

Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

www.mep.tno.nl

T 055 549 34 93

F 055 549 32 01

info@mep.tno.nl

TNO-rapport

R 2001/580

**Literatuurstudie naar de invloed van
kroonstructuur en bosranden op de
atmosferische depositie in bossen**

Datum	december 2001
Auteurs	A. Bleeker G.P.J. Draaijers
Projectnummer	32673
Trefwoorden	atmosferische depositie bosranden dunningen
Bestemd voor	Expertisecentrum LNV

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor onderzoekopdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst. Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 2001 TNO

Inhoudsopgave

1.	Inleiding	3
2.	Bosranden en hun relatie met atmosferische depositie	5
2.1	Atmosferische depositie processen	5
2.2	Effecten van bosranden op de atmosferische depositie	8
2.2.1	Invloed opbouw van de bosrand	13
2.2.2	Effectiviteit aanleg/aanpassing bosranden	16
3.	Effecten van kroonstructuur op de atmosferische depositie	19
4.	Synthese en conclusies	25
4.1	Synthese	25
4.1.1	Bosranden	25
4.1.2	Dunningen	28
4.2	Conclusies	30
5.	Literatuur	32
6.	Verantwoording	35

1. Inleiding

Het is bekend dat bosrandeffect en de kroonstructuur van invloed zijn op de mate van atmosferische depositie in het bos. Door specifieke aanleg van bosranden of aanpassing van bestaande bosranden zou het achterliggende bos beschermd kunnen worden tegen de effecten van atmosferische depositie van verzurende en eutrofiërende stoffen. Ook zou door specifieke aanpassing van methoden en regime van dunning de atmosferische depositie op het bos beïnvloed kunnen worden.

De mogelijkheid tot gebruik van deze maatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN) is voor het Expertisecentrum LNV (EC-LNV) aanleiding geweest om de mogelijkheden te laten onderzoeken. In het kader van het OBN wordt getracht om met effectgerichte maatregelen te voorkomen dat de natuurkwaliteit door verzuring, vermessing of verdroging onherstelbaar terugloopt.

De afgelopen 20 jaar zijn in zowel binnen- als buitenland verschillende studies verricht naar de effecten van bosranden en de effecten van kroonstructuur op atmosferische depositie. Een overzicht van deze onderzoeken tot aan 1993 is weergegeven in Draaijers (1993). Het EC-LNV wil graag een literatuuronderzoek uitgevoerd zien waarbij de resultaten van het onderzoek van de afgelopen 8 jaar zijn samengevat en heeft TNO daartoe opdracht gegeven.

In Hoofdstuk 2 is het effect van bosranden op de atmosferische depositie beschreven. Hier is getracht algemene regels te definiëren over de aanleg van bosranden of aanpassing van bestaande bosranden ten einde het achterliggende bos zoveel mogelijk te beschermen tegen de invang van atmosferische depositie. Daarbij is specifiek ingegaan op de gewenste breedte van de bosrand, de gewenste structuur/opbouw van de bosrand, de effecten van de expositie van de bosrand, de effectiviteit van de aanleg/aanpassing van bosranden i.v.m. het versnipperde bosareaal in Nederland en hiermee gerelateerd de minimale omvang van bospercelen wil de aanleg/aanpassing van bosranden nog effectief zijn. Ook is ingegaan op mogelijke verschuiving in ruimtelijke patronen van atmosferische depositie door de aanleg/aanpassing van bosranden.

Vervolgens is in Hoofdstuk 3 getracht algemene regels te definiëren met betrekking tot de te verwachten effecten van hoog- en laagdunning op de atmosferische depositie. Specifiek is nagegaan wanneer een ingreep in het kronendak kritisch is ten aanzien van de invang van extra verontreinigende stoffen.

In het laatste hoofdstuk volgt een synthese van de in Hoofdstukken 2 en 3 beschreven onderwerpen en worden enkele conclusies getrokken. Het literatuuronderzoek richt zich op verzurende en/of eutrofiërende stoffen (SO_x , NO_x , en NH_x), nutriënten (Mg, Ca en K) en zee-zoutcomponenten (m.n. Na en Cl). Er wordt voor ieder van deze stoffen zo concreet mogelijk antwoord gegeven op bovengestelde onder-

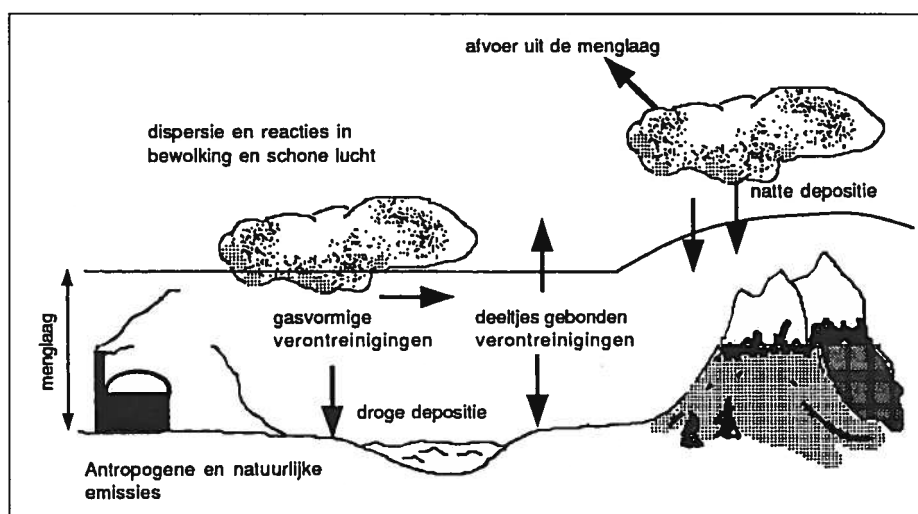
zoeksvragen. Het ecologische belang van bosranden, alsmede de ecologische effecten van atmosferische depositie (bijv. gevolgen voor vegetatie, bodem- en grondwater), is niet bij het onderzoek betrokken.

2. Bosranden en hun relatie met atmosferische depositie

In dit hoofdstuk wordt het effect beschreven welke bosranden kunnen hebben op de atmosferische depositie. Alvorens echter hierop nader in te gaan, wordt in Paragraaf 2.1 in het kort een beschrijving gegeven van de verschillende processen die een rol spelen bij de verspreiding en depositie van luchtverontreinigende stoffen in en vanuit de atmosfeer. In Paragraaf 2.2 wordt vervolgens ingegaan op de effecten die bosranden kunnen hebben op de atmosferische depositie

2.1 Atmosferische depositie processen

Emissie van een stof in de atmosfeer vindt doorgaans plaats in de zogenaamde menglaag. Met deze menglaag wordt de onderste laag van de atmosfeer bedoeld, die min of meer geïsoleerd is van de rest van de atmosfeer. De dikte ligt overdag in de grootte orde van 1 km en 's nachts 50 tot enkele honderden meters. In deze laag vindt een dusdanige verspreiding en vermenging van stoffen plaats, dat specifieke bronnen van verontreiniging al op korte afstand niet meer te herkennen zijn. Het verspreidingsproces doet zich zowel op lokale schaal als op zeer grote schaal voor en hangt samen met de snelheid waarmee een stof wordt gedeponeed of omgezet. Sommige stoffen, zoals stoffen opgenomen in grote aerosol deeltjes, verspreiden zich nauwelijks en komen bijvoorbeeld direct na emissie op de bodem terecht. Met name de nutriënten (Mg, Ca en K) en zeezout gerelateerde stoffen (Na en Cl) komen voor in aerosolvorm (grotere aerosolen) en zijn, vanwege het feit dat ze als grotere deeltjes voorkomen, gevoelig voor bosrand- en andere bosstructureffecten. De verzurende componenten (SO_x , NO_y en NH_x) komen zowel in gas- als aerosolvorm (kleinere aerosolen) voor en zijn daarom minder gevoelig voor dergelijke effecten. Deze stoffen kunnen derhalve ook over grote afstanden verspreid worden. In Figuur 2.1 zijn de belangrijkste processen in beeld gebracht.



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van de belangrijkste emissie-depositie routes.

Eén van de processen die een rol speelt in het verspreidingsgedrag is chemische omzetting. Omzetting leidt op het eerste gezicht tot het verdwijnen van luchtverontreiniging; door omzetting kunnen echter ook componenten gevormd worden die meer milieubelastend zijn. Dit is bijvoorbeeld het geval bij stikstofoxiden. Stikstofoxiden worden voor 95% als stikstofmonoxide (NO) geëmitteerd. Deze component is vrij inert, wordt niet snel op de bodem afgezet en vormt daardoor nauwelijks enige belasting. Door interactie met bijvoorbeeld ozon wordt NO omgezet in stikstofdioxide (NO₂). Stikstofdioxide kan vervolgens weer worden omgevormd tot salpeterzuur (HNO₃). HNO₃ wordt zeer sterk opgenomen door vegetatie en kan bij hoge belasting een belangrijke bron zijn van bodemverzuring. In aërosolvorm kan het bovendien over grote afstanden worden getransporteerd.

Als depositieprocessen zijn droge depositie en natte depositie te onderscheiden. Droge depositie speelt over het algemeen vooral op kleinere schaal en natte depositie is van belang op grotere schaal. Indien een stof nauwelijks wordt omgezet en nauwelijks wordt gedeponneerd, vindt transport over grote afstanden plaats. Voor dergelijke stoffen zal de atmosferische verontreiniging op zijn minst op Europese schaal beschouwd moeten worden. Dit is bijvoorbeeld het geval bij polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK).

Droge depositie

Droge depositie is het proces waarbij stoffen door turbulentie vanuit de lucht in de nabijheid van het aardoppervlak worden gebracht en worden opgenomen. Op het land zijn de oppervlakte-eigenschappen van vegetatie meestal bepalend voor de opname van stoffen uit de atmosfeer. Nadat een stof door turbulentie in de nabijheid van bijvoorbeeld een dennetakje is gekomen, moet de stof eerst een zogenaamde pseudo-laminaire laag passeren. Dit is een dunne laag stilstaande lucht op vaste oppervlakken die gassen door moleculaire diffusie kunnen passeren. Daarna kan de stof door het bladoppervlak (de cuticula) of via de huidmondjes (de stomata) op vergelijkbare wijze als waterdamp of koolstofdioxide opgenomen worden.

De totale droge depositie van een stof wordt bepaald door de concentratie in de lucht en de zogenaamde droge depositiesnelheid. De droge depositiesnelheid (V_d) is gelijk aan de reciproke van de totale weerstand tegen droge depositie. De totale weerstand is opgebouwd uit een aantal deelweerstand die ontstaan bij het transport in de richting van atmosfeer naar vegetatie-oppervlak. Een van deze deelweerstand is de zogenaamde aërodynamische weerstand (r_a), welke afneemt met een toenemende ruwheid van het oppervlak van de receptor. Hierdoor zal een bos veel meer stoffen kunnen invangen dan een grasland. Daarnaast zijn weersomstandigheden zoals stabiliteit en de windsnelheid van invloed. Bij een instabiele atmosfeer, die meestal overdag voorkomt, is de turbulente menging groot, waardoor ook de droge depositiesnelheid relatief hoog zal zijn. 's Nachts is de atmosfeer vaak stabiel waardoor de depositie geremd wordt.

