

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/40115720>

Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht

Article · January 2004

Source: OAI

CITATIONS

14

READS

678

4 authors, including:



Wesseling Jp

National Institute for Public Health and the Environment (RIVM)

28 PUBLICATIONS 156 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



J. Duyzer

TNO

125 PUBLICATIONS 4,142 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Wim van Dijk

Wageningen University & Research

465 PUBLICATIONS 2,094 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



representativeness of air quality monitoring networks [View project](#)



Nix, Ozone & Aerosol Deposition in Europe - EUROTRAC [View project](#)



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 2004/383

**Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀
concentraties in de buitenlucht**

Datum	september 2004
Auteurs	J.P. Wesseling (TNO-MEP) J. Duyzer (TNO-MEP) A.E.G. Tonneijck (PRI) C.J. van Dijk (PRI)
Projectnummer	35384/35091
Trefwoorden	luchtkwaliteit groenelementen
Bestemd voor	PZH t.a.v. H. Kruyt

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 onderzoeksopdrachten 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.

Samenvatting

In opdracht van de provincie Zuid-Holland hebben TNO-MEP en Plant Research International een studie uitgevoerd naar de invloed van groenelementen (bomen, struiken) op de luchtkwaliteit rond wegen en in steden.

Het is bekend dat groenelementen verontreiniging uit de lucht filteren. De mogelijkheden om groenelementen in te zetten ter verbetering van de luchtkwaliteit op locaties, met name rond wegen, zijn nog zeer beperkt onderzocht. In deze studie is gekeken naar de wijze waarop planten luchtverontreiniging opnemen. Voor stikstofdioxide (NO_2) en stof is een schatting gemaakt van de efficiëntie waarmee groenelementen de buitenluchtconcentraties lokaal kunnen verlagen. NO_2 wordt vooral via de huidmondjes van bladeren opgenomen; loofbomen zijn daarin efficiënter dan coniferen. Stof deponeert op bladeren en andere plantendelen en wordt daarop vastgehouden. Coniferen doen dit beter dan loofbomen. Naast biologische eigenschappen spelen ook structuurkenmerken van het groenelement zoals hoogte, breedte en porositeit een rol.

Het contact tussen verontreiniging en bladeren is essentieel voor de filterende werking van planten. De studie richt zich dan ook op de effecten van “poreuze” elementen meer dan op die van “dichte” elementen. Het effect van het laatste op de luchtkwaliteit is enigszins vergelijk met dat van een wal. In het rapport wordt hier verder niet in detail op ingegaan omdat in een “dichte” toepassing niet naar het filterende/zuiverende effect van groenelementen wordt gekeken. Dichte elementen vormen een praktisch ondoorlaatbaar obstakel voor de lucht en de verontreinigde lucht komt dus weinig in contact met de groene plantendelen.

Met behulp van eenvoudige modellen zijn schattingen gemaakt van de invloed van poreuze groenelementen op de concentraties van NO_2 en stof. De modelvorming komt deels uit de literatuur en is deels binnen dit project uitgebreid. Poreuze groenelementen zijn zinvol als groene buffer tussen een weg en bijvoorbeeld een woonwijk. Voor een optimaal effect moet de afstand tussen de weg en het groenelement voldoende groot zijn; de emissies moeten uniform gemengd zijn met de lucht. Afhankelijk van de situatie vangen groenelementen bij gemiddelde meteorologische omstandigheden maximaal 15-20% van het stof (PM_{10} en kleiner) af. Bij voldoende porositeit verlagen groenelementen de concentraties van stof in vergelijking met een situatie zonder groenelementen. Groenelementen reduceren de concentratie van NO_2 met maximaal 10%. De effecten van groenelementen op de NO_2 en PM_{10} concentraties zijn naar verwachting niet zodanig dat hun inzet (in het kader van de luchtkwaliteitsnormen) kan resulteren in een kortere afstand tussen de bebouwing en de weg. Hiervoor zijn de verwachte effecten te klein en de onzekerheden erin te groot. Het belang is vooral gelegen in een verdere zuivering van de lucht in een omgeving waarin de concentraties al tegen de grenswaarde aan zitten.

Als het gaat om verbetering van de luchtkwaliteit ter plaatse, zijn groenelementen direct langs snelwegen en op bestaande knelpunten (hot spots) niet effectief. In een dergelijke situatie nemen planten nog steeds verontreiniging op. Echter, het groenelement dempt de windsnelheid waardoor de verkeersemissies met minder lucht worden gemengd. Het netto effect van deze tegengestelde processen is op korte afstand achter het element een verhoging van de concentraties. Op korte afstand van een weg is een geluidsscherm effectiever om PM_{10} en NO_2 concentraties te verlagen dan een grofweg even hoog groenelement.

Er bestaat veel literatuur over het effect van openbaar groen, bijvoorbeeld in steden, op de luchtkwaliteit. Bomen verwijderen een substantiële hoeveelheid verontreiniging uit de lucht. De afname van de jaargemiddelde achtergrondconcentraties in de lucht bedraagt maximaal circa 1%. De gemiddelde bijdrage van een boom aan de PM_{10} verwijdering bedraagt grofweg ca. 0,1 kg per jaar.

In deze studie is de effectiviteit van groenelementen geschat op basis van gemiddelde meteorologische omstandigheden en de aanname dat de relevante eigenschappen van groenelementen uniform zijn. De praktijk zal hier uiteraard van afwijken. Vast staat dat groenelementen luchtverontreiniging opnemen en de luchtkwaliteit kunnen verbeteren. Het verdient op zijn minst aanbeveling om de inzet van groenelementen in een vroeg stadium van planvorming op het gebied van ruimtelijke ordening een plaats te geven. Voor het ontwerpen van een optimaal groenelement moeten criteria worden geformuleerd.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
1. Inleiding	7
2. Gebruik van groen tegen verontreiniging, een beknopt overzicht	9
3. De basiseffecten van groenelementen	11
3.1 Stromingseffecten rond “dichte” groenelementen	11
3.2 Stromingseffecten rond poreuze groenelementen	12
3.2.1 Een element direct naast de weg	12
3.2.2 Een element op grotere afstand van de weg	13
3.3 Biologische aspecten met betrekking tot opname	14
3.3.1 NO ₂	14
3.3.2 Stof	15
3.4 Structuurkenmerken van groenelementen	16
4. Schatting van de effectiviteit	21
4.1 Berekeningen voor NO ₂	21
4.1.1 Bepalende parameters	25
4.1.2 Opmerkingen	25
4.2 Berekeningen voor stof	26
4.2.1 Locatie van het groenelement direct langs een (snel)weg	27
4.2.2 Gevoeligheden en beperkingen	28
4.2.3 Locatie van het groenelement op grotere afstand van een (snel)weg	30
4.2.4 Groenelementen in straten	31
4.2.5 Bulkgroen in/nabij een stad	31
4.3 Het effect van een geluidsscherm	31
4.4 Vergelijking met CAR	32
5. Evaluatie, conclusies en aanbevelingen	33
6. Referenties	37
7. Verantwoording	43

Bijlagen

- 1 Het effect van een “windbreak” op het snelheidsveld.
- 2 Basismodel voor opname van NO₂
- 3 Enige relevante kenmerken van bomen
- 4 Basismodel voor deeltjesvangst
- 5 Bulkeffecten van groen

1. Inleiding

Op verschillende plaatsen in Nederland worden normen voor de concentratie van stikstofdioxide (NO₂) en fijn stof (PM₁₀) overschreden. Vooral nabij drukke kruispunten en wegen, is er een substantiële kans op overschrijding van normen. Het overheidsbeleid is erop gericht het aantal plaatsen waar overschrijding van normconcentraties plaatsvindt te verminderen. Bij aanleg van nieuwe infrastructuur moet normoverschrijding worden voorkomen.

