}_3$  en de biomassa-productie.

Dat de gevoeligheid van plantensoorten voor stikstof-houdende gassen niet gerelateerd blijkt te zijn aan de Ellenberg-N waarde, is niet verwonderlijk, maar maakt de generalisatie wel lastig. Informatie over causaliteiten<sup>8</sup> is op dit moment in onvoldoende mate aanwezig in het bestaande modelinstrumentarium (Natuurplanner) in te bouwen.

Het lot van atmosferische  $\text{NH}_x$ - en  $\text{NO}_y$ -depositie in de bodem is compleet verschillend. Ammonium wordt vrijwel onmiddellijk opgenomen in de microbiële of planten biomassa, of geadsorbeerd aan organische stof. Nitraat passeert de wortelzone veel gemakkelijker, zeker in de Nederlandse bossen die allemaal gedeeltelijk of volledig stikstof-verzadigd zijn en heeft daardoor voor de vegetatie minder nadelige effecten (wel natuurlijk voor het grondwater). De resultaten van een recent uitgevoerd bosbestedingsexperiment illustreert dat duidelijk: 47% van de toegevoegde ammonium in de organische laag werd vastgehouden, terwijl 50% van de toegevoegde nitraat via de drainage verdween. Wel bleek van zowel de toegevoegde  $\text{NH}_4\text{-N}$  als  $\text{NO}_3\text{-N}$  ongeveer 1/3 in de vegetatie terecht te komen (Tietema *et al.*, 1998).

Veel plantensoorten zijn gevoeliger voor  $\text{NH}_4\text{-N}$  dan voor  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Dit heeft te maken met directe  $\text{NH}_4$ -toxiciteit, met interne verzuring en met door  $\text{NH}_4$  opname geïnduceerde deficiëntie aan basische kationen. Maar zolang de bodem voldoende nitrificatie toestaat (dus niet te zuur is) maakt de N-vorm voor de planten niet zoveel uit omdat er dan voldoende nitraat beschikbaar is. Weliswaar treedt ook in zure gronden nitrificatie op, maar deze verloopt zo traag dat in het bodemvocht de ammonium-concentratie vaak veel hoger is dan de nitraatconcentratie. Alleen bij sterke dominantie van  $\text{NH}_x$  in de depositie (op basis van expert judgement:  $>2/3$ ) is op bodems met pH lager dan 4 sprake van verhoogd risico. Dit komt in Nederland nog vrij veel voor, maar er is wel sprake van een afname doordat in de gebieden met de hoogste  $\text{NH}_x$  depositie het beleid om ammoniakdepositie emissies terug te dringen succesvoller is dan het terugdringen van  $\text{NO}_y$  deposities. Ook bij een recent uitgevoerd bemestingsexperiment (Van der Eerden *et al.*, 2000) bleek de fotosynthetische capaciteit van Douglas met 40% geremd en trad er sterke naaldval op indien stikstof gegeven werkt in de vorm van  $\text{NH}_4$ , maar niet indien dezelfde hoeveelheid gegeven werd in de vorm van  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  of  $\text{NO}_3$ .

Vanwege de verschillen in gedrag in de bodem en in ecofysiologische effecten van  $\text{NO}_y$  en  $\text{NH}_x$  is het gewenst per vegetatietype of ecosysteem verschillende kritische depositiewaarden te hebben voor  $\text{NH}_x$  en  $\text{NO}_y$ , maar op dit moment is een dergelijke differentiatie nog niet mogelijk. Wel kan al gesteld worden dat naaldbomen, soortenrijke heide en oevervegetatie van zoetwatermeren gevoeliger zijn voor  $\text{NH}_x$  dan voor  $\text{NO}_y$ . Het verschillend gedrag van  $\text{NH}_4$  en  $\text{NO}_3$  in de bodem heeft waarschijnlijk grote invloed indien er (tijdafhankelijke) kritische belastingen voor  $\text{NH}_x$  en  $\text{NO}_y$  zouden worden geformuleerd.

Bij een effectgerichte wegging van  $\text{NO}_y$  en  $\text{NH}_x$  dient overigens ook mee in beschouwing genomen te worden dat  $\text{NO}_x$  een precursor is van  $\text{O}_3$ , en dat de huidige concentraties van  $\text{O}_3$  een serieus risico vormen voor zowel natuur als de menselijke gezondheid.  $\text{NH}_3$  daarentegen levert een grote bijdrage aan aerosol (fijn stof vorming) en indirect aan de  $\text{N}_2\text{O}$  emissie.

<sup>8</sup> Waarschijnlijk bestaan er causale relaties tussen de gevoeligheid van plantensoorten voor  $\text{NO}_2$  of  $\text{NH}_3$  enerzijds, en (i) opname (bepaald door het bladcompensatiepunt en stomataire geleiding), (ii) de detoxificatiecapaciteit en (iii) capaciteit om interne verzuring te compenseren. Het is niet realistisch te streven naar inbouw van deze informatie in MOVE. Wellicht zijn er betere kansen om op vegetatieniveau tot inbouw te komen. Dan zou aangesloten kunnen worden bij SMART-SUMO.