Er zijn nog twee andere weerstanden van belang voor de totale weerstand, te weten de zogenaamde grenslaagweerstand (r_b) en de oppervlakteweerstand (r_c). Van deze weerstanden wordt alleen r_c hier nog wat verder besproken. De oppervlakteweerstand wordt bepaald door de affiniteit van het vegetatie-oppervlak voor de verschillende stoffen. Voor stoffen die door de plant als meststof worden gebruikt (zoals ammoniak), kan de affiniteit erg hoog zijn en de oppervlakteweerstand navenant laag. De affiniteit voor bijvoorbeeld stikstofmonoxide is juist laag, zodat deze stof nauwelijks opgenomen wordt. Stomata spelen een centrale rol in veel van de oppervlaktespecifieke interacties. Zo zal bijvoorbeeld de depositiesnelheid van zwaveldioxide in de zomermaanden gedurende een groot deel van de dag hoog zijn. Dit komt doordat de stomata in deze periode lang open blijven. In september gaan de stomata door de korter wordende dagen sneller dicht; hierdoor komt de depositie later op gang en neemt deze eerder af dan in de zomer. In de wintermaanden is door de lagere temperatuur en lichtintensiteit de opname aanzienlijk lager. Dan blijft alleen nog de niet-stomataire opname op het bladoppervlak over. De depositiesnelheid van stoffen die zeer efficiënt worden opgenomen door de vegetatie hangt dan alleen nog af van de aërodynamische weerstand (r_a).

Natte depositie

Bij natte depositie kunnen twee processen worden onderscheiden:

- Uitwassen. Deeltjes of gassen in de atmosfeer worden met regenval meegenomen en komen als zodanig op de aarde terecht.
- Uitregenen. Deeltjes kunnen wolkenkernen vormen of in wolkendruppels opgenomen worden en na verloop van tijd uitregenen.

Er is vrij veel kennis over de werkingsmechanismen en de onderlinge verschillen van deze processen. Toch is het zeer moeilijk om te kwantificeren welk aandeel 'uitwassen' heeft en welk aandeel 'uitregenen' heeft in de totale natte depositieflux. Het verschil is niettemin van belang omdat het uitregenen zich meer op grote schaal afspeelt, terwijl het uitwassen typisch een vrij lokaal proces is.

Het verloop van deze processen wordt door een aantal aspecten beïnvloed:

- De verschijningsvorm van stoffen. Wanneer een gasvormige stof omgevormd is tot een aërosol, dan gedraagt het zich anders dan wanneer het zich in de gasfase bevindt. De specifieke chemische eigenschappen van de stof zijn van ondergeschikt belang vergeleken met de fysische eigenschappen van het aërosol.
- Voor gassen bepaalt de oplosbaarheid mede in welke mate een stof als wolkenkern kan optreden of in regendruppels wordt opgenomen. De natte depositieflux van stoffen met een hoge wateroplosbaarheid is in het algemeen dan ook aanzienlijk. Zwaveldioxide is een stof die goed wordt opgenomen door waterdruppels wanneer deze niet al te sterk zuur zijn. De opname van zwaveldioxide in waterdruppels is een zichzelf remmend proces doordat opname gepaard gaat met pH-verlaging in de waterdruppel. Wanneer in de waterdruppel neutralisatie van zwaveldioxide door bijvoorbeeld ammoniak plaatsvindt, kan

het verschuiven van het chemische evenwicht een continue opname mogelijk maken.

- De regenintensiteit. Hierbij zijn met name in bergachtige gebieden orografische effecten van belang. Dit houdt verband met het verschijnsel dat de regenintensiteit afhankelijk is van het reliëf van de ondergrond. In Nederland is dit effect relatief onbelangrijk. Wel is de regenintensiteit aan de westkust iets hoger dan gemiddeld als gevolg van de overgang van land naar zee.

2.2 Effecten van bosranden op de atmosferische depositie

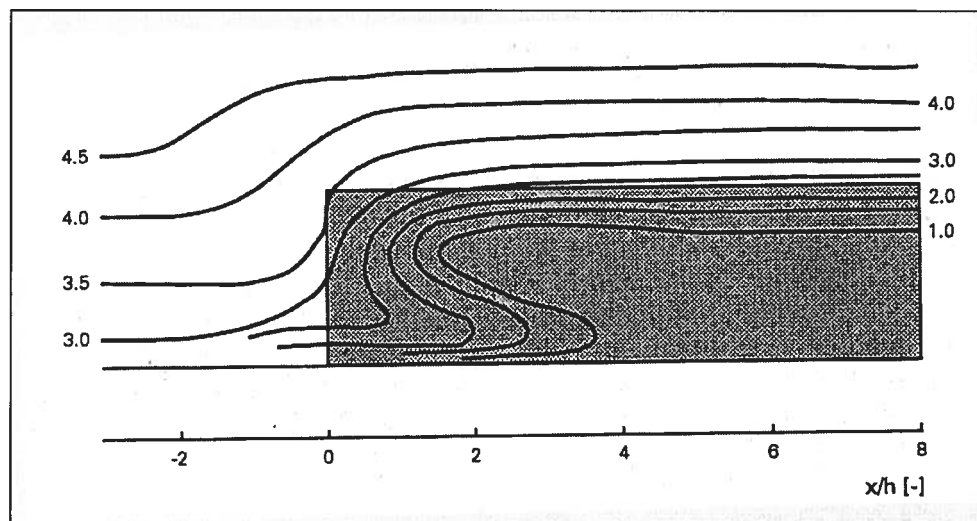
Alvorens verder in te gaan op de effecten die bosranden hebben op de atmosferische depositie, wordt een definitie van een bosrand gegeven vanuit een atmosferisch perspectief. In Paragraaf 2.2.1 wordt de invloed die de opbouw van de bosrand heeft op atmosferische depositie besproken en in Paragraaf 2.2.2 de effectiviteit van het aanleggen en/of aanpassen van bosranden in relatie tot de atmosferische depositie.

Een bosrand kan gedefinieerd worden als dat deel van een bos dat grenst aan een niet-bebost gebied of een bos met een lagere beplanting (Draaijers, 1993). Wanneer lucht in de onderste laag van de atmosfeer stroomt van bijvoorbeeld landbouwgrond naar (en over) een bosrand, zal het karakter van de lucht in deze laag zich aanpassen aan het nieuwe oppervlak. Op lokale schaal kunnen bosranden dan een soort microklimaat vormen, welke zowel voor een verhoogde blootstelling aan of bescherming tegen atmosferische depositie kan zorgen (Kruijt, 1994).

Dit zogenaamde bosrand-effect wordt veroorzaakt door een tweetal processen (Klaassen & Claussen, 1995): lokale advection en instroom. Lokale advection heeft rechtstreeks te maken met de wijzigende ruwheid van het landschap, waardoor de heersende turbulentiepatronen wijzigen. Ten gevolge van bosranden kan de turbulentie dan sterker of zwakker zijn in vergelijking met die in het midden van een bosopstand, afhankelijk van de ligging van de bosrand ten opzichte van de heersende windrichting. Dit verschil in turbulentie zal vervolgens de atmosferische depositie van verschillende componenten beïnvloeden.

Rechtstreekse instroom van verontreinigingen in de bosrand zal ook een effect hebben op het invangen van atmosferische depositie. Bij de instroom van verontreinigingen in de bosrand zal de luchtstroom via de stamzone de weg van de minste weerstand proberen te volgen, in plaats van via het kronendak. Hierdoor zal een hogere windsnelheid ontstaan in deze stamzone, welke na enige afstand af neemt en uiteindelijk verdwijnt.

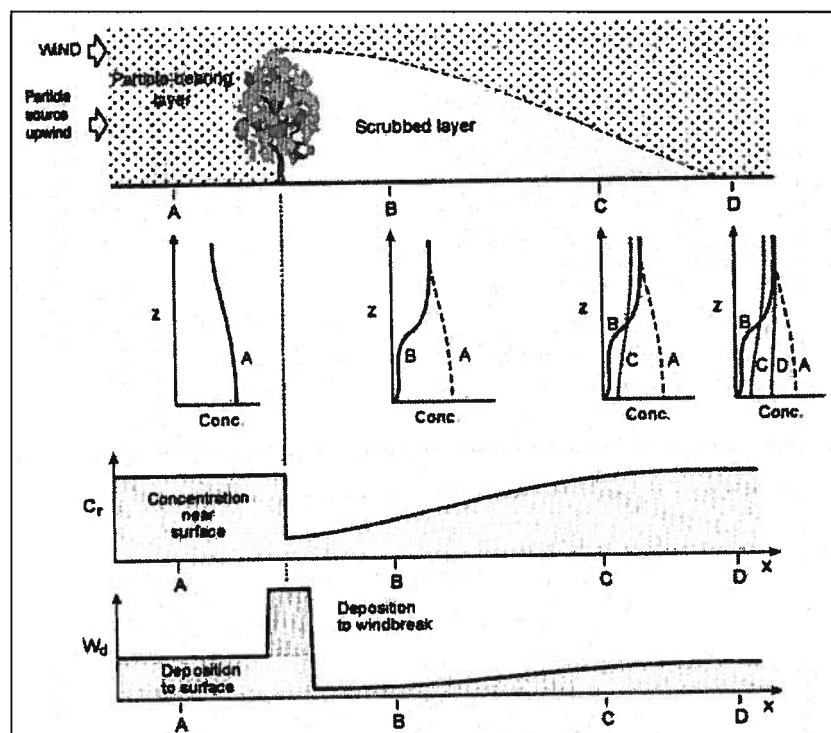
Figuur 2.2 laat de veranderende stromingen ten gevolge van de twee bovengenoemde processen in een bosrand zien.



Figuur 2.2 Windsnelheid isolijnen ($m.s^{-1}$) voor een luchtstroom welke een bosrand (naaldbos; hoogte 10,5 m) binnengaat. x/h = afstand tot de rand / bosrand hoogte.

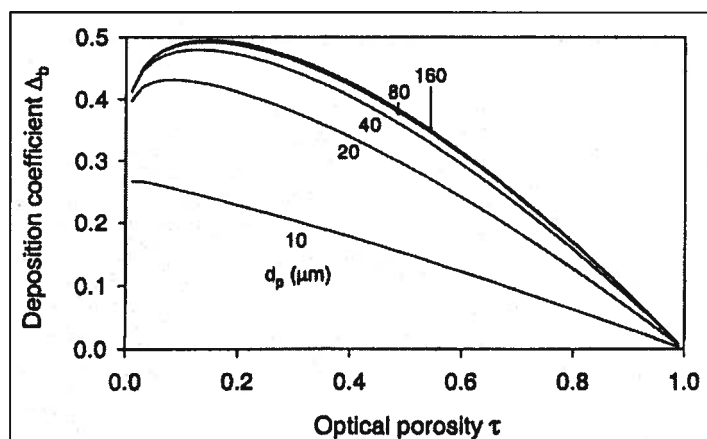
Ten gevolge van de instroom kan atmosferische depositie ook rechtstreeks ingevangen worden in de ondergroei van de bosrand.