Het laatste jaar is de vraag naar voren gekomen in hoeverre het planten van bomen of bosjes langs wegen door de zuiverende/filterende werking van groen concreet kan leiden tot verlaging van de concentratie langs die wegen. De inzet van groen als directe vervanging of ondersteuning van geluidsschermen (dus als pure blokkade van de luchtstroming) vindt al plaats. Het is een interessante mogelijkheid indien door het aanbrengen van beplanting, concentraties door zuivering/filtering kunnen worden verlaagd en normoverschrijdingen kunnen worden voorkomen. Daar komt bij dat beplanting langs wegen op zichzelf al positief wordt gewaardeerd. Het is dus verleidelijk om, indien mogelijk, deze beplanting te gebruiken om de blootstelling van burgers aan te hoge concentraties te verminderen. Hoe sterk het zuiverende effect van planten op de concentratie is, is nog vrij onduidelijk. Afhankelijk van de luchtverontreinigingcomponent spelen zowel biologische als micrometeorologische factoren in onderlinge samenhang een rol. Bovendien kan de aanwezigheid van vegetatie (bomen, bosjes) ook leiden tot *verhoging* van de concentratie.

In de voorliggende studie wordt de beschikbare kennis over de invloed van vegetatie op concentraties verkend en wordt aan de hand van eenvoudige berekeningen getracht een eerste indruk gegeven van de mogelijkheden die beplanting biedt. Gezien de aard van de studie, die biologische zowel als transportfysische aspecten bevat is de studie uitgevoerd in een samenwerking tussen TNO en Plant Research International (PRI) te Wageningen. De hier beschreven analyse is bedoeld om een onderbouwde **schatting** te maken van de te verwachten effecten en inzicht te krijgen in de belangrijkste mechanismen die een rol spelen.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt een beknopt overzicht gegeven van bestaande literatuur. Veel bestaande literatuur zal in de rest van het rapport aan bod komen.

In hoofdstuk 3 van dit rapport wordt ingegaan op de basiseffecten van groenelementen. Op welke manier beïnvloeden groenelementen de stroming ter plaatse van het element en wat zijn de consequenties hiervan. Details van deze stromingsverschijnselen worden in de Bijlagen nader uitgewerkt. Vervolgens wordt ingegaan op de biologische aspecten van de opname en filtering van NO₂ en stof door planten. Tevens worden relevante structuurkenmerken van groenelementen besproken.

In hoofdstuk 4 van dit rapport worden aan de hand van simpele modellen schattingen gemaakt van de invloed van groenelementen, met name rijen bomen en bossages langs (snel)wegen op de NO₂ en PM concentraties. De modellen zelf worden in de Bijlagen in detail besproken. De modelvorming komt deels uit de literatuur en is deels binnen het huidige project uitgebreid en aangevuld.

Hoofdstuk 5 van dit rapport bevat de evaluatie, conclusies en aanbevelingen.

In de bijlagen worden de ontwikkelde en gebruikte modellen voor de effecten van groenelementen op het windveld en de NO₂ en PM concentraties in detail besproken. Tevens worden relevante kenmerken van bomen gepresenteerd. In de laatste bijlage worden resultaten van enkele uitgebreide studies naar de effecten van bomen in een groter gebied samengevat.

2. Gebruik van groen tegen verontreiniging, een beknopt overzicht

Er bestaat zeer veel literatuur over depositie van verontreinigende stoffen, gasvormig zowel als deeltjes, in/op bomen en planten, zie bijvoorbeeld (Lindberg, 1990, Fowler et al., 1991) en de referenties hierin. De meeste studies houden zich bezig met het proces van verticale depositie; lucht gaat over een gebied met groen, meestal bos of gewassen, en er deponert verontreiniging in/onder de canopy van het groen. Voor een deel van de huidige studie, het onderzoek naar het effect van groen langs wegen is vooral het effect van horizontale depositie van belang; lucht met verontreiniging stroomt door een groenelement (een windsingel of bossage) en gedurende het doorstromen deponert de verontreiniging in het groenelement. Het groenelement filtert de doorstromende lucht.

In (Raupach, 1999) wordt een onderscheid gemaakt tussen regionale bescherming met groenelementen en lokale bescherming. Het filteren van een luchtstroom door een groenelement heeft een beperkt en lokaal effect op de luchtkwaliteit. Verder van het element verwijderd (meer dan ca. 10 maal de hoogte van het groenelement) is er geen effect meer op de concentraties. Regionale bescherming wordt vooral geboden door verticale depositie over een groot gebied.

In Amerika is veel onderzoek verricht naar de situatie van stofemissies van onverharde wegen door velden met gewassen of door het bos. Uitgebreide informatie hierover is te vinden in (Raupach, 1999), (Countess, 2002) en (Etyemezian, 2003). Populaire modellen (die in bovenstaande referenties besproken worden) zijn het Gilette Box model, het “Integrated Source Complex Model” (ISC3) en het “Atmospheric Diffusion Model”. In deze analyses wordt uitgegaan van een situatie waarin een betrekkelijk uitgestrekt homogeen gebied langs de weg is gelegen waarnaar depositie plaatsvindt. Voor het huidige rapport is dat niet representatief.

Voor de situatie van een betrekkelijk smalle band van groen wordt in de literatuur vooral verwezen naar studies aan vangstgewassen en windsingels (windbreaks), zie (Sturrock, 1969), (Sturrock, 1972), (Raupach, 2001), (Patton, 1998), (Plate, 1971), (Richards, 1985), (Nägeli, 1941) en de referenties hierin. Deze situaties zijn vooral geanalyseerd voor de vangst van pesticide-druppels met groottes van ca. 50-100 μm . Over het algemeen wordt gerapporteerd dat vangstgewassen voor dit soort druppel-drift de doorstromende lucht efficiënt kunnen filteren.

Een van de studies die naar het effect van groen langs een snelweg kijkt is (Nasrullah, 1994). In deze studie worden NO_2 concentraties langs wegen, met en zonder groenelementen, gemeten. De auteurs rapporteren afnames van de NO_2 concentraties tot 10%. Een groot probleem in deze studie is dat de structuur van het windstroomopwaarts gelegen terrein niet als factor in de studie wordt meegenomen en dus niet duidelijk is wat de mechanismen zijn die de metingen beïnvloeden. In hun

conclusies geven de auteurs aan dat het voor hen niet duidelijk is of de gemeten effecten het gevolg zijn van absorptie door het groen of het gevolg zijn van mechanische turbulentie.

3. De basiseffecten van groenelementen

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de basiseffecten van groenelementen. Op welke manier beïnvloeden groenelementen de stroming ter plaatse van het element en wat zijn de consequenties hiervan. Details van deze stromingsverschijnselen worden in Bijlage 1 nader uitgewerkt. Vervolgens wordt ingegaan op de biologische aspecten van de opname en filtering van NO₂ en stof door planten. Tevens worden relevante structuurkenmerken van groenelementen besproken.

Als een bomenrij of rij struiken (algemeen aangeduid als windsingel of groenelement) vlak langs een weg staat heeft deze een afschermend effect op de wind ter plaatse van en naast de weg. Boven en direct langs de weg zullen de gemiddelde windsnelheden lager zijn dan in een situatie zonder afscherming, zie Bijlage 1. Een optimale afscherming en verbetering van het achterliggende windklimaat is waar veel singels expliciet voor zijn ontworpen. Een directe consequentie is dat de emissies van de weg dus ook in een windveld terecht komen met gemiddeld lagere snelheden en er dus hogere gemiddelde concentraties zullen voorkomen.

Over het algemeen wordt een onderscheid gemaakt tussen **lokale** en **regionale** bescherming. Met de eerste wordt bedoeld dat een specifiek object nabij het groenelement beschermd wordt, bijvoorbeeld tegen een ongunstig windklimaat of tegen luchtverontreiniging. Het tweede houdt in dat het doel vooral is om verontreiniging uit de lucht te filteren om een algemene verbetering van de luchtkwaliteit te bereiken. Het gedrag van poreuze groenelementen verschilt veel van poreuze, dichte, groenelementen zodat een onderscheid moet worden gemaakt.