## Bijlage IV.

# AOT40 als maat voor de blootstelling van planten aan ozon

Bij de formulering van kritische concentratieniveaus voor ozon wordt in internationaal verband de AOT40 gebruikt als maat voor de blootstelling (Kärenlampi & Skärby, 1996). AOT40 staat voor 'Accumulated exposure Over a Threshold of 40 parts per billion (ppb)' voor uren met een globale straling groter dan  $50 \text{ W.m}^{-2}$  en wordt uitgedrukt in ppb.uur. De procedure voor de berekening is als volgt: onder voorwaarde van voldoende lichtintensiteit wordt van elke gemeten uurwaarde eerst 40 ppb afgetrokken en vervolgens worden de positieve verschillen bij elkaar opgeteld.

Voor landbouwgewassen zijn drie critical levels geformuleerd:

- 3000 ppb.uur ( $6000 \mu\text{g m}^{-3}$  uur) berekend voor de uren dat de lichtintensiteit groter is dan  $50 \text{ W.m}^{-2}$  en over de periode van mei tot en met juli.
- 500 ppb.uur ( $1000 \mu\text{g m}^{-3}$  uur) geaccumuleerd over 5 achtereenvolgende dagen indien het dampdrukdeficit groter is dan 1,5 kPa
- 200 ppb.uur ( $400 \mu\text{g m}^{-3}$  uur) geaccumuleerd over 5 achtereenvolgende dagen indien het dampdrukdeficit kleiner is dan 1,5 kPa

Deze grenswaarden worden in Nederland frequent op nationale schaal overschreden. Er wordt dan ook structureel gewasschade geleden (Van der Eerden *et al.*, 1998b) en het vermoeden bestaat dat genoemde critical levels te mild zijn om gevoelige gewassen volledig te beschermen (Van der Eerden *et al.*, 1999).

Het effect van ozon op natuurlijke vegetaties is er veel minder onderzocht. De informatie over de reactie van planten uit (semi)natuurlijke vegetaties op blootstelling aan ozon is zeer beperkt en betreft een gering aantal soorten uit met name Noord en Centraal Europa. Er zijn geen gegevens beschikbaar over effecten van blootstellingen die langer dan één seizoen hebben geduurd. De beschikbare informatie doet vermoeden dat planten uit natuurlijke vegetaties beginnen te reageren indien de ozonniveaus (AOT40) hoger zijn dan 3000 ppb.uur berekend over een periode van drie maanden. Ter voorkoming van effecten van ozon op (semi)-natuurlijke vegetaties wordt daarom een kritisch niveau verondersteld van AOT40 = 3000 ppb.u over de periode van mei tot en met juli (dus vooralsnog gelijk aan dat voor gewassen). De bestaande kennis is echter onvoldoende om de consequenties van overschrijding van het kritische niveau vast te stellen.

Er is een grote variatie in gevoeligheid voor  $\text{O}_3$  tussen boomsoorten; de groeiremming blijkt bij de huidige  $\text{O}_3$  concentratie in de orde van grootte van 5-10% te bedragen (Van der Eerden *et al.*, 1998a). Voor bomen is het kritisch niveau gedefinieerd als een AOT40 waarde van 10000 ppb.u berekend over de periode van april tot en met september.

Hoewel de AOT40 in toenemende mate wordt gebruikt om de blootstelling van ozon aan planten uit te drukken is het de vraag of de grenswaarde van 40 ppb juist gekozen is en of de blootstellingsduur er op de juiste manier in verwerkt is. Maar de AOT40 blijkt over het algemeen relevante blootstelling/responsrelaties op te leveren (Van der Eerden *et al.*, 1999) en betere, algemeen geaccepteerde alternatieven zijn er niet. Daarbij komt dat de verschillende blootstellingsindices zeer sterk aan elkaar gecorreleerd zijn (Tabel IV-1). Het maakt dus nauwelijks uit in welke index de  $\text{O}_3$  concentratie wordt uitgedrukt. Het effect van ozon wordt niet alleen door de concentratie bepaald, maar ook door omgevingsfactoren zoals licht, temperatuur, luchtvochtigheid, beschikbaarheid van water en nutriënten, en de aanwezigheid van andere luchtverontreinigingscomponenten. Momenteel wordt op diverse

plaatsen in Europa aandacht aan de invloed van deze omgevingsfactoren besteed. Ondermeer wordt door Plant Research International getracht deze effecten te beschrijven in een breed toepasbaar model (Schapendonk, persoonlijke mededeling), maar op dit moment is dat model nog niet voldoende operationeel en voldoende gevalideerd.

Tabel IV-1. *Correlaties tussen verschillende blootstellings-indices gedurende de groeiseizoenen (1994-1996) van twee toetsgewassen (boon en klaver) op vier plaatsen in Nederland (Van der Eerden et al., 1999).*

	Ozon blootstellingindices		
	7 uurs dag-gemiddelde	AOT30	AOT40
<b>Boon</b>			
AOT30	0.72		
AOT40	0.80	0.99	
AOT60	0.79	0.96	0.99
<b>Klaver</b>			
AOT30	0.96		
AOT40	0.94	0.99	
AOT60	0.92	0.97	0.99