De mate van compactheid van de vegetatie zal in hoge mate de efficiëntie bepalen waarmee luchtverontreinigende stoffen kunnen worden ingevangen. Echter, niet alleen de compactheid is van belang voor de uiteindelijke invang efficiëntie, maar ook de grootte van de beschouwde deeltjes. Raupach et al. (2001) hebben onderzoek verricht naar het afvangen van deeltjes door windsingels, welke qua optredende processen gelijk gesteld kunnen worden aan bosranden. Figuur 2.3 geeft een beeld van het concentratieverloop van deeltjes in de lucht bij het passeren van een windsingel. In deze figuur is op een viertal punten (A, B, C en D), op een traject evenwijdig aan de windrichting, aangegeven hoe de concentratie als functie van de hoogte (z) zal veranderen ten gevolge van de invloed van de windsingel. Daarnaast is in de onderste twee figuren respectievelijk het concentratie- en depositieverloop (resp. C_r en W_d) weergegeven als functie van de afstand (x) op dezelfde as evenwijdig aan de windrichting. Ook in deze figuren is te zien hoe situatie is met betrekking tot de concentratie en de depositieflux op de punten A, B, C en D.



Figuur 2.3 Lokale bescherming tegen depositie van deeltjes m.b.v. een windsingel.
Zie tekst voor nadere uitleg.

Uit het onderzoek van Raupach et al. volgt onder andere dat er een optimum bestaat voor het invangen van deeltjes als functie van de dichtheid van de vegetatie. Voor verschillende deeltjesgroottes is in Figuur 2.4 de relatie tussen de depositie (in de vorm van een 'deeltjes depositie coëfficiënt'; Δ_b) en de dichtheid van de vegetatie (in de vorm van 'optische porositeit'; τ). Op basis van hun onderzoek concluderen Raupach et al. (2001) dat de totale depositie van deeltjes t.g.v. de invang in vegetatie, bepaald wordt door een wisselwerking tussen de absorptie van deeltjes aan de vegetatie en doorstroming door de vegetatie. Dit betekent dat bij een bepaalde waarde voor de optische porositeit een maximale depositie optreedt, hetgeen in Figuur 2.4. te zien is. In meer extreme vorm (wat betreft de deeltjesgrootte) werd dit ook waargenomen door Cadenasso & Pickett (2001). Zij concluderen op basis van een door hen verricht experiment dat een bosrand kan functioneren als barrière voor zaden die door de wind verspreid worden. Volgens Cadenasso & Pickett wordt de doorlaatbaarheid van de bosrand bepaald door de structuur van de vegetatie in combinatie met de aard van de flux, hetgeen in grote lijnen overeenkomt met de bevindingen van Raupach et al.



Figuur 2.4 'Deeltjes depositie coëfficiënt' als functie van de optische porositeit voor verschillende deeltjesgroottes (d_p).

Resultaten van verschillende studies laten een duidelijke verhoging van de depositie zien in bosranden. Draaijers (1993) geeft een overzicht van verschillende studies waarin de depositie in bosranden onderzocht is. Tabel 2.1. uit Draaijers (1993) laat de resultaten van deze studies zien. In de tabel worden zogenaamde 'doorval verhogingsfactoren' voor verschillende componenten weergegeven die het verschil in doorval aangeven tussen een locatie dicht bij de bosrand en een locatie op grotere afstand van de bosrand. P-78, HG-87 en BG-89 hebben verhogingsfactoren gepresenteerd als ratio's voor de doorvalflux onder de eerste rij bomen en de flux op 50 m afstand van de bosrand. Voor D-88 zijn de factoren berekend als ratio van de flux op 10 m en 200 m van de bosrand (Draaijers, 1993).

Tabel 2.1 Doorval verhogingsfactoren voor verschillende componenten zoals bepaald in studies van Potts (1978), Hasselrot & Grennfelt (1987), Draaijers et al. (1988) en Beier & Gundersen (1989).

	SO ₄	NO ₃	NH ₄	H	Na	Cl	Mg	Ca	K	mm
P-78	nm	nm	nm	nm	3.0	nm	2.2	1.2	1.2	1.8
HG-87	1.5	2.9	2.7	1.3	3.1	2.8	3.9	2.0	1.6	-
D-88-a	1.8	1.5	1.5	1.3	3.4	2.8	2.3	1.8	1.5	-
D-88-b	1.3	1.3	1.2	1.8	1.6	1.6	1.5	-	0.6	-
BG-89	2.6	4.0	2.8	1.4	8.5	7.8	5.9	3.6	2.1	-

P-78 Potts (1978)

HG-87 Hasselrot & Grennfelt (1987)

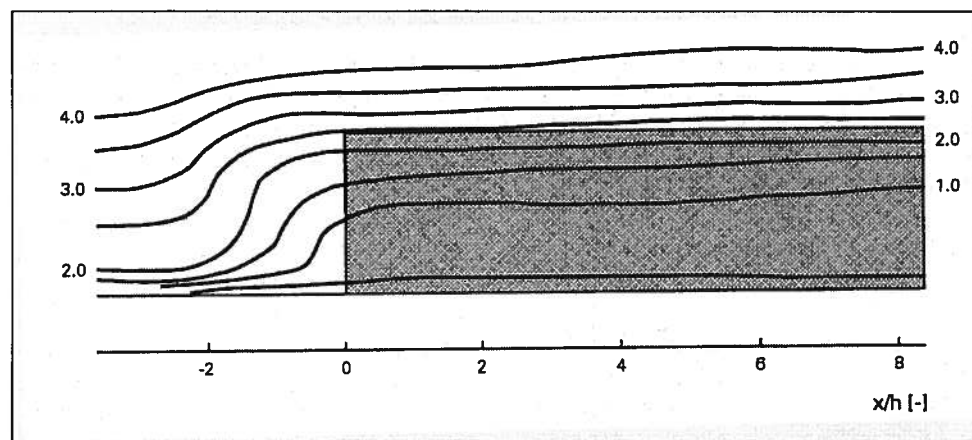
D-88 Draaijers et al. (1988)

BG-89 Beier & Gundersen (1989)

Tabel 2.1 laat duidelijk zien dat er in het algemeen sprake is van een verhoging van de depositie in de bosrand ten opzichte van locaties verder van de bosrand af gelegen. De verhoging bedraagt circa 1,3 – 3,0 en is sterk afhankelijk van de beschouwde component, waarbij met name de zeezout gerelateerde componenten (Na, Cl en Mg) de grootste verhogingen laten zien. Dit wordt voornamelijk veroor-

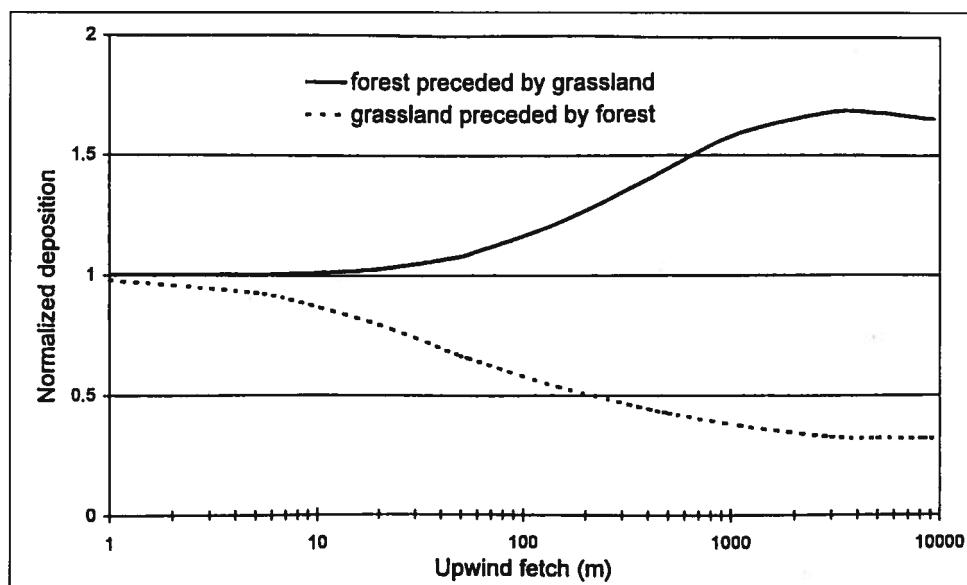
zaakt door het feit dat deze componenten bestaan uit grotere aerosolen, welke gevoeliger zijn voor bosrand-effecten dan de kleinere deeltjes zoals SO_4 , NO_3 en NH_4 . De mate van verhoging hangt verder af van o.a. boomsoort, bosstructuur en hoogte van de bosrand. In Paragraaf 2.1 en 2.2 wordt hierop nader ingegaan. Deze verhoging van met name de zeezout componenten ten gevolge van het bosrand-effect werd ook waargenomen door Kinniburgh & Trafford (1992), maar dan echter in monsters genomen van bodemvocht onder het bos.

De aanwezigheid van een bosrand heeft, naast de verhoging van de depositie aan de voorzijde van het bos, ook een depositieverlagend effect aan de lijzijde van een bos(rand). De Jong & Klaassen (1997) hebben onderzocht hoe de depositie op grasland zal zijn wanneer deze vooraf gegaan wordt door bos. Hierbij is gebleken dat de depositie aan de lijzijde van het bos lager zal zijn. Als voorbeeld wordt hier genoemd dat de depositie op een strook grasland van 500 m. ongeveer 43% lager zal zijn, wanneer deze is omgeven door 100 m. bos. De verlaging van de depositie in de luwte van het bos wordt verklaart door twee processen (De Jong & Klaassen, 1997): 1. het absorberen van "momentum" door het bos en 2. lagere concentraties van verontreinigingen door hogere deposities op bossen. Figuur 2.5 laat het patroon van windsnelheden zien bij het verlaten van een bosrand.



Figuur 2.5 Windsnelheid isolijnen (m.s^{-1}) voor een luchtstroom welke een bosrand (naaldbos; hoogte 10,5 m) verlaat. x/h = afstand tot de rand / bosrand hoogte.

Volgens De Jong & Klaassen zou de bescherming van natuurgebieden met lage vegetatie voordeel kunnen hebben van omliggende bossen door een combinatie van de twee bovengenoemde situaties: 1. bos wordt voorafgegaan door grasland (verhoging van de depositie in de bosrand) en 2. grasland wordt voorafgegaan door bos (verlaging van de depositie aan de lijzijde van de bosrand). Figuur 2.6 laat het verloop van de depositie voor deze twee situatie zien (De Jong & Klaassen, 1997).



Figuur 2.6 Genormaliseerde depositie als functie van de afstand t.o.v. de bosrand voor een tweetal situaties: 1. bos voorafgegaan door grasland en 2. grasland voorafgegaan door bos (De Jong & Klaassen, 1997).

2.2.1 Invloed opbouw van de bosrand

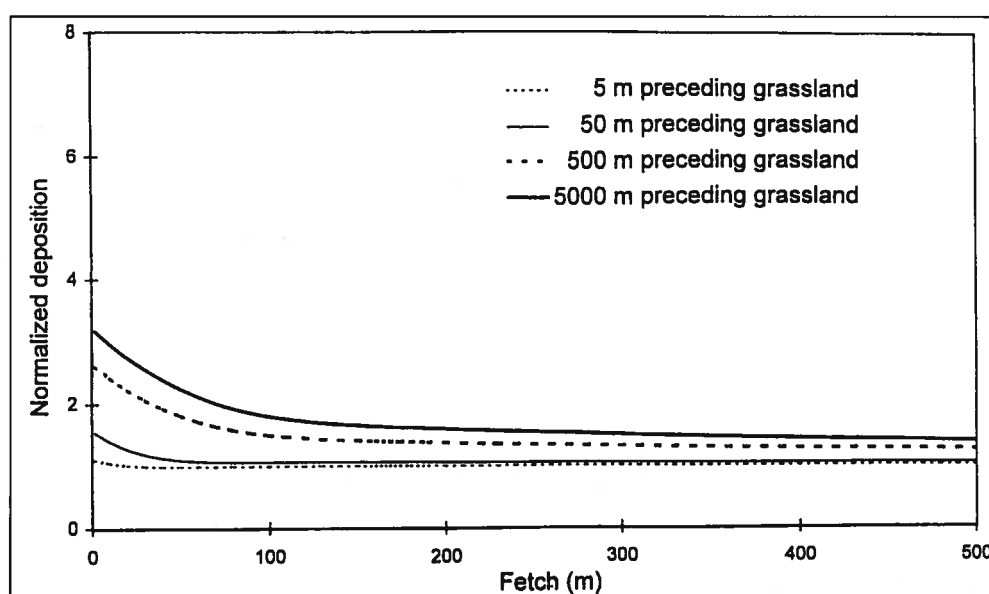
De opbouw van de bosrand is in hoge mate van invloed op de manier waarop atmosferische depositie ingevangen zal worden. Hierbij kan onder andere gedacht worden aan de breedte van de bosrand, maar ook aan de structuur en opbouw.