3.1 Stromingseffecten rond “dichte” groenelementen

Het is goed mogelijk om een groenelement zodanig in te richten dat het gedurende het gehele jaar, of een zeer substantiële periode daarvan, een zeer lage optische porositeit (doorzichtigheid, zie sectie 3.4) heeft. Uit de literatuur (Heisler, 1988, Sturrock, 1969) is bekend dat de omstroming van zeer dichte groenelementen (dus een lage optische porositeit) een ander karakter heeft dan van zeer poreuze elementen. Bij deze lage porositeiten gaat zich een recirculatie vormen achter het element, net als achter een dicht scherm. Voor gemiddelde meteorologische omstandigheden, specifiek voor niet al te hoge windsnelheden, zal het element zich dan meer als een ondoorlaatbare obstructie voor de lucht gedragen, zoals een geluidswal of -scherm. De werking zal niet helemaal dezelfde zijn als die van een geluidswal. Immers, er is altijd een kleine resterende porositeit en een groenelement is aan de bovenkant niet scherp begrensd zoals een scherm of wal vaak wel is. Bij wind beweegt de bovenkant. De recirculatie achter een dicht groenelement zal dus minder scherp en turbulent zijn dan bij een wal of scherm het geval is. Als gevolg zal het

effect van een dicht groenelement op de concentraties erachter (substantieel) kleiner zijn dan dat van een wal die even hoog is.

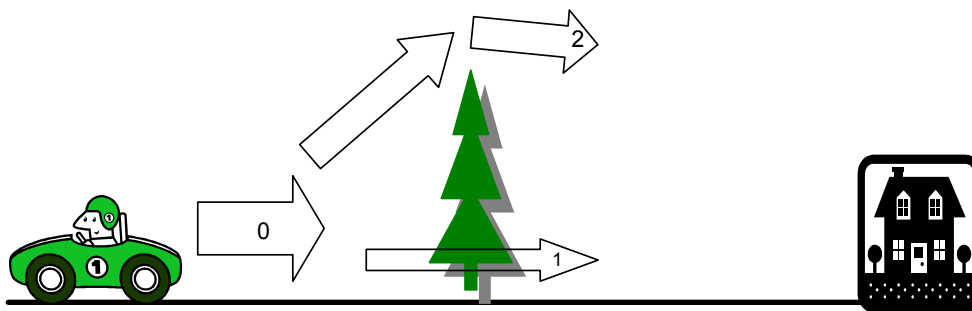
De inzet van groenelementen als alternatief voor een geluidswal of -scherm is in dit rapport niet nader onderzocht. De nadruk van de studie ligt bij de zuivering. Omdat een groenelement van nature (veel) hoger is dan een typisch scherm of een wal is het de moeite waard om het effect van een dicht element op de erachter optredende concentraties nader te onderzoeken.

3.2 Stromingseffecten rond poreuze groenelementen

In dit kader wordt primair gekeken naar de **filterende** werking van groenelementen. Hiertoe wordt uitgegaan van groenelementen met voldoende doorlaatbaarheid voor de luchtstroom om afdoend contact tussen de lucht en het groen mogelijk te maken.

3.2.1 Een element direct naast de weg

De situatie van een groenelement direct langs een weg is schematisch weergegeven in Figuur 1.

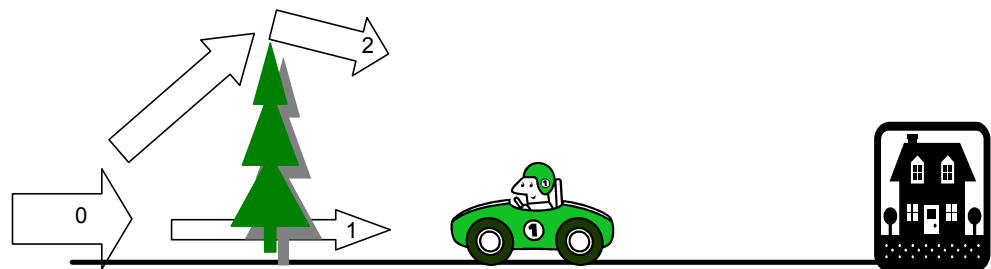


Figuur 1 Schematische weergave van het effect van een windsingel of hoge haag aan de stroomafwaartse kant van verkeer.

Bij wind dwars over de weg zal een deel van de aangevoerde lucht (pijl “0”), met daarin de emissies van het verkeer, door het groenelement heen gaan (pijl “1”). Hierbij zal de gemiddelde snelheid van de luchtstroom lager zijn dan in de situatie zonder het groenelement. Indien de verkeersemissies zo dicht bij het groenelement plaats vinden dat de geëmitteerde stoffen niet of nauwelijks meer over het element heen kunnen maar er doorheen moeten zullen de concentraties achter het element omhoog gaan. Immers, dezelfde emissies worden met minder langsstromende lucht gemengd. Als er in het groenelement depositie van verontreiniging plaatsvindt dan

zal de concentratie achter het element afnemen. Het netto effect van het groenelement op de luchtkwaliteit wordt dus bepaald door twee processen: depositie en snelheidsdemping. Het netto resultaat van deze twee concurrerende effecten is van veel factoren afhankelijk.

Indien het groenelement aan de stroomopwaartse kant van de weg is gelokaliseerd ontstaat de situatie zoals geschetst in Figuur 2.

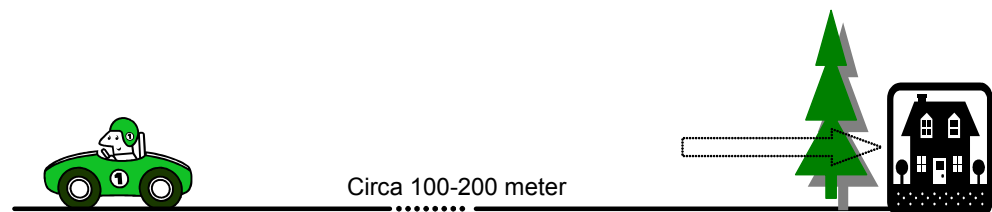


Figuur 2 Schematische weergave van het effect van een windsingel of hoge haag aan de stroomopwaartse kant van verkeer.

Als het groenelement voldoende hoog en dicht is dan zal het luwe gebied achter het element zich, bij loodrechte aanstroming, tot ruim over de weg uitstrekken. De emissies van het verkeer worden dan weer weggevoerd door een kleinere hoeveelheid over de weg stromende lucht. Als gevolg gaan de concentraties aan de stroomafwaartse kant van de weg weer omhoog.

3.2.2 Een element op grotere afstand van de weg

Als het groenelement verder van de weg af staat, in ieder geval zo ver dat de emissies van het verkeer op de weg volledig met de langsstromende lucht zijn gemengd dan heeft de snelheidsdemping ten gevolge van het groenelement geen effect meer op de concentraties achter het element.



Wat in deze situatie overblijft, is het filterende effect van het groenelement en een afname van de concentraties, zie Bijlage 1.

3.3 Biologische aspecten met betrekking tot opname

Planten kunnen een groot scala aan luchtverontreinigingcomponenten opnemen. Als gevolg van deze opname kunnen de concentraties in de omgevingslucht worden verlaagd. Afhankelijk van de component wordt gasvormige luchtverontreiniging door bladeren opgenomen via de huidmondjes en/of via de cuticula. De cuticula is het buitenste laagje van het blad dat bestaat uit een vetachtige substantie die de plant beschermt tegen uitdroging. Huidmondjes zijn afsluitbare openingen in het blad waardoor gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer plaatsvindt. Opname via de huidmondjes wordt absorptie genoemd terwijl adsorptie staat voor opname via de cuticula. Deeltjesvormige luchtverontreiniging wordt op een andere manier afgevangen. Deeltjes deponeren op bladeren en andere plantendelen en worden vervolgens vastgehouden. Door neerslag of bij relatief hoge windsnelheden kunnen deze deeltjes van de plantendelen worden verwijderd.

3.3.1 NO₂

NO₂ wordt door planten vrijwel uitsluitend opgenomen via de huidmondjes. De openingstoestand van de huidmondjes is dus bepalend voor de mate waarin gasuitwisseling kan plaatsvinden. De opname neemt lineair toe met de mate waarin de huidmondjes zijn geopend (Neubert *et al.*, 1993). De belangrijkste factoren die het openen en sluiten van de huidmondjes beïnvloeden, zijn de lichtintensiteit en de watervoorziening van het blad. Onder invloed van licht en voldoende aanvoer van water vanuit het blad gaan de huidmondjes open. Bij onvoldoende wateraanvoer zullen de huidmondjes sluiten om overmatig vochtverlies door verdamping te voorkomen. Tijdens het transport door de huidmondjes naar het inwendige van het blad ondervinden gassen een zekere weerstand. Deze zogenaamde huidmondjesweerstand of geleidbaarheid bepaalt naast andere soortspecifieke eigenschappen zoals de opbouw van de cuticula en de weerstand van de cellen in het blad (mesophyl) de mate waarin NO₂ wordt opgenomen. Voor NO₂ blijken deze interne weerstanden klein te zijn als gevolg van de goede oplosbaarheid en de snelle hydratatie en/of omzetting in de waterfase van de apoplast (Van der Eerden *et al.*, 1998). De interne concentratie van NO₂ in het blad mag derhalve als nihil worden verondersteld.