2.2.1.1 Breedte van de bosrand

Er zijn verschillende studies verricht naar de afstand vanaf de bosrand waar de invloed van de bosrand nog merkbaar is.

Volgens Draaijers (1993) zal het effect van de bosrand binnen een afstand vanaf de bosrand van 5 maal de bosrand-hoogte ($= x/h$; afstand t.o.v. de bosrand/boomhoogte) verdwenen zijn. Kruijt (1994) geeft aan dat de invloed van de bosrand zich uitstrekt tot ca. 10 maal de bosrand-hoogte. Hij heeft de invloed van een ruwheidsovergang op met name de luchtstromen boven 22 m hoog gemengd loofbos bepaald (en dus niet op de atmosferische depositie). Volgens Kruijt zal de breedte van de bosrand afhangen van de ruwheid van het oppervlak voor de bosrand. Dit is in overeenstemming met onderzoek van De Jong & Klaassen (1997). Zij geven aan dat de efficiëntie van een bosrand om atmosferische in te vangen (hierna te noemen invangefficiëntie) in grote mate afhangt van de ruwheid van het terrein voor de bosrand en de grootte van dit terrein. Dit effect hebben zij met behulp van modelberekeningen nader onderzocht.

Wanneer een bosrand bijvoorbeeld grenst aan 5000 m grasland zal de depositie op een bos van 500 m met ongeveer 68% toenemen volgens De Jong & Klaassen (1997). Bij kleinere 'grasvelden' zal het effect kleiner zijn, hetgeen verklaard kan worden door de manier waarop een 'luchtstroom' zich aan het landschap aan kan passen. Bij een grasveld van 5000 m zal de luchtstroom zich al in hoge mate aangepast hebben aan de ruwheid van het gras, terwijl bij een grasveld van 500 m dit nog niet het geval is en de luchtstroom een turbulenter karakter zal hebben dan in het eerste geval. De overgang van gras naar bos zal in het laatste geval (500 m gras) minder groot zijn en derhalve zal ook het effect op de droge depositie kleiner zijn. Dit is ook weergegeven in Figuur 2.7.



Figuur 2.7 Verandering van de depositie door de invloed van een bosrand voorafgegaan door grasland van verschillende lengtes (De Jong & Klaassen, 1997).

Op basis van hun modelberekeningen concluderen De Jong & Klaassen dat om de droge depositie op bossen significant te reduceren, er een beboste strook van ten minste een aantal tientallen meters (dus $x/h \approx 1-2$) noodzakelijk is. De Jong & Klaassen hebben de berekeningen uitgevoerd voor een "model-bos" met een gemiddelde hoogte van 18 meter, van een niet nader gespecificeerde soort.

Götmark et al. (2000) stellen een bufferzone van minimaal 200 meter voor om de effecten van o.a. wind op het bosinterieur te minimaliseren. Dit is gebaseerd op eerder onderzoek van Olsen (1988), welke onderzoek heeft verricht naar het beschermen van naaldbossen in Noorwegen. Götmark et al. geven geen nadere specificatie van de beschouwde bossen, maar volgens hen bestaan de bossen uit het door hen onderzochte gebied met name uit *Picea abies* en *Pinus sylvestris*.

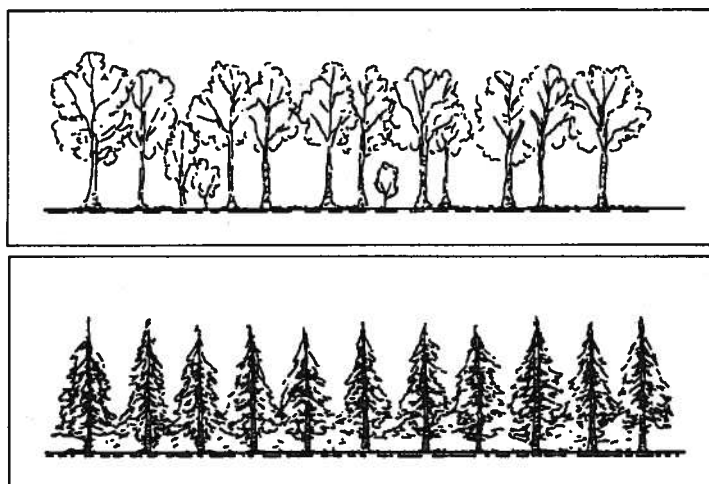
Neal et al. (1993, 1994) rapporteert voor Black Wood in Engeland een invloed van de bosrand in de eerste 20-50 meter vanaf de bosrand. Hierbij gaat het om een beukenbos, met een gemiddelde boomhoogte van 21 m ($x/h = 1,1 - 2,4$).

2.2.1.2 Boomsoort

Resultaten van een Zweedse studie laten het verschil in 'bosrand-effect' zien in relatie met de boomsoort (Balsberg Pålsson & Bergkvist, 1995). Uit deze studie blijkt de totale protonen belasting in de bosrand van een sparrenbos circa 7 maal hoger te zijn dan in het midden van dat sparrenbos. In dezelfde studie bleek er voor een beukenbos echter geen sprake te zijn van verhoging van de totale protonen belasting in de richting van de bosrand. Het ontbreken van een 'bosrand-effect' in het beukenbos zou volgens Balsberg Pålsson & Bergkvist (1995) het gevolg zijn van verschillen in bosstructuur en aërodynamische condities ten opzichte van een sparrenbos. Deze factoren bepalen namelijk in sterke mate de depositie op een bos, waarbij eveneens de aerosol-deeltjesgrootte verdeling en de concentratie een belangrijke rol speelt (Wiman & Lammefors, 1985; Wiman & Ågren, 1985). Volgens Balsberg Pålsson & Bergkvist hebben verschillende boomsoorten verschillende 'filter capaciteiten', waarbij sparren effectiever gassen en deeltjes kunnen invangen dan beuken. Bepalende factoren zijn o.a. totaal blad oppervlak (met name anders wanneer beuk kaal is gedurende de winter) en bladoppervlak karakteristieken, samen met de algehele structuur van een boom.

Het (bijna) ontbreken van een 'bosrand-effect' bij beukenbossen wordt ook bevestigd door depositieonderzoek in Engeland, waar na 20 meter ($x/h = 1,1$) vanaf de bosrand geen duidelijk effect meer waarneembaar was (Neal et al., 1993). Voor de zeezout componenten wordt een effect tot op 50 meter waargenomen ($x/h = 2,4$; Neal et al., 1994), hetgeen verklaard kan worden uit de grotere gevoeligheid van zeezout componenten voor bosrand-effecten (zie ook Tabel 2.1).

Zoals al eerder aangegeven zal de boomsoort (met als afgeleide: structuur en opbouw) van bosranden bepalend zijn voor de mate waarin deze in staat is om atmosferische depositie in te vangen. Op basis van onderzoek van Balsberg Pålsson & Bergkvist (1995) kan aangenomen worden dat loofbomen minder atmosferische depositie in zullen vangen dan naaldbossen, hetgeen in grote mate veroorzaakt wordt door de verschillende structuur van dergelijke bossen. Dit verschil in structuur tussen de boomsoorten resulteert in een andere ruwheid van het bos, waardoor vervolgens ook de deposities beïnvloed worden. In Figuur 2.8 wordt dit verschil in structuur tussen de verschillende boomsoorten getoond, waarbij duidelijk moge zijn dat naaldbomen een grotere ruwheid (en daarmee hogere depositie) dan loofbomen hebben.

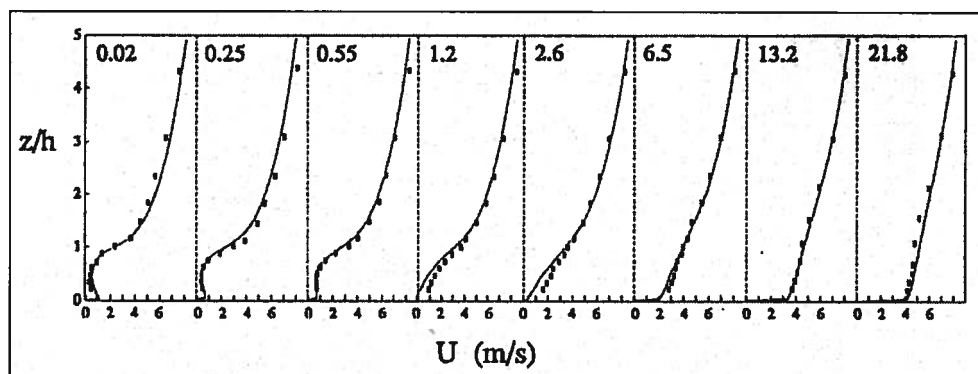


Figuur 2.8 Verschil in structuur (en daarmee ruwheid) tussen loofbomen (boven) enerzijds en naaldbomen (onder) anderzijds.

Ook belangrijk voor het verschil in 'invangefficiëntie' van de verschillende boomsoorten is het feit dat loofbomen in de herfst- en winterperiode een lagere efficiëntie zullen hebben met betrekking tot het invangen van atmosferische depositie ten gevolge van bladval. Naast een duidelijk 'ruwheids-effect', welke o.a. veroorzaakt wordt door het verschil in aanwezigheid van blad/naald, is ook de zogenaamde 'oppervlakteweerstand' of R_c van belang voor de mate waarin luchtverontreinigingen uiteindelijk zullen deponeren op respectievelijk naald- of loofbossen. Zoals reed is Paragraaf 2.1 aangegeven, is de oppervlakteweerstand is een maat voor het vermogen van planten weer om verschillende componenten te laten deponeren. De oppervlakteweerstand is afhankelijk van de beschouwde componenten en van het oppervlak waarop de depositie plaatsvindt en zal dus afhangen van de boomsoort.

2.2.2 Effectiviteit aanleg/aanpassing bosranden

In de vorige paragrafen is reeds aangegeven dat door de aanleg van bosranden rondom natuurgebieden (zowel bossen als lagere vegetatie), er een verandering van de atmosferische depositie zal ontstaan. In verschillende studies zijn deze veranderingen, zowel aan de voorkant van het natuurgebied als aan de lijzijde, beschreven in termen van wijzigende turbulentie en/of depositiepatronen (zie o.a. De Jong & Klaassen, 1997; Kruijt, 1994). Liu et al. (1996) hebben met name de verandering van luchtstromen aan de lijzijde van bossen bestudeerd. Zij laten zien dat de patronen aan de lijzijde van een bos sterke gradiënten vertonen, waarbij de invloed van het bos op de gemeten windsnelheid nog duidelijk merkbaar is tot op een afstand van circa 7 maal de gemiddelde boomhoogte van het bos (zie Figuur 2.9).