Plantensoorten met veel actieve huidmondjes per eenheid bladoppervlak nemen relatief veel gas uit de lucht op. Dit betreft in het algemeen planten met brede en dunne bladeren. Bladeren van loofbomen zijn om deze reden effectiever in het opnemen van gasvormige luchtverontreiniging dan naalden van coniferen. Dit strookt met de waarnemingen van Hanson en Lindberg (1991). De maximale geleidbaarheidsfactor voor NO₂ bleek voor loofbomen te variëren tussen 1,2 en 1,3 mm s⁻¹ en voor naaldbomen tussen 0,3 en 0,8 mm s⁻¹. De hogere geleidbaarheid van loofbomen versus die van naaldbomen impliceert een hogere potentiële opnamecapaciteit op bladniveau. Tot voor kort werd opname van NO₂ via de cuticula

niet waarschijnlijk geacht maar onderzoek heeft aangetoond dat cuticulaire opname mogelijk is. De mate waarin dit gebeurt, is echter zeer klein in vergelijking tot de opname via de huidmondjes (Kerstiens, 1996). De aanwezigheid van vocht op het blad levert ook geen grote bijdrage aan de opname van NO₂ door bladeren.

Voor acht verschillende gewassen is na blootstelling aan 500 ppb NO₂ een significante relatie aangetoond tussen de NO₂ opname en het totale bladoppervlak bij de oogst (Okano *et al.*, 1988). Een groter bladoppervlak betekende een hogere opname van NO₂. In dit onderzoek was ook een significante relatie aantoonbaar tussen opname en huidmondjesgeleidbaarheid; soorten met een hoge geleidbaarheid namen relatief veel NO₂ op in vergelijking met soorten met een lage geleidbaarheid. De huidmondjesdichtheid en de relatieve groeisnelheid bleken niet gecorreleerd met de opname. Dit betekent dat per eenheid van oppervlakte de activiteit van de huidmondjes meer bepalend is voor de opname van NO₂ dan het absolute aantal ervan. De auteurs concludeerden dat dit fenomeen de verschillen in NO₂-gevoeligheid tussen soorten in termen van beschadiging en groeireductie zou kunnen verklaren. De als relatief gevoelig beoordeelde soorten zonnebloem en radijs vertoonden een hoge NO₂-opname terwijl de als tolerant aangemerkte soorten maïs en sorghum relatief weinig NO₂ opnamen. Een zelfde relatie tussen opname en huidmondjesgeleidbaarheid is door Okano *et al.* (1989) aangetoond voor enkele boomsoorten bij een blootstellingsniveau van 300 ppb NO₂. De auteurs berekenden dat populier onder optimale omstandigheden en bij een blootstelling aan 60 ppb NO₂ circa 0,2 mg NO₂ opneemt per dm² blad per dag.

Er zijn aanwijzingen dat de opname van stikstof via de bladeren de opname via de wortels zou afremmen, het werkingsmechanisme is echter niet bekend (Perez-Soba & Van der Eerden, 1993; Srivastava & Omrod, 1986). Dit zou betekenen dat opname van stikstof uit de lucht niet geremd wordt door eventueel stijgende stikstofniveaus in de bodem. Daarnaast is ook aangetoond dat de opname van stikstof uit de lucht over een groot concentratiebereik proportioneel toeneemt met een toenemende concentratie van NO₂. Hiermee lijkt de capaciteit van planten om NO₂ vast te leggen ook gegarandeerd te zijn in situaties met een hoge NO₂-belasting zoals die voorkomt langs verkeerswegen.

3.3.2 Stof

Planten spelen een belangrijke rol bij het verwijderen van stof uit de atmosfeer. Met name bomen zijn efficiënt in het afvangen van stofdeeltjes vanwege hun grote omvang, grote oppervlak tot volume ratio, groot aantal twijgen en de aanwezigheid van ruwe en/of harige oppervlaktestructuren (Smith en Staskawicz, 1977). De aanplant van bomen en van windsingels kan de luchtkwaliteit in verblijfsgebieden verbeteren.

Planten vangen stofdeeltjes uit de lucht af door een aantal vrij simpele fysische processen. Biologisch gezien hangt de effectiviteit dan ook af van een paar eigenschappen van bladeren en het oppervlak daarvan. Deeltjes moeten direct met het blad in contact komen dan wel dicht genoeg bij het blad zijn om elektrostatisch te worden aangetrokken. Dit mechanisme wordt versterkt wanneer een laminaire luchtstroom verstoord wordt door een ruw oppervlak (Beckett *et al.*, 2000). Depositie van stof is optimaal wanneer de bladeren vochtig zijn, een ruw en/of behaard bladoppervlak bezitten en elektrostatisch geladen zijn (Pye, 1987). De effectiviteit van opname van deeltjes door bomen neemt toe indien de oppervlaktes van bladeren en schors ruw of ‘plakkerig’ zijn (Beckett *et al.*, 1998). Afgevangen stof kan worden verwijderd door neerslag en op de bodem terechtkomen. Het is niet aanemelijk dat dat stof opnieuw via de lucht wordt verspreid. Ook door wind kan stof van het blad verwijderd worden, alleen zijn hier wel relatief hoge windsnelheden voor nodig.

De effectiviteit om stof af te vangen verschilt tussen plantensoorten. In het algemeen zijn naalden van coniferen effectiever dan bladeren van loofbomen. De effectiviteit verschilt echter ook tussen verschillende coniferen onderling. Zo zijn soorten van het geslacht *Pinus* (den) effectiever dan cypressen. Hoewel coniferen effectiever fijn stof afvangen dan loofbomen, zijn bladeren van loofbomen juist meer geschikt voor het absorberen van gasvormige luchtverontreiniging.

Bomen en struiken kunnen stof van wegen afvangen wat blijkt uit onderstaande voorbeelden. Langs wegen bevatten bomen van *Pinus mugo* (bergden) 0,18 mg/cm² blad aan stofdeeltjes (Steubing en Klee, 1970). Deze soort was efficiënter als filter dan *Rhododendron catawbiense* met een maximum van 0,03 mg stof/cm² blad. Thompson *et al.* (1984) vonden langs verkeerswegen waarden tot 0,16 mg stof/cm² blad.

3.4 Structuurkenmerken van groenelementen

De effectiviteit waarmee beplanting de luchtkwaliteit beïnvloedt, is niet alleen afhankelijk van biologische eigenschappen die de opname van verontreiniging bepalen. Ook structuurkenmerken spelen een rol hoewel een grens tussen beide niet altijd even duidelijk is. De structuur van een beplanting is van grote invloed op het microklimaat zoals met betrekking tot windsnelheid. In Bijlage 3 worden relevante kenmerken gepresenteerd voor een aantal inheemse loof- en naaldbomen.

De structuur van planten verschilt tussen soorten en is allesbehalve constant in de tijd. De groei en ontwikkeling van planten verschillen tussen jaren en seizoenen. Het is duidelijk dat deze variatie een belangrijke invloed heeft op de effectiviteit waarmee beplanting verontreiniging uit de lucht afvangt.

De afmetingen

De hoogte en breedte van een groenelement zijn bepalend voor het effect op de luchtstroming en op de mate waarin verontreiniging in contact komt met de bladeren. Hoe hoger de beplanting hoe groter het gebied waarbinnen de luchtsnelheid wordt gereduceerd. Hoe groter de kruindiameter (breedte), des te langer is de contacttijd per boom tussen blad en verontreiniging. De breedte van een groenelement is verder variabel en wordt bepaald door het aantal rijen bomen.