Figuur 2.9 Gemodelleerde (lijnen) en gemeten (punten) profielen van de gemiddelde windsnelheid (U) aan de lijzijde van een bosrand als functie van de verhouding tussen de actuele hoogte (z) en de hoogte van het bos (h). De getallen linksboven in elk van de deelfiguren zijn waarden voor x/h (afstand t.o.v. bosrand gedeeld door hoogte van het bos).

Deze wijzigende wind/turbulentie patronen hebben een duidelijk effect op de atmosferische depositie op en rond bossen. In algemene termen kan gesteld worden dat de depositie ten gevolge van het bosrand-effect aan de voorzijde van een bos zal toenemen, terwijl aan de lijzijde van het bos de depositie lager zal zijn in vergelijking met situaties waarbij een dergelijk bos niet aanwezig zou zijn. In Figuur 2.6 was dit patroon reeds weergegeven. Hierbij moet de kanttekening geplaatst worden dat, gemiddeld over het totale oppervlak, de toename van de depositie ten gevolge van de bosrand groter is dan de afname van de depositie aan de lijzijde van het bos. Er zal dus netto atmosferische depositie afgevangen worden ten gevolge van bosranden, wanneer grotere gebieden beschouwd worden.

Wanneer een bosrand hoger dan het achterliggende (te beschermen) bosgebied aangeplant wordt met het idee om de atmosferische depositie aan de lijzijde van deze bosrand te verlagen, moet er rekening mee gehouden worden dat dit alleen maar effectief zal zijn binnen circa 7 maal het hoogteverschil van de bosrand en het achterliggende bos. Ten behoeve van het positieve effect aan de lijzijde van de bosrand moet hierbij rekening gehouden worden met het hoogteverschil van de bosrand ten opzichte van het te beschermen gebied. Het moge duidelijk zijn dat hoe groter dit hoogteverschil is, hoe groter het gebied aan de lijzijde van de bosrand waarvoor lagere depositiewaarden gelden.

Een bos gelegen temidden van een gebied zonder bos zal een minimale diameter van twee maal de breedte van de bosrand (met verhoogde deposities) moeten hebben om delen te bevatten met (relatief) lage atmosferische depositie. Hierbij is echter alleen rekening gehouden met bosrand van dezelfde opbouw/structuur/hoogte als het achterliggende bosgebied. Wanneer er sprake is van een bosrand met andere karakteristieken zal dit gebied andere dimensies hebben.

De efficiëntie van het aangeplante bosranden met betrekking tot het invangen van atmosferische depositie is verder nog afhankelijk van de expositie van de bosrand ten opzichte van de overheersende windrichting. Indien er geen lokale bronnen aanwezig zijn zullen met name in op de overheersende windrichting (het zuidwesten voor de Nederlandse situatie) geëxponeerde bosranden sterk verhoogde deposities plaatsvinden.

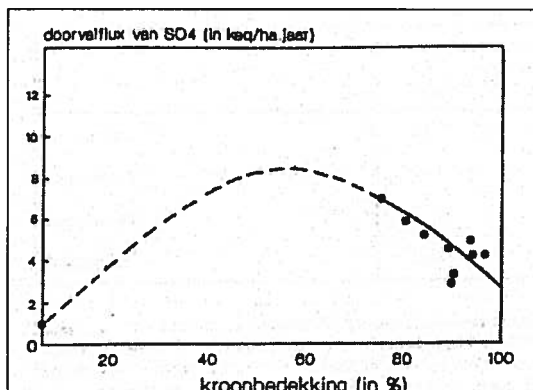
3. Effecten van kroonstructuur op de atmosferische depositie

Bij een homogeen kronendak (zelfde soort, leeftijd en hoogte) zal de invang-efficiëntie anders zijn dan wanneer er sprake is van verschillende boomsoorten met verschillende hoogtes. Door een onregelmatig opgebouwd kronendak zal de ruwheid groter zijn, waardoor uiteindelijk door een verhoogde turbulentie de depositie van luchtverontreinigende stoffen zal toenemen (o.a. Draaijers, 1993).

Uit verschillende studies blijkt dat naaldbomen meer atmosferische depositie zullen invangen dan loofbomen (zie ook Paragraaf 2.2.1). Dit heeft voornamelijk te maken met het feit dat naaldbomen gedurende het gehele jaar groen blijven en dat ze, vanwege een grotere blad/naald oppervlak, een grotere efficiëntie hebben met betrekking tot het invangen van aerosolen. Bergkvist & Folkesson (1995) rapporteren een 1.5-3 maal hogere depositie van NH_4 , NO_3 en SO_4 op spar dan op nabij gelegen beuken- en berkenbos. Ook Wilpert et al. (2000) vonden een 45-85% lagere depositie van zuur en stikstof in beukenbossen, in vergelijking met de depositie in een sparrenbos.

Aanpassingen in de kroonstructuur zullen derhalve van grote invloed kunnen zijn op de mate waarin atmosferische depositie ingevangen zal worden door bossen. Dergelijke aanpassingen kunnen gevolgen hebben voor bijvoorbeeld het totale oppervlak van bladeren, naalden en takken dat aan depositie blootgesteld wordt. Dit totale oppervlak hangt vervolgens sterk samen met de input van luchtverontreinigende stoffen, hetgeen reeds door velen is aangegeven (o.a. Wiman, 1985; Wiman & Ågren, 1985; Lovett & Reinert, 1986; Ivens et al., 1988; Draaijers & Bleuten, 1989). Zo werd door Ivens et al. (1988) en Draaijers & Bleuten (1989) voor Douglasopstanden (*Pseudotsuga menziesii*) op de Veluwe een relatie gevonden tussen doorval en de kroonbedekking van de opstand. Hierbij werden significant lagere deposities gemeten naarmate de kroonbedekking hoger was. De kroonbedekking werd daarbij gedefinieerd als het percentage van het totale opstandsoppervlak dat door de verticale projectie van de kronen bedekt werd. Een mogelijke verklaring voor dit verband kan zijn dat in opstanden met een dichte kroonsluiting minder turbulentie plaatsvindt dan in opstanden met open plekken tussen de individuele bomen. In zeer open opstanden zal (per opstandsoppervlak uitgedrukt) eveneens een relatief lage depositie plaatsvinden in verband met het geringere totaaloppervlak van naalden en takken waarop depositie kan optreden.

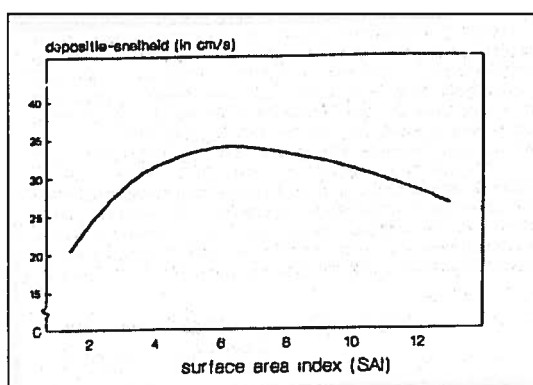
In Figuur 3.1 is bovengenoemde relatie weergegeven. Er is een niet-lineair verband verondersteld tussen kroonbedekking en doorval van sulfaat in de opstand, waarbij rekening gehouden moet worden met het feit dat de gemeten kroonbedekking lag tussen 75 en 95%. Bij een kroonbedekking van circa 75% werden ruim twee maal hogere doorvaldeposities van sulfaat gevonden in vergelijking met Douglasopstanden met volledige kroonbedekking. De kroonbedekking waarbij de hoogste deposities plaatsvinden kon uit de metingen niet afgeleid worden (Draaijers, 1993).



Figuur 3.1 Verband tussen de kroonbedekking en de sulfaat doorvalfluxen voor 9 Douglasopstanden op de Veluwe (--- = hypothetische curve).

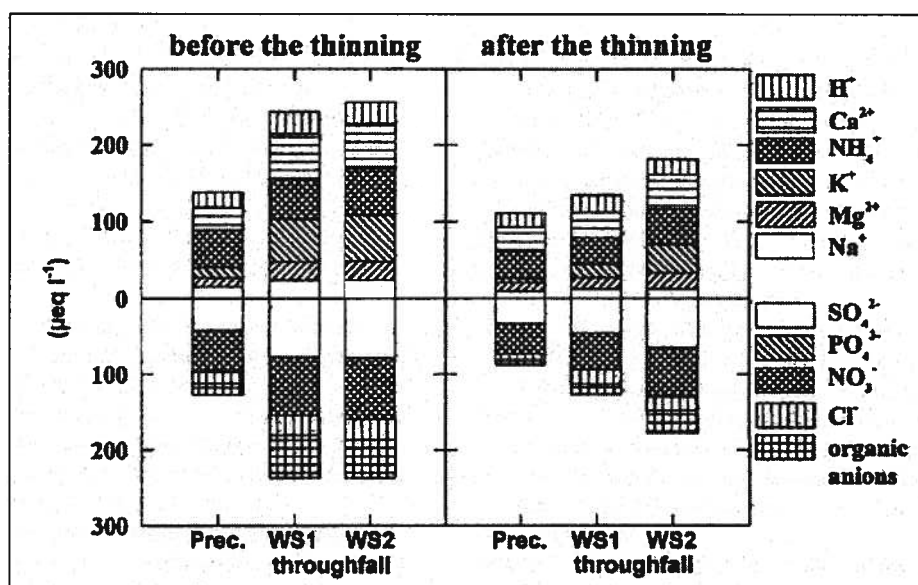
Wanneer in de Nederlandse situatie de kroonbedekking door verschillende ingrepen afneemt tot 50-60% is er sprake van een herplantplicht. Dit betekent dat de kroonbedekking niet minder dan 50% zal bedragen en dat er bij aanpassing in de kroonstructuur, welke de kroonbedekking verminderen, volgens Figuur 3.1 altijd sprake zal zijn van een toename van de depositie.

Lovett & Reiners (1986) simuleerden, op basis van de aërodynamische eigenschappen van opstanden, de depositie van wolken- (of mist-) druppels (met hierin opgeloste stoffen). De depositiesnelheid van de wolkendruppels nam toe met circa 20% wanneer de surface area index (SAI) werd verlaagd van 13 naar 6, maar nam daarna weer af bij verdere afname van de SAI (Figuur 3.2). De SAI werd daarbij gedefinieerd als het totale oppervlak van alle delen van de boom (stam, takken, bladeren en/of naalden) per oppervlakte bodem. Deze relatie is vergelijkbaar met die gevonden door Ivens et al. (1988) en Draaijers & Bleuten (1989) tussen doorval enerzijds en kroonbedekking anderzijds (Figuur 3.1).



Figuur 3.2 De relatie tussen de SAI en de depositiesnelheid van wolkendruppels (uit Lovett & Reiners, 1986).

Een manier waarop de kroonstructuur aangepast kan worden is via dunning. Bäumler & Zech (1997) hebben in de Beierse Alpen het effect van dunning op het depositiepatroon onderzocht. Zij kwamen tot de conclusie dat dunning in de vorm van het wegnemen van ca. 40% van het stamvolume, resulteerde in een reductie van de invang en depositiefluxen van individuele ionen tot en met 45%. Figuur 3.3 laat het effect van dunning zien voor de concentratie van verschillende ionen. Door het wegnemen van 40% van het stamvolume zal de kroonbedekking onder het optimum van Figuur 3.1 terechtgekomen zijn. Uit Figuur 3.1 blijkt dat hierdoor een verdergaande vermindering van de kroonbedekking zal leiden tot een lagere depositie. Hierbij moet worden opgemerkt dat een dergelijke vorm van dunning in de Nederlandse praktijk niet voor zal komen, aangezien dan reeds het minimum van 50-60% kroonbedekking bereikt zal zijn en er derhalve een herplantplicht is.



Figuur 3.3 Volume gewogen gemiddelde van kationen en anionen concentratie ($\mu\text{eq l}^{-1}$) in neerslag en voor doorval op een tweetal meetpunten (resp. WS1 en WS2), voor en na dunning (Bäumler & Zech, 1997).

Wanneer gesproken wordt over dunningen, kan een onderscheid gemaakt worden tussen hoogdunning en laagdunning. Van hoogdunning is sprake wanneer, door het selectief wegnemen van een deel van de bomen, groeiruimte geboden wordt aan de overblijvende bomen. Laagdunning is het wegnemen van onderdrukte bomen. Deze onderdrukte bomen kunnen ontstaan wanneer bij 'ongestuurde' bossen de sterkste groeiers winnen en de verliezers derhalve geleidelijk onderdrukt worden en vervolgens langzaam afsterven (Van der Jagt et al., 2000).

Van deze twee vormen van dunnen zal hoogdunning de grootste gevolgen hebben voor de depositie van luchtverontreinigende stoffen op bos. Dit wordt veroorzaakt door een tweetal processen: 1) het verhogen van de ruwheid van het kronendak, waardoor de depositie zal toenemen en 2) het verlagen van de SAI (Surface Area

Index = totale oppervlak van alle delen van de boom), waardoor de depositie zal afnemen ten gevolge van vermindering van het oppervlak waarop depositie kan plaatsvinden.

Door laagduunning zal, in tegenstelling tot hoogduunning, het kronendak min of meer intact blijven. Hierdoor zal een geringe verhoging van de ruwheid (en daarmee de depositie) optreden. Door het tegelijkertijd verlagen van de SAI zal er echter tevens een verlaging van de depositie optreden. Op langere termijn zal de ruwheid van het bosoppervlak verminderen, ten gevolge van de nivellerende werking van laagduunning. Dit wordt dan echter tegengewerkt door een toename van de SAI ten gevolge van het dichtgroeien van het kronendak. Door het samenspel van deze twee aspecten (ruwheid en SAI), op zowel korte als langere termijn, zal het netto effect op de depositie van luchtverontreinigende stoffen beperkt zijn.

De invang van atmosferische depositie in jonge dichtbeplante bospercelen is relatief gering in verband met de geringe naald-/bladmassa en de beperkte turbulentie welke in dergelijke dichte opstanden kan plaatsvinden. Omdat de boomkronen in jonge bospercelen veelal tot aan de bosbodem reiken is de horizontale instroom van deze stoffen aan de rand evenmin groot (d.w.z. bijna alles wordt door de buitenste rij bomen ingevangen). Naarmate een opstand hoger wordt zal de hoeveelheid biomassa in de regel toenemen. Zeker wanneer dunningen plaatsvinden waarbij open plekken tussen de individuele bomen ontstaan (zoals in het geval van hoogduunningen), zal de ruwheid van het bos en daarmee de atmosferische depositie toenemen.

Het effect van dergelijke hoogduunningen werd indirect ook waargenomen door Neal et al. (1993). In de bosrand van een beukenbos in de buurt van het Engelse Hampshire (Black Wood) werden door een storm een negental bomen geveld in the eerste drie rijen van de bosrand. Neal et al. stellen dat de invang van atmosferische depositie door deze 'dunning' van bomen verminderd zal zijn, maar dat dit voor een groot deel wordt gecompenseerd door een verhoogde ruwheid welke resulteert in hogere turbulentie en dus invang.

Ook Bartsch (2000) heeft de invloed van 'gaten' in het kronendak onderzocht. In een beukenbos in het Duitse Sollingen zijn een viertal open plekken gecreëerd met een diameter van 30 meter. Om nu het effect van dergelijke open plekken op de atmosferische depositie te bepalen zijn gedurende een langere periode (start 1989) metingen verricht in het open veld, het bosopstand en in genoemde open plekken. Tabel 3.1 geeft de gemiddelde waarden voor de periode 1991-1996 voor verschillende componenten. Uit de tabel blijkt duidelijk de verhoging van de fluxen ten gevolge van het passeren van het kronendak, ten opzichte van de metingen in het open veld. Met name kalium (11 maal hoger), magnesium, calcium, sulfaat, protonen en chloride (elk 2 maal hoger), vertonen dit patroon. Ondanks het feit dat, in het geval van een open plek in het bos, meer neerslag de grond bereikt, is de totale flux van verschillende ionen toch lager door de verminderde invang in en uitwisseling met het kronendak.

Tabel 3.1 Gemiddelde waarden voor de periode 1991-1996 voor de neerslag hoeveelheden ($\text{l.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) en fluxen ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$) in het open veld, bosopstand (doorval en stamafvoer) en in het midden van een open plek.

Flux	Open veld	Bosopstand	Open plek	Verschil bosopstand/open plek (in %)
H ₂ O	1148	891	997	+12
K	2,1	23,5	12,6	-46
Mg	1,1	2,3	2,2	-4
Ca	3,8	8,3	6,9	-17
H ⁺	0,14	0,22	0,17	-29
NH ₄	8,8	10,6	10,4	-2
NO ₃	7,3	9,8	7,9	-19
SO ₄	10,6	18,9	14,4	-24
Cl	12,4	21,1	15,5	-27

Het uitstellen van geplande dunningen zou zeker overwogen kunnen worden om de depositie van luchtverontreinigende stoffen te verminderen, maar de effectiviteit is afhankelijk van de uitgangssituatie. Hoogdunning heeft namelijk in de regel tot gevolg dat, door een toegenomen turbulentie, een vergroting van de input van deze stoffen optreedt (ondanks een geringer oppervlak waarop depositie kan plaatsvinden). De depositie op individuele bomen in de opstand zal in ieder geval toenemen bij hoogdunning. Het is dan ook niet onwaarschijnlijk dat de directe effecten van luchtverontreiniging groter worden, te meer daar de opname van gassen uit de atmosfeer via de stomata ook nog een sterk bevordert wordt door de vergrote fysiologische activiteit na hoogdunning. Door een groter neerslagoverschot en hogere bodemtemperaturen zullen, na hoogdunning, bodemprocessen als mineralisatie en nitrificatie in eerste instantie versneld kunnen worden. Hierdoor zullen veel (als dan niet schadelijke) stoffen, welke oorspronkelijk gebufferd waren in de strooisellaag, versneld vrijkomen en door de bomen via het wortelstelsel opgenomen kunnen worden.

Een bijkomend voordeel van het uitstellen van dunningen heeft te maken met een effect dat met name bij hoge stikstofbelastingen geldt. De stikstofvoorraad is in dergelijke situaties dusdanig groot, dat elke verstoring van de structuur van het bos zal/kan leiden tot nitraat mobilisatie. Volgens Wilpert et al. (2000) zullen zelfs kleine gaten in het kronendak al voor hoge nitraat verliezen richting het grondwater kunnen zorgen.

Het uitstellen van hoogdunningen zal dus in het algemeen een gunstige invloed hebben als het gaat om de depositie van luchtverontreinigende stoffen. Er zijn echter ook belangrijke nadelen verbonden aan het uitstellen van dunningen. Zo zal een afweging gemaakt moeten worden tussen positieve effecten welke ontstaan door verminderde input van atmosferische depositie en negatieve effecten welke ontstaan door bijvoorbeeld een gebrek aan groeiruimte. De effecten op het microklimaat en de eventuele effecten op de gevoeligheid voor het optreden van plagen en ziekten zullen ook bij deze afweging betrokken moeten worden.

Het uitvoeren van laagduunningen zal in de meeste gevallen een positief effect hebben op de depositie van luchtverontreinigende stoffen. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat laagduunning zorgt voor een (op iets langere termijn) verlaging van de ruwheid van het bosoppervlak en door een verlaging van de SAI, beide resulterend in een verlaging van de atmosferische depositie.

4. Synthese en conclusies

In de voorgaande hoofdstukken zijn effecten van respectievelijk bosranden en kroonstructuur op de atmosferische depositie beschreven. In de volgende paragrafen wordt een synthese gepresenteerd

Dit hoofdstuk wordt afgesloten met enige conclusies welke getrokken kunnen worden aangaande de aanleg van bosranden ten behoeve van de (gedeeltelijke) bescherming van achterliggende bosgebieden. Ook worden conclusies getrokken over de manier waarop dunningen moeten plaatsvinden teneinde de atmosferische depositie zo klein mogelijk te laten zijn.

4.1 Synthese

4.1.1 Bosranden

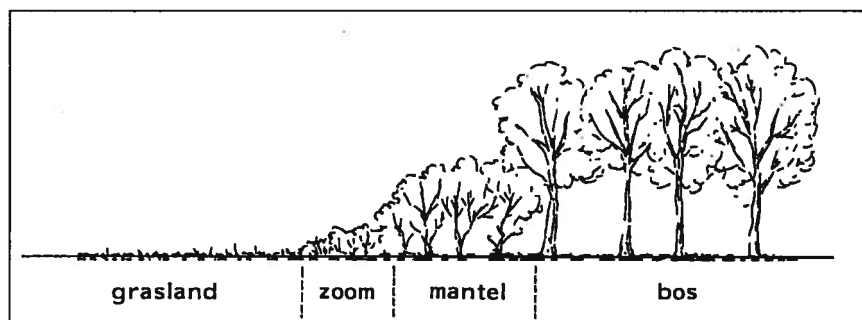
Op basis van de informatie in Hoofdstuk 2 is het duidelijk dat op basis van verschillende principes het mogelijk is om de atmosferische depositie op bossen te verlagen met behulp van het aanleggen/aanpassen van bosranden. De meest optimale bosrand, als het gaat om het reduceren van atmosferische depositie in het achterliggende bos, ziet er als volgt uit:

Naaldbomen (met name Douglas en fijnspar) welke hoger zijn dan het achterliggende bos en een stamlaag volledig bedekt middels de ondergroei. De totale breedte van de bosrand bedraagt minimaal 1-2 maal de gemiddelde hoogte van de bosrand.

Bij de nadere uitwerking van dit beeld moet wel rekening gehouden worden met een aantal randvoorwaarden die uit de literatuur volgen en die in Hoofdstuk 2 genoemd zijn.

In het algemeen zal de opbouw van een bosrand ten behoeve van het invangen van atmosferische depositie niet geheel overeenkomen met het beeld dat men voor ogen zou kunnen hebben bij een 'natuurlijke' bosrand. Bij een natuurlijke bosrand zal er in de meeste gevallen sprake zijn van een geleidelijke overgang vanaf de lagere vegetatie in de richting van het bos. Als voorbeeld van een dergelijke overgang zie Figuur 4.1. Bij een bosrand ten behoeve van het invangen van atmosferische depositie dient er sprake te zijn van een plotselinge overgang van het lager gelegen (landbouw)gewas en het bos om de invang-efficiëntie zo groot mogelijk te laten zijn. Ondanks het feit dat de bosrand uit Figuur 4.1 niet de meest geschikte vorm voor een maximale invang van atmosferische depositie, zal de geleidelijke overgang van de betreffende bosrand resulteren in een vermindering van de deposi-

tie op het achterliggende bos. Doordat de inkomende luchtstroom de gelegenheid heeft om zich aan te passen aan de veranderende ruwheid, zal een verhoging van de depositie ten gevolge van toenemende turbulentie slechts in beperkte mate plaatsvinden, waardoor met name het 'bosrand' effect minder sterk zal optreden.