De optische porositeit

Gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer kan alleen plaatsvinden indien de verontreiniging in contact kan komen met het blad en er sprake is van een zekere turbulentie rond het blad. Om de luchtbeweging in een vegetatie of beplanting in stand te houden moet deze een zekere openheid (optische porositeit¹) hebben. Is de porositeit te laag dan komt de lucht in de beplanting tot stilstand, vindt er geen uitwisseling meer plaats en wordt de pluim met verontreiniging over de beplanting geleid. De VDI richtlijn 3471 met betrekking tot emissiereductie uit intensieve veehouderijen schrijft voor beplantingen rond veehouderijen een optische porositeit voor van 40-50% (VDI, 1986). Volgens RIRDC (1997) levert een beplanting met een medium porositeit van 50-60% nog steeds voldoende bescherming tegen wind. De grootte van de bufferzone waarbinnen de windsnelheid wordt beïnvloed is vooral afhankelijk van de hoogte van de beplanting en veel minder van de porositeit ervan. Optimalisering van de optische porositeit van beplanting voor een efficiënte opname van luchtverontreiniging gaat dan ook nauwelijks ten koste van het windbeschermende effect.

Het is belangrijk dat de optische porositeit van de beplanting uniform is zowel evenwijdig aan de weg als in de hoogte. Er is enige informatie die een indicatie geeft van de porositeit (open, half-open en dicht) van boomkruinen. Maar hiermee is de porositeit van de beplanting in horizontale en verticale zin nog niet bekend. De optische porositeit van een landschapselement is de resultante van soortspecifieke eigenschappen van de geselecteerde boomsoorten en van de wijze van aanleg (bijvoorbeeld de afstand tussen individuele bomen) en van het eventuele beheer. Kwantitatieve informatie over de invloed van porositeit op de effectiviteit van beplanting in termen van luchtzuivering is zeer onvolledig en hier is meer onderzoek gewenst. Recent onderzoek heeft aangetoond dat er duidelijk sprake is van een optimale porositeit (20%) van beplanting voor het afvangen van deeltjes > 30 µm (Raupach *et al.*, 2001).

Blad

De opname van gasvormige luchtverontreiniging en van stof is in sterke mate afhankelijk van het totaal aanwezige bladoppervlak. Hoe meer blad, des te meer luchtverontreiniging kan worden opgenomen. Een maat voor het bladoppervlak is

¹ De optische porositeit is de "open" fractie van het oppervlak waar licht door komt. Als de optische porositeit hoog is dan is er dus ook veel open doorstroom oppervlak en bij een lage optische porositeit is het doorstroom oppervlak klein.

de *Leaf Area Index* (LAI). Deze index staat voor de hoeveelheid éénzijdig bladoppervlak geprojecteerd per eenheid grondoppervlak. De LAI kan sterk variëren tussen soorten, seizoenen en jaren maar varieert ook tussen de verschillende ontwikkelingsstadia van de plant. De LAI van coniferen is in het algemeen groter dan die van loofbomen (Breuer *et al.*, 2003) en vertoont nauwelijks variatie gedurende het jaar. De variatie in bladoppervlak van loofbomen gedurende het jaar is groot, loofbomen hebben de grootste LAI in de periode mei tot en met september. Vanwege de aanwezigheid van takken en twijgen bezitten loofbomen in de wintermaanden toch een zekere minimale 'LAI' (LAI_{\min}) van maximaal 1.

Voor het afvangen van stofdeeltjes speelt ook de morfologie van het blad een belangrijke rol. Ruwe, sterk krullende en behaarde bladeren zijn daarbij effectiever dan vlakke, gladde bladeren omdat de luchtbeweging rond het blad afneemt. Door de wisselende oppervlaktestructuur zal de lucht langzamer door het totale "bladpakket" bewegen waardoor een snellere depositie van deeltjes kan plaatsvinden. Het wasachtige bladoppervlak (cuticula) speelt een rol bij de opname van voornamelijk organische componenten.

Soortensamenstelling

Naalden van coniferen vangen stof beter af dan bladeren van loofbomen terwijl deze laatste effectiever zijn bij de opname van NO_2 . Daarmee is niet gezegd dat naaldbomen in absolute zin minder NO_2 opnemen dan loofbomen. Naaldbomen hebben een grotere LAI dan loofbomen en behouden de naalden in de wintermaanden. Hoe op jaarbasis de effectieve opname van NO_2 door naaldbomen zich verhoudt tot die van loofbomen moet nader worden onderzocht. Op basis van de huidige informatie moet worden geconcludeerd dat effectieve beplanting voor opname van zowel NO_2 als stof idealiter bestaat uit een combinatie van naald- en loofbomen.

NO_2 Gevoeligheid

Bij de keuze van soorten voor een beplanting moet rekening worden gehouden met de fytotoxiciteit van NO_x ($NO + NO_2$). Risico op beschadiging hangt af van de concentratie, blootstellingsduur, omgevingscondities en de soortspecifieke gevoeligheid (zie hiervoor Bijlage 3). Uit de door de plant opgenomen NO en NO_2 ontstaan nitraat en nitriet die vervolgens enzymatisch worden omgezet in aminozuren en eiwitten. De gevoeligheid van een plant voor NO_x wordt bepaald door de effectiviteit van deze omzettingen (detoxificatie). Als NO of NO_2 onvoldoende snel worden omgezet kan dat leiden tot schade aan de plant. De omzetting van nitriet tot aminozuren is gekoppeld aan de lichtreactie van de fotosynthese. Dit zou verklaren waarom NO_x schadelijker is in het donker (minder detoxificatie) dan in het licht.

Zichtbare symptomen als gevolg van NO treden pas op bij acute blootstellingen: relatief hoge concentraties (> 1 ppm) gedurende korte tijd (enkele uren). Chronische blootstelling (dagen-weken) aan relatief lage concentraties kunnen negatieve, vaak niet zichtbare, effecten veroorzaken op de fotosynthese en uiteindelijk leiden

tot groeireductie. Voor NO₂ geldt dat acute blootstellingen aan concentraties hoger dan 200 ppb zichtbare beschadiging tot gevolg kunnen hebben. De symptomen zijn echter niet specifiek. Andere luchtverontreinigingscomponenten zoals SO₂, Cl, O₃ maar ook bijvoorbeeld magnesium-gebrek kunnen dezelfde symptomen veroorzaken. Een chronische blootstelling aan lage NO₂ concentraties kan leiden tot niet direct zichtbare symptomen zoals groeireductie, verstoring van de waterhuishouding en verhoogde gevoeligheid voor indirecte effecten (pathogenen, vorst, droogte).

De World Health Organization (WHO, 2001) heeft op grond van de bestaande kennis een zogenaamde “critical level” voor stikstofoxiden in relatie tot planten afgeleid. Een “critical level” is te vergelijken met een (niet-wettelijke) grenswaarde ter bescherming van plantensoorten in het algemeen. De grenswaarden zijn afgeleid voor kortdurende en voor langdurende blootstellingen. De grenswaarde voor kortdurende blootstelling is weergegeven als een 24-uursgemiddelde. Daarnaast wordt de grenswaarde voor langdurende blootstelling weergegeven als een jaargemiddelde. Dit impliceert dat enkele uren met verhoogde concentraties en korte episodes van enkele dagen niet direct tot negatieve effecten hoeven te leiden.

Voor groen heeft de WHO het volgende voorstel voor NO_x grenswaarde:

- 75 µg/m³ als 24-uursgemiddelde (NO + NO₂, uitgedrukt als NO₂ in µg m⁻³);
- 30 µg/m³ jaargemiddelde.

In het Besluit luchtkwaliteit wordt voor NO_x in artikel 12 het volgende gesteld:

Bestuursorganen nemen bij de uitoefening van bevoegdheden die gevolgen voor de luchtkwaliteit ten aanzien van stikstofoxiden kunnen hebben, in gebieden met een oppervlakte van ten minste 1000 km² die gelegen zijn op een afstand van ten minste 20 km van agglomeraties of op een afstand van ten minste 5 km van andere gebieden met bebouwing, van inrichtingen of van autosnelwegen, behoudens voorzover de betrokken wettelijke regeling zich daartegen verzet, als grenswaarde voor stikstofoxiden 30 microgram per m³ als jaargemiddelde concentratie in acht.