Figuur 4.1 Geleidelijke overgang van grasland naar bos.

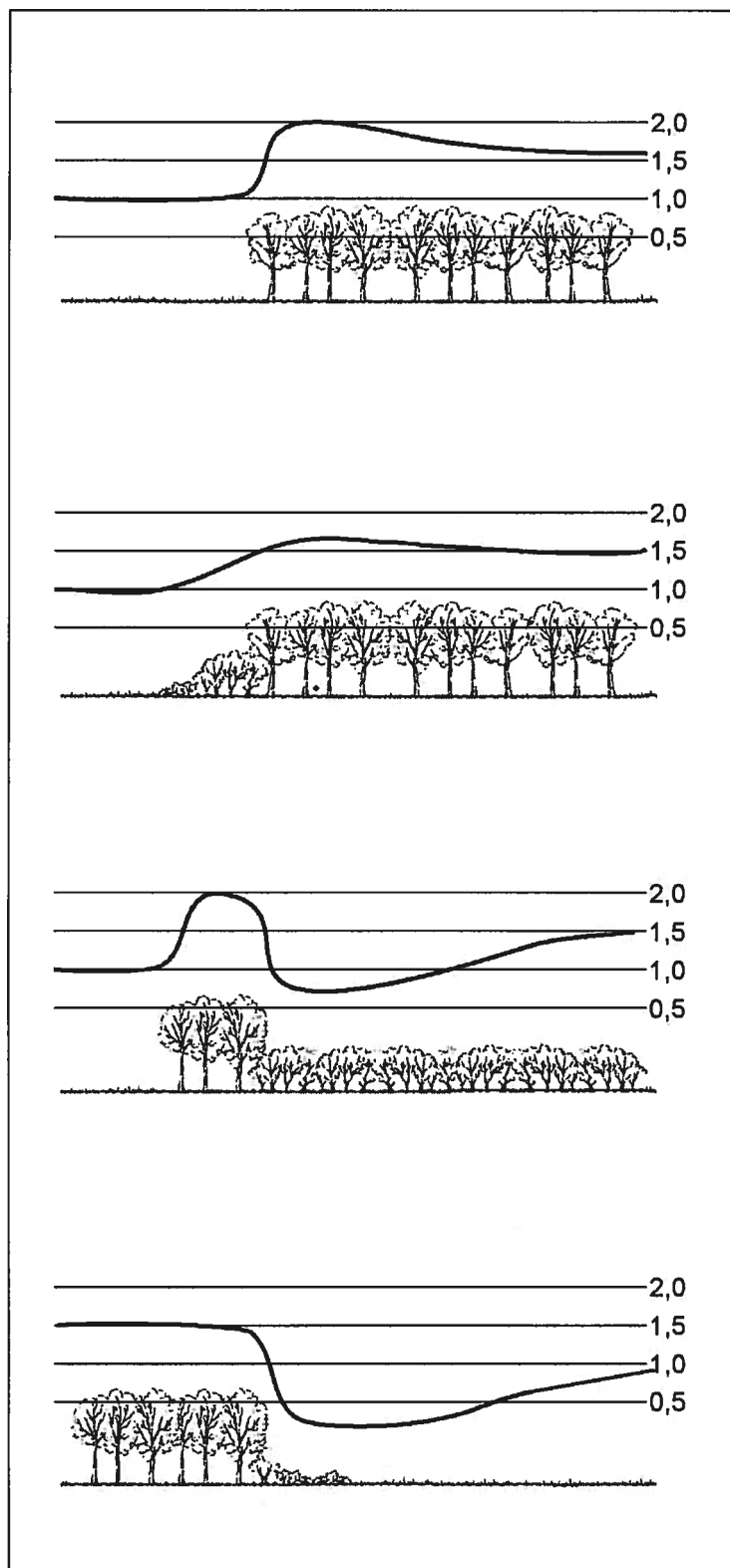
In de volgende figuur (Figuur 4.2) wordt een beeld geschetst van de wijzigende depositiepatronen ten gevolge van het aanleggen van verschillende types bosranden. In de figuur zijn de patronen weergegeven voor een drietal situaties:

- A 'standaard' bos
- B bos met bosrand volgens Figuur 4.1
- C bos met de 'ideale' depositieverminderende bosrand

In Figuur 4.2 is nog een vierde situatie weergegeven (D), namelijk de situatie waarbij aan de lijzijde van een bosrand de depositie verlaagd zal zijn. Deze situatie kan met name interessant zijn wanneer bossen gelegen zijn voor natuurgebieden met lagere vegetatie (bijv. heide, vennen), welke door deze verlaging van de depositie extra beschermd zullen worden.

Voor het beschrijven van deze patronen is zoveel mogelijk de informatie uit Hoofdstuk 2 gebruikt en laat de verandering van de depositie ten opzichte van een uitgangssituatie zien, waarbij rekening gehouden is met de volgende aspecten:

- depositie in de bosrand ca. 2 maal hoger dan in overig bos
- depositie op bos ca. 1,5 maal hoger dan omliggend landbouwgrond
- verhoging t.g.v. bosrand merkbaar tot op 5 maal de hoogte van de bosrand
- verlaging aan de lijzijde van een bos(rand) van ca. 40%
- verlaging aan de lijzijde merkbaar tot op 7 maal hoogteverschil tussen bos(rand) en achterliggende vegetatie



Figuur 4.2 Wijzigende depositiepatronen ten gevolge van de aanleg van een bosrand, uitgaande van wind van links. Voor een nadere beschrijving zie tekst.

De patronen in Figuur 4.2 kunnen slechts een globaal beeld schetsen van de verandering de depositie ten gevolge van de aanleg van bosranden ten opzichte van de 'uitgangsdepositie' (depositie = 1,0). Deze depositie is representatief voor de depositie zoals die plaatsvindt op het aan het bos voorafgaande terrein (veelal grasland). In Figuur 4.2 zijn nu voor de verschillende situaties telkens de veranderingen van de depositie ten opzichte van deze 'uitgangsdepositie' weergegeven. In het geval van situatie A is er sprake van een duidelijk bosrand-effect, waardoor de depositie op zal lopen tot circa 2 maal de uitgangsdepositie. Hierna zal de depositie weer geleidelijk afnemen tot circa 1,5 maal de uitgangsdepositie, hetgeen de standaard verhoging van de depositie is boven bossen.

In het geval van situatie B zal door de geleidelijke overgang van het voorliggende terrein naar het bos, de aankomende windstroom de gelegenheid hebben zich aan dit veranderende terrein aan te passen. Hierdoor zal de depositie eveneens geleidelijker toenemen en is er slechts in beperkte mate sprake van het bosrand-effect, zoals dat wel te zien was bij situatie A. Na de lichte verhoging van de depositie zal reeds snel na het begin van het feitelijke bos een niveau van 1,5 maal de uitgangsdepositie bereikt zijn.

Bij situatie C is er sprake van een bosgebied welke voorafgegaan wordt door een hogere bosrand. Deze situatie is een visualisatie van de beschrijving die in het begin van dit hoofdstuk gegeven is omtrent de 'ideale' bosrand met betrekking tot het invangen van atmosferische depositie, met als doel het achterliggende bos zoveel mogelijk te beschermen. In eerste instantie zal de depositie hetzelfde patroon vertonen als in het geval van situatie A. Wanneer echter de luchtstroom de lijzijde van de verhoogde bosrand bereikt zal de depositie verlagen door het reeds eerder genoemde lijzijde effect. Hierdoor zal de depositie vlak achter de bosrand afnemen en zal binnen een afstand van circa 7 maal het hoogteverschil tussen de bosrand en het feitelijke bos weer langzaam toenemen tot een niveau van 1,5 maal de uitgangsdepositie.

In het geval van situatie D is er niet direct sprake van bescherming van het bos, maar van het achterliggende gebied. Wanneer bijvoorbeeld lage vegetatie als heide of vennen voorafgegaan worden door bossen, zullen door de verlaging van de depositie aan de lijzijde van bossen, deze natuurgebieden extra bescherming krijgen tegen atmosferische depositie. Dit effect strekt zich uit over een lengte van circa 7 maal het hoogteverschil tussen de bosrand en het achterliggende gebied.

4.1.2 Dunningen

De structuur van een bosopstand bepaalt in hoge mate de depositie van luchtverontreinigende stoffen op het bos. Hierbij is met name het verschil in boomsoort verantwoordelijk voor dit verschil. Naaldbossen zullen hierdoor aan een hogere depositie zijn blootgesteld dan loofbossen.

Dunningen, zowel hoog- als laagdunning, worden om verschillende redenen gebruikt om in te grijpen in de structuur van een bosopstand. In de navolgende paragrafen worden de effecten van deze twee dunningsvormen nog eens kort weergegeven. Een van de redenen om een bosopstand te dunnen is om uiteindelijk te komen tot een opstand welke voldoet aan de huidige 'norm' wat betreft een aantrekkelijk bos. Volgens Van der Jagt et al. (2001) is dit een naar soorten en leeftijden gemengd bos met een aanzienlijk deel inheemse boomsoorten, kwaliteitsstammen, dode bomen en een gevarieerde bosstructuur. Juist door deze grote variatie in boomsoorten en hoogtes zal een dergelijk bos onderhevig zijn aan een verhoogde depositie ten gevolge van een grotere turbulentie (en daarmee depositie) in vergelijking met een bosstand van dezelfde boomsoort- en hoogte.

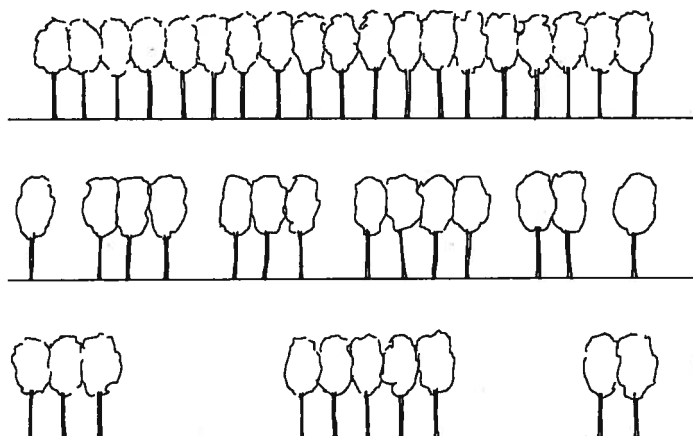
Hoogdunning

Aangezien (hoog)dunningen ingrijpen in de structuur van een bosopstand, zullen deze gevolgen hebben voor de atmosferische depositie waaraan een bos is blootgesteld. Dunningen zullen in eerste instantie vanuit een bosbouwkundig perspectief noodzakelijk voor het bevorderen van de boomgroei, echter in het kader van het beschermen van datzelfde bos doet zich de paradoxale situatie voor dat dezelfde dunningen de oorzaak kunnen zijn van een verhoogde depositie van luchtverontreinigende stoffen.