Met als toelichting:

De dochterrichtlijn kent voorts een grenswaarde voor NO_x van 30 microgram als jaargemiddelde concentratie. Deze norm is gericht op de bescherming van de vegetatie. Voor het toepassingsgebied van deze norm gelden dezelfde criteria als voor de grenswaarden voor ecosystemen van zwaveldioxide. Evenals bij zwaveldioxide mag op grond van de criteria verwacht worden dat deze norm slechts op een zeer beperkt aantal plaatsen (één gebied in zone noord) van toepassing is en daar niet wordt overschreden.

4. Schatting van de effectiviteit

In dit hoofdstuk worden aan de hand van simpele modellen schattingen gemaakt van de invloed van poreuze groenelementen, met name rijen bomen en bossages langs (snel)wegen op de NO₂ en PM concentraties. De modellen zelf worden in de Bijlagen in meer detail besproken. De modelvorming komt deels uit de literatuur en is deels binnen het huidige project uitgebreid en aangevuld.

De hier gegeven analyse is geldig voor “gemiddelde” omstandigheden, met name voor gemiddelde windsnelheid. Bij hogere windsnelheden zal een groenelement gaan meebewegen met de wind en zal de porositeit veranderen. Verder wordt aangenomen dat de eigenschappen van het element onder de geldende omstandigheden uniform zijn over de hoogte. De gebruikte modellen voor NO₂ absorptie en deeltjesvangst hebben elk hun eigen beperkingen, zie de bijlagen. De hier beschreven analyse is dan ook niet anders bedoeld dan om een onderbouwde **schatting** te maken van de te verwachten effecten en inzicht te krijgen in de belangrijkste mechanismen die een rol spelen. Voor veel van de gebruikte parameters zijn schattingen gemaakt wat “redelijke” karakteristieke waarden zijn in de Nederlandse situatie. Echter, in praktijk zal elke groenelement zijn eigen structuur en karakter hebben waardoor het netto effect op de luchtkwaliteit iets anders zal zijn.

In alle analyses in dit rapport is uitgegaan van een situatie dat de weg en de bomen zich op maaiveldniveau bevinden. Indien er een wezenlijk hoogteverschil bestaat tussen de weg en het groenelement zijn de resultaten alleen geldig voor het deel van de stroming dat feitelijk door het element gaat. Effectief moet er dan dus met een lagere hoogte van het element worden gerekend.

4.1 Berekeningen voor NO₂

Zoals in hoofdstuk 2 al aangegeven ontbreken in het algemeen studies waarin op systematische wijze de afvangst van gassen door vegetatie langs wegen wordt onderzocht. Daarom is op basis van eigen inzichten een schatting van de effectiviteit gemaakt.

Hierbij wordt gebruik gemaakt van:

1. het weerstandsmodel (zie Bijlage 2) voor het berekenen van de atmosferische depositie van stoffen;
2. experimentele gegevens over de opnamecapaciteit van vegetatie.

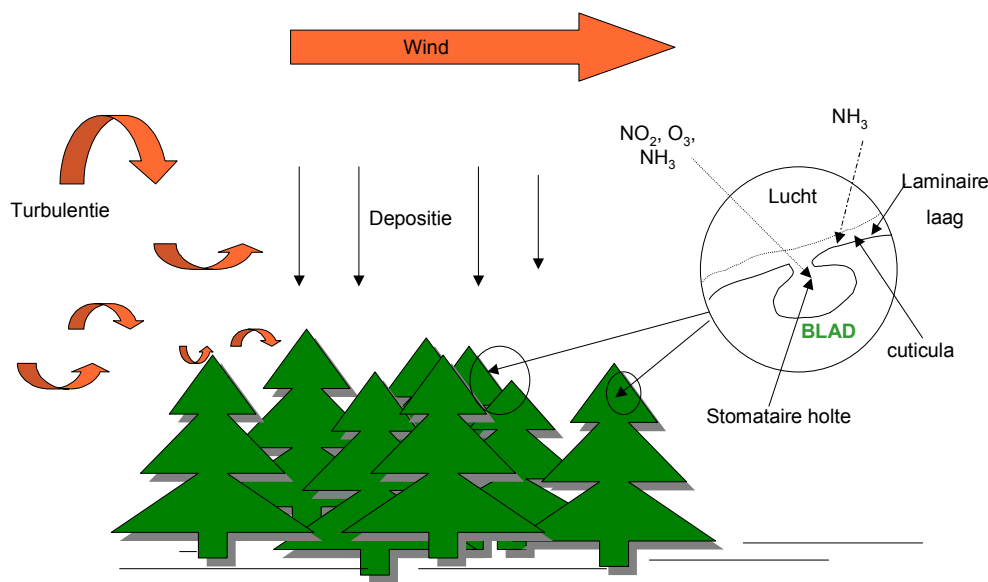
Figuur 3 geeft een schematische weergave van het proces van atmosferische depositie. Stoffen worden met de wind meegenomen en over een bos getransporteerd. Loodrecht op de richting van de wind vindt transport plaats van stoffen naar het bos. Bij de interpretatie van metingen van de depositie en generalisatie van meetre-

sultaten wordt meestal gebruik gemaakt van het zogenaamde weerstands lagen model. In Bijlage 2 wordt dit model uitgebreid besproken. Het weerstandsmodel onderscheidt grofweg drie processen waarlangs de opname van gassen plaatsvindt.

- transport vanuit de atmosfeer boven de vegetatie naar de bladeren;
- transport door de laag met stilstaande lucht rondom de bladeren;
- transport door de huidmondjes op de bladeren naar het inwendige van de plant.

Een belangrijke parameter die met behulp van het weerstandmodel kan worden berekend is de zogenaamde depositiesnelheid (v_d) die de verhouding geeft tussen de concentratie van de stof in lucht (C_a) en de bijbehorende depositieflux:

$$Flux = v_d C_a \quad (g \ m^{-2} \ s^{-1})$$



Figuur 3 Schematisch beeld van de atmosferische depositie van stoffen. Stoffen gaan loodrecht op het windveld naar de vegetatie.

Metingen van de depositie van stikstofoxiden in het veld geven regelmatig slecht interpreteerbare resultaten te zien. Op basis van experimenten in begassingskamers en het veldwerk lijkt echter de conclusie gerechtvaardigd dat de opname van NO_2 voornamelijk via de huidmondjes plaatsvindt (Fowler, 1996). Van dit gegeven kan goed gebruik gemaakt worden bij het schatten van de opname van NO_2 door vegetatie.

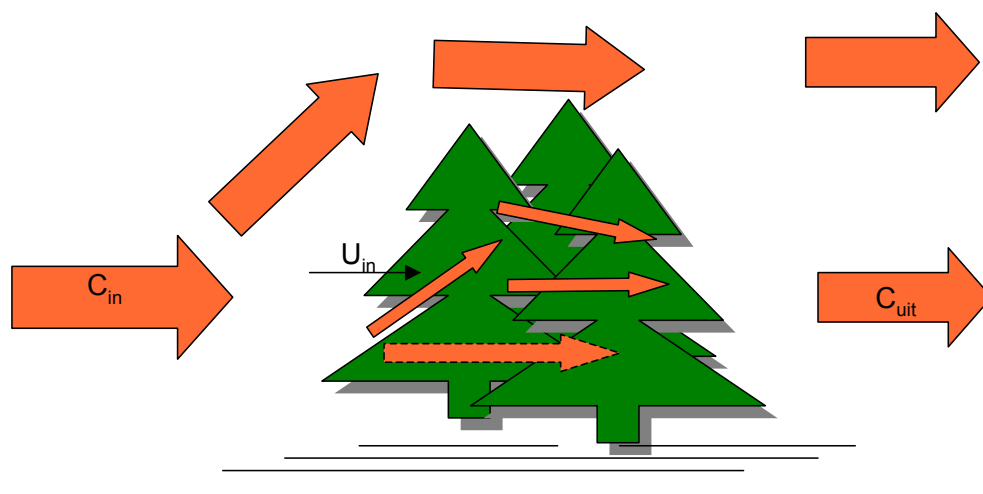
Het gaat in dit geval om een situatie zoals aangegeven in Figuur 4. Een gedeelte van de met de wind aangevoerde massa NO_2 zal door de vegetatie stromen. Door opname van de stof in de vegetatie zal de uitstromende concentratie dalen. De

grootte van de daling hangt af van de snelheid waarmee de bladeren de NO_2 opnemen.