Uitgaande van een volledig bedekt bos (100% kroonbedekking) zal de depositie nagenoeg lineair toenemen bij een vermindering van de kroonbedekking. Pas vanaf een kroonbedekking van ca. 50-60% zal de depositie bij verdergaande dunning afnemen (zie Figuur 3.2). Vanaf deze kroonbedekking gaat het effect ten gevolge van de afname van de SAI overheersen ten opzichte van de verhoging van de ruwheid. Zoals echter reeds in Paragraaf 3 aangegeven, zal deze situatie zich vanwege de herplantplicht in Nederland niet zo snel voordoen. Naast een in de meeste gevallen toenemende depositie, zullen dunningen een negatief effect hebben op de mobilisatie van nitraat in de bodem. Met name in zwaarbelaste situaties als die welke voorkomen in Nederland, is dit een bijkomende reden om (noodzakelijke) dunningen met de nodige voorzichtigheid te betrachten.

In het geval van dunningen waarbij grote open plekken in het bos worden gecreëerd, zal er een ander effect ontstaan op de atmosferische depositie in vergelijking met een 'normale' hoogdunning (zie ook Figuur 4.3). De effecten van een 'normale' hoogdunning zijn hierboven reeds beschreven; de depositie zal bij dunning tot een kroonbedekking tot ca. 50-60% geleidelijk toenemen. Wanneer er echter grote open plekken in het bos gecreëerd worden, zal er een combinatie optreden van een tweetal effecten. Wanneer een dergelijke open plek beschouwd wordt in de richting evenwijdig aan de windrichting zal er allereerst een verlaging van de depositie ten gevolge van het reeds eerder beschreven lijzijde effect (Paragraaf 2.2.2) optreden. Aan de andere zijde van de open plek zal er vervolgens een bosrand-effect optreden door de veranderende turbulentiepatronen en de rechtstreekse invang van atmosferische depositie. De mate waarin dit bosrand-effect zal optreden is geheel

afhankelijk van de grootte van de open plek. Bij open plekken die groot genoeg zijn en waarbij het lijzijde effect de kans krijgt volledig te verdwijnen (ca. 7 maal het hoogteverschil; zie paragraaf 2.2.2), heeft de windstroom de gelegenheid gehad zich aan te passen aan de ondergrond en zal het bosrand-effect maximaal zijn (zie ook Figuur 4.2; situatie A). Wanneer de open plekken kleiner zijn zal het bosrand-effect beperkter zijn, doordat de luchtstroom nog niet heeft aan kunnen passen aan de ondergrond. Het depositiepatroon zal er dan eerder uitzien als getoond in Figuur 4.2 situatie B.



Figuur 4.3 Twee vormen van 'hoogdunning' met verschillende effecten op de atmosferische depositie. Geheel boven: uitgangssituatie; midden: beperkte hoogdunning; onder: creëren van open plekken in het bos.

Laagdunning

Hoewel er geen kwantitatieve informatie voorhanden was met betrekking tot het effect van laagduiningen op de depositie van luchtverontreinigende stoffen op bossen, kan aangenomen worden dat de atmosferische depositie beperkt zal veranderen ten opzichte van situaties waarbij dergelijke duiningen niet hebben plaatsgevonden. Dit wordt veroorzaakt doordat veranderingen in de ruwheid worden gecompenseerd door veranderingen in de SAI. Terwijl er bij hoogdunning in de Nederlandse situatie altijd sprake zal zijn van een verhoging van de depositie, is in het geval van laagduining het effect dus beperkt.

4.2 Conclusies

Op basis van de informatie die in het kader van dit literatuuronderzoek geraadpleegd is en die in de voorgaande hoofdstukken besproken is, kunnen de volgende (algemene) conclusies getrokken worden:

Bosranden kunnen een rol spelen bij de vermindering van de atmosferische depositie op bossen. Het totale effect van dergelijke bosranden op de atmosferische depositie hangt af van een aantal verschillende aspecten, zoals: boomsoort, boomhoogte van de bosrand, hoogte van de achterliggende vegetatie, grootte van het bos, ligging ten opzichte van heersende windrichting. Vanwege de veelvoud van deze aspecten is het geven van richtlijnen met betrekking tot het aanplanten/inrichten van bosranden vooralsnog alleen mogelijk in globale zin. Op basis van de voorliggende gegevens kan hiervoor echter wel een gebruikersvriendelijk rekenmodel worden ontwikkeld dat aansluit bij de praktijk van de bosbeheerder.

Op basis van beschikbare kennis over de invloed van de structuur van bosopstanden op de invang van atmosferische depositie, blijkt dat de 'ideale' bosopstand zwaarder belast wordt met atmosferische depositie dan een bosopstand van gelijke soort en leeftijd. Als ideale bosopstand geldt hier: een aantrekkelijk en naar soorten en leeftijden gemengd bos met een aanzienlijk deel inheemse boomsoorten, kwaliteitsstammen, dode bomen en een gevarieerde bosstructuur.

In algemene zin zullen hoogdunningen in de Nederlandse situatie een negatief effect hebben op de depositie van luchtverontreinigende stoffen. Daarentegen zullen laagdunningen een beperkt effect hebben op de structuur van een bos en daarmee op de atmosferische depositie. Ook de effecten van hoog- en laagdunning kunnen in de bovengenoemde methode verwerkt worden.

5. Literatuur

- [1] Balsberg Pålsson, A.M. & B. Bergkvist (1995) Acid deposition and soil acidification at a southwest facing edge of Norway spruce and European beech in south Sweden. *Ecological Bulletins* **44**, p. 43-53.
- [2] Bartsch, N. (2000) Element release in beech (*Fagus sylvatica* L.) forest gaps. *Water, Air and Soil Pollution* **122**, p. 105-120.
- [3] Bäumler, R. & W. Zech (1997) Atmospheric deposition and impact of forest thinning on the throughfall of mountain forest ecosystems in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management* **95**, p. 243-251.
- [4] Beier, C. & P. Gundersen (1989) Atmospheric deposition on the edge of a Spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution* **60**, p. 257-271.
- [5] Bergkvist, B. & L. Folkeson (1995) The influence of tree species on acid deposition, proton budgets and element fluxes in south Swedish forest ecosystems. *Ecological Bulletins* **44**, p. 90-99.
- [6] Cadenasso, M.L. & S.T.A. Picket (2001) Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation biology* **15**, p. 91-97.
- [7] De Jong, J.J.M. & W. Klaassen (1997) Simulated dry deposition of nitric acid near forest edges. *Atmospheric Environment* **31**, p. 3681-3691.
- [8] Draaijers, G.P.J. & W. Bleuten (1989) Spatial variability of the atmospheric deposition onto forests on a local and regional scale level. In: L.J. Brasser & W.C. Mulder: Man and his Ecosystem. Proceedings of the 8th World Clean Air Congress, 11-15 september 1989 te Den Haag.
- [9] Draaijers, G.P.J., W.P.M.F. Ivens & W. Bleuten (1988) Atmospheric deposition in forests edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air and Soil Pollution* **42**, p. 129-136.
- [10] Draaijers, G.P.J. (1993) The variability of atmospheric deposition to forests. Proefschrift, Universiteit van Utrecht. ISBN 90-6266-098-3.
- [11] Götmark, F., H. Söderlund & M. Thorell (2000) Buffer zones for forest reserves: opinions of land owners and conservation value of their forest around nature reserves in southern Sweden. *Biodiversity and Conservation* **9**, p. 1377-1390.

- [12] Hasselrot, B. & P. Grennfelt (1987) Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. *Water, Air and Soil Pollution* **34**, p. 135-143.
- [13] Ivens, W.P.M.F, G.P.J. Draaijers, M.M. Bos & W. Bleuten (1988) Dutch forests as air pollutants sinks in agricultural areas. Additioneel Programma Verzuringsonderzoek, Rapport 37-09.
- [14] Kinniburgh, D.G. & J.M. Trafford (1996) Unsaturated zone pore water chemistry and the edge effect in a beech forest in southern England. *Water, Air and Soil Pollution* **92**, p. 421-450.
- [15] Klaassen, W. & M. Claussen (1995) Landscape variability and surface flux parametrization in climate models. *Agricultural and Forest Meteorology* **73**, p. 181-188.
- [16] Kruijt, B. (1994) Turbulence over forest downwind of and edge. Proefschrift, Universiteit van Groningen
- [17] Liu, J., J.M. Chen, T.A. Black & M.D. Novak (1996) Modelling of turbulent air flow downwind of a model forest edge. *Boundary-Layer Meteorology* **77**, p. 21-44.
- [18] Londo, G. (1991) Natuurbeheer in Nederland. Natuurtechnisch bosbeheer. Pudoc, Wageningen. ISBN 90-220-1025-2.
- [19] Lovett, G.M. & W.A. Reiners (1986) Canopy structure and cloud water deposition in subalpine coniferous forests. *Tellus* **38B**, p. 319-327.
- [20] Neal, C., A.J. Robson, C.L. Bhardwaj, T. Conway, H.A. Jeffery, M. Neal, G.P. Ryland, C.J. Smith & J. Walls (1993) Relationships between precipitation, stemflow and throughfall for a lowland beech plantation, Black Wood, Hampshire, southern England: findings on interception at a forest edge and the effects of storm damage. *Journal of Hydrology* **146**, p. 221-233.
- [21] Neal, C., G.P. Ryland, T. Conway, H.A. Jeffery, M. Neal, A.J. Robson, C.J. Smith, J. Walls & C.L. Bhardwaj (1994) Interception of chemicals at a forest edge for a rural low-lying site at Black Wood, Hampshire, southern England. *The Science of the Total Environment* **142**. p. 127-141.
- [22] Olsén, S.R. (1988) Arealkrav og behov for bufferzoner ved vern av urørt bardkog. [Area requirements and need for buffer zones in protection of coniferous forest]. Proefschrift, Noors Bosonderzoeksinstituut, Noorwegen (in Noors, met Engelse samenvatting).

- [23] Potts, M.J. (1978) The pattern of deposition of air-borne salt of marine origin under a forest canopy. *Plant and Soil* **50**, p. 233-236.
- [24] Raupach, M.R., N. Woods, G. Dorr, J.F. Leys & H.A. Cleugh (2001) The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* **35**, pp3373-3383.
- [25] Van der Jagt, J.L., J.M. Paasman, L.A.S. Klingen, M.R. Houtzagers & C.J.F. Konings (2000) Geïntegreerd bosbeheer. Praktijk, voorbeelden en achtergronden. Expertisecentrum LNV. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- [26] Von Wilpert, K., D. Zirlewagen & M. Kohler (2000) To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* **122**, p. 105-120.
- [27] Wiman, B.L.B. (1988) Aerosol capture by complex forest architecture. In: J.T.A. Verhoeven, G.W. Heil & M.J.A. Werger (eds.) *Vegetation structure in relation to carbon and nutrient economy*. Academic publishing, Den Haag.
- [28] Wiman, B.L.B. & H.O. Lammefors (1985) Aerosol characteristics in a mature coniferous forest. Methodology, composition, sources and spatial concentration variations. *Atmospheric Environment* **19**, p. 349-362.
Wiman, B.L.B. & G.I. Ågren (1985) Aerosol depletion and deposition in forests. A model analysis. *Atmospheric Environment* **19**, p. 335-348.

6. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

Expertisecentrum LNV

Namen en functies van de projectmedewerkers:

A. Bleeker

G.P.J. Draaijers

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed:

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

Ondertekening:

Goedgekeurd door:



Dr. G.P.J. Draaijers
Projectleider



Ir. H.S. Buijtenhek
Afdelingshoofd