Het weerstandslagenmodel kan worden gebruikt om ook in deze situatie een schatting van de opname te maken. Ook in dit geval moeten stoffen drie stappen doorlopen:

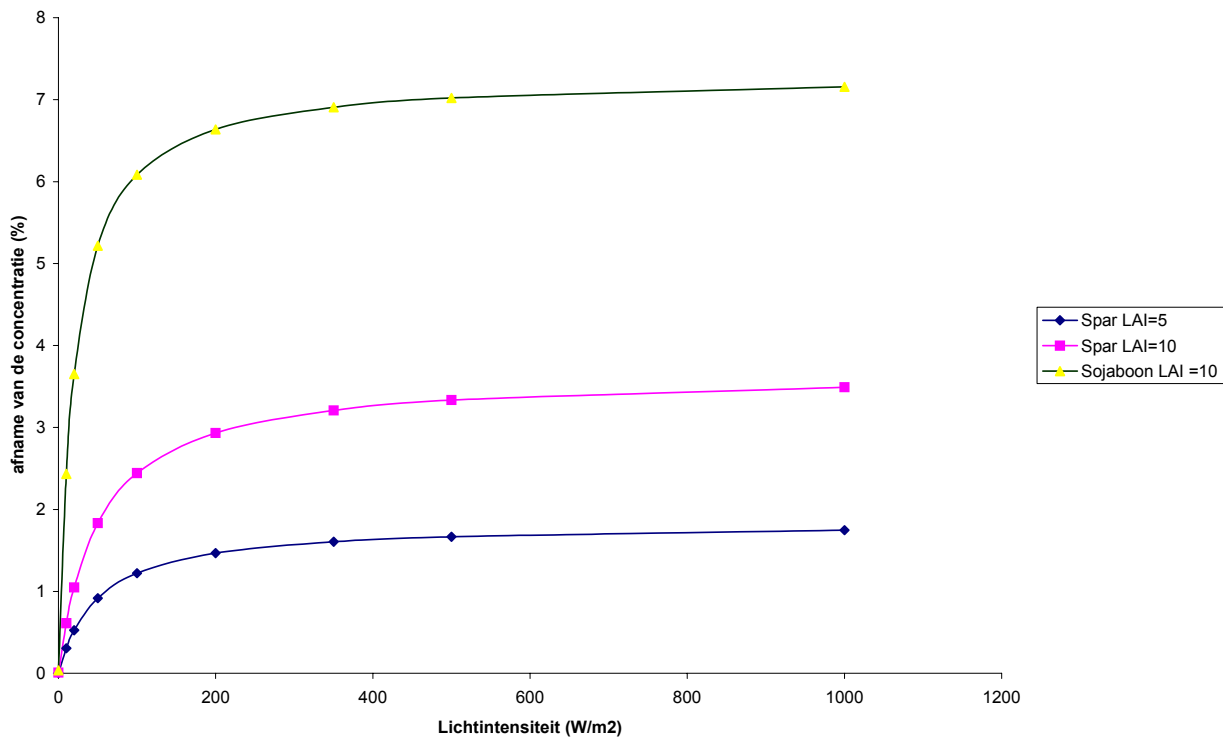
- Transport vanuit de atmosfeer naar de blaadjes. Dit onderdeel van het proces verloopt in dit geval veel sneller dan in het klassieke depositieproces in *Figuur 3*. De windsnelheid waarmee stoffen worden aangevoerd is hier tot enkele meters per seconde. De verticale component van de wind in de figuur is veel kleiner.
- Transport door de laminaire laag rondom de blaadjes. Door de hoge windsnelheid is de laminaire laag rondom de bladen waarschijnlijk iets dunner dan in *Figuur 3*. Ook dit onderdeel van het proces verloopt daardoor sneller.
- Transport door de huidmondjes naar het inwendige van de plant. Het transport door de huidmondjes zal vrijwel op dezelfde wijze plaatsvinden als hierboven. Zoals hierboven vermeld is de snelheidsbepalende stap bij de opname van NO_2 juist de opname door de huidmondjes. Daarnaast is er naar verwachting nog een kleine opname via het bladoppervlak (cuticula) Deze is gedurende de dag minder belangrijk dan de opname via stomata maar gedurende de nacht de enige route. De snelheid waarmee stoffen vanuit de atmosfeer worden aangevoerd is dus niet de beperkende factor in het transport van NO_2 .

Op basis van bovenstaande redenering lijkt de conclusie gerechtvaardigd dat de opnamesnelheid in beide gevallen (horizontale en verticale aanstroming) gelijk is aan de snelheid waarmee stoffen worden opgenomen via de stomata. Het weerstandsmodel kan dus gebruikt worden om een eerste schatting te maken van de snelheid waarmee stoffen worden opgenomen en de parameters die deze opname beïnvloeden. In Bijlage 2 wordt het weerstandsmodel verder beschreven en uitgewerkt.



Figuur 4 Opname van stikstofdioxide door vegetatie bij horizontale aanstroming.

Op basis van algemene kenmerken van vegetatie is, met behulp van het weerstandsmodel, berekend, wat het effect van deze vegetatie op de NO_2 concentraties is. Figuur 5 geeft aan met welk percentage de concentratie verlaagd wordt na passage door een vegetatie element. De maximale concentratieverlaging door het vegetatie element blijkt ongeveer 7% te zijn. Dit is onder optimale condities met betrekking tot lichtintensiteit, luchtvochtigheid enzovoort. In de praktijk zal de opname een dag-nacht cyclus vertonen met geringe opname 's nachts en hoge opname midden op de dag. In de praktijk zou deze cyclus samen kunnen vallen met de cyclus in de NO_2 concentratie die in steden een minimum 's nachts zou kunnen hebben. In de winter zal de opname door bladverliezende plantensoorten veel geringer zijn dan in de zomerperiode. Ook voor niet blad verliezende soorten zal de opname echter geringer zijn en beneden een (plantafhankelijke) temperatuur zelfs geheel wegvallen.



Figuur 5 *Afname van de concentratie van NO_2 bij passage van lucht door een vegetatie element berekend met behulp van het weerstandsmodel. De intredende windsnelheid bedraagt 1 m/s.*

4.1.1 Bepalende parameters

De volgende parameters zijn belangrijk voor de effectiviteit van de opname:

- de lichtintensiteit als sturende parameter voor de fysiologische activiteit;
- de luchtvochtigheid i.v.m. de openingstoestand van de huidmondjes;
- de vochthuishouding van de plant (is er sprake van droogte?);
- de plantensoort:
 - de dichtheid van huidmondjes;
 - de maximale geleidbaarheid van de huidmondjes (een parameter die per plant verschilt);
 - bladoppervlak (als grove parameter voor een groot aantal structuurkenmerken van de plant);
 - de affiniteit van de plant voor stikstof;
- de structuur van het vegetatie element voor zover deze van belang is voor de windsnelheid door het element.

Daarbij zijn de lichtintensiteit en de luchtvochtigheid niet door de keuze van de plant te beïnvloeden. De gevoeligheid voor variaties in de lichtintensiteit en vochtigheid is echter weer wel afhankelijk van de plantensoort.

4.1.2 Opmerkingen

Het model in Bijlage 2 is uiteraard een vergroving van de werkelijkheid. Een aantal aspecten is belangrijk:

- Het gebruikte weerstandsmodel is uitgebreid getoetst voor een aantal stoffen zoals ozon. Voor NO₂ is toetsing tot dusver niet erg succesvol geweest. Meestal wordt de, in laboratoriumstudies, gevonden opname bij metingen in het veld niet teruggevonden. Dit hangt waarschijnlijk samen met allerlei meetartefacten en processen die een goede meting verstoren. Aan de andere kant zijn er ook weinig indicaties dat het model de opname van NO₂ niet goed zou beschrijven. Alle veldmetingen in de literatuur overziend lijken de huidige schattingen met het model eerder een maximum opnamesnelheid. De opname zou in de praktijk wel lager kunnen zijn dan nu geschat.
- Het weerstandsmodel is bedoeld om het proces van atmosferische depositie te beschrijven. Dat wil zeggen opname van stoffen die meegevoerd worden door de wind die over vegetatie waait. In de Bijlage is beargumenteerd waarom het redelijk is te verwachten dat het model ook geschikt is om het proces, waarbij de wind als het ware door de vegetatie waait, te beschrijven. Er zijn op dit moment echter geen experimentele gegevens bekend waaraan deze argumentatie kan worden getoetst. De gemaakte berekeningen moeten daarom ook slechts gezien worden als een eerste schatting.
- Een aaneenschakeling van vegetatie elementen.
- De hier gepresenteerde schattingen gelden voor een enkel vegetatie element opgesteld langs een weg. Het is uiteraard mogelijk meerdere vegetatie-

elementen achter elkaar te plaatsen en zo de effectiviteit te verhogen. De door het eerste bosje gefilterde lucht stroomt dan door het tweede bosje. Daardoor zou de opname kunnen worden vergroot en de NO₂ concentratie verder worden verlaagd. Aaneenschakeling van een aantal afzonderlijke elementen is echter niet bestudeerd. Dit komt mede omdat de het achter elkaar schakelen van vegetatie-elementen stromingstechnisch gezien erg complex kan zijn. Bij een bepaalde, niet-optimale, opstelling zou het voor kunnen komen dat de wind niet, gedeeltelijk, door het tweede bosje waait maar er overeen. Door gebruik te maken van een model met meerdere lagen kan in ieder geval beter rekening kan worden gehouden met de structuur van het element (zie bijvoorbeeld Deinum et al., 1995).

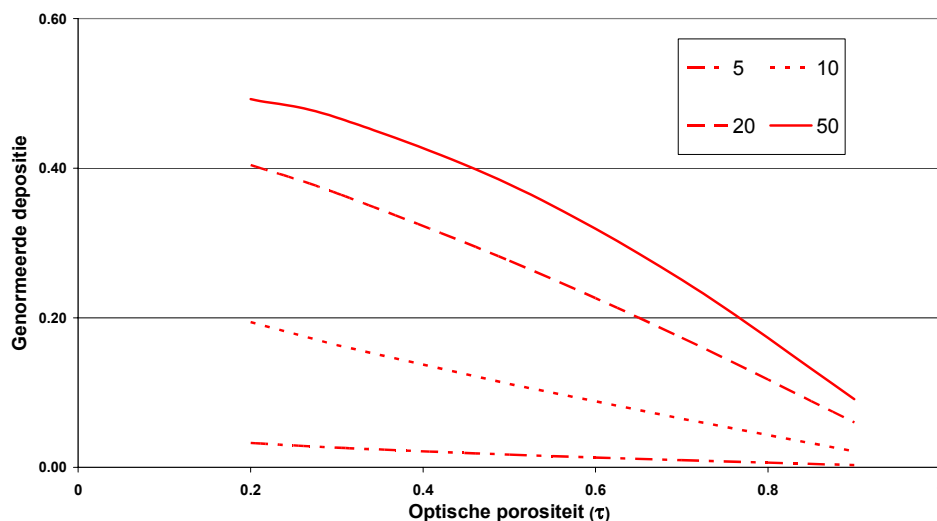
- De concentratie van NO₂ in de aanstromende lucht is in de buurt van wegen niet constant met de hoogte. In principe gelden de berekende verliesfracties voor het gehele vegetatie element. Berekeningen met een meer gedetailleerd (lagen model) model zouden hier meer informatie kunnen verschaffen.
- De windsnelheid door het vegetatie element is een belangrijke parameter. Het is op dit moment niet duidelijk hoe deze zich verhoudt tot de windsnelheid in het vrije veld en de structuur van het element.

4.2 Berekeningen voor stof

Met behulp van het basismodel voor deeltjesvangst (zie de bijlagen) en enige schattingen voor de Nederlandse situatie kan geschat worden wat de vangstefficiëntie en het netto effect op de concentraties direct achter het groenelement zijn. In het model zijn de volgende aannames gemaakt voor enkele parameters, zie de bijlagen voor een verklaring van de parameters en symbolen:

Parameter	Symbool	Typische waarde en (range)	Eenheid
Gemiddelde windsnelheid op 10 meter hoogte	U_H	(2-8) 5	m/s
Correctie padlengte	m	1,2	-
Hoogte groenelement	H	(5-15) 10	m
Optische porositeit	τ	(0,1-0,8) Gerekend met een range	-
Fractie pluim door groenelement	β	(0,6-0,9) 0,75	-
Karakteristieke afmeting <i>in</i> groenelement (Hier is een waarde voor naaldbomen gebruikt, zie de tekst.)	d	(0,001-0,05) 0,002	m
Gemiddelde snelheid in groenelement	U	(1-3) 2-3 Waarde volgt uit model	m/s
Verhouding inkomende / uitgaande luchtsnelheid (is functie van τ)	λ	(1,1-2,1) Waarde volgt uit model	-
Gemiddelde hoogte van een ongestoorde pluim	σ_z	(7-10) 10	m

De fractie van de deeltjes die met bovenstaande parameters in het element achterblijft, is volgens het basismodel als volgt:

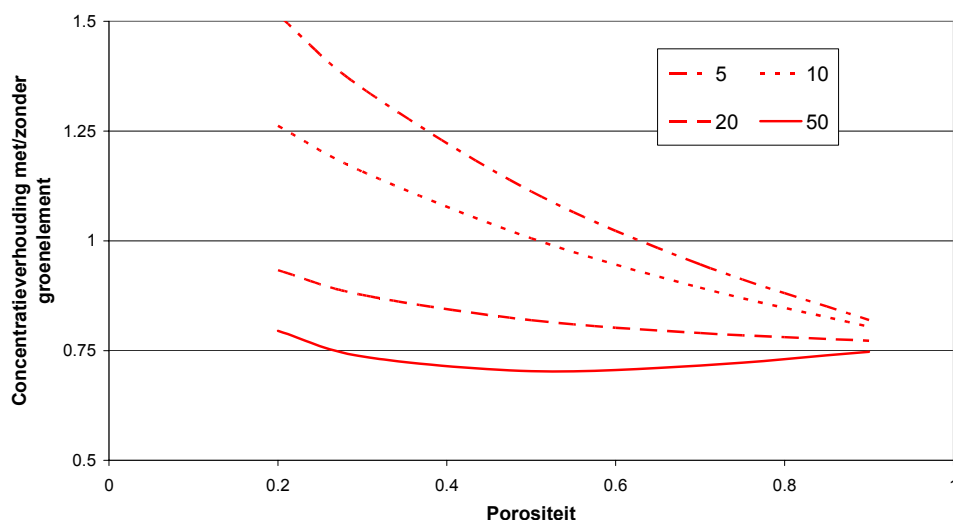


Figuur 6 Genormeerde bulkdepositie als functie van de optische porositeit. De index in de figuur is de diameter van de deeltjes in micrometer.

Voor grotere deeltjes (50 μm en groter) voorspelt het model een maximum depositie van 50% rond een optische porositeit van ca. 0,18, dit is een groenelement waar slechts beperkt doorheen gekeken kan worden. Voor kleinere deeltjes (PM₁₀ en PM₅) is het effect veel kleiner. Een potentiële tekortkoming in het gebruikte model is dat wordt aangenomen dat de om- en doorstroming van het groenelement niet verandert bij veranderende (afnemende) optische porositeit. Uit de literatuur (Heisler, 1988, Sturrock, 1969) is bekend dat de omstroming van groenelementen bij lage optische porositeiten (voor kunstmatige objecten van ca. 30%) een ander karakter gaat krijgen. Bij deze porositeiten gaat zich een recirculatie vormen achter het element. Verwacht mag worden dat de verhouding tussen om- en doorstromende lucht iets zal veranderen. De effecten hiervan op de effectieve filtering van het element zijn niet onderzocht.

4.2.1 Locatie van het groenelement direct langs een (snel)weg

De verhouding van netto concentraties met en zonder groenelement (op korte afstand, ca. 1-3 maal de elementhoogte) achter het groenelement volgens Bijlage 4 is geplot in Figuur 7.



Figuur 7 Effect op de concentratie achter het element als functie van de optische porositeit. De index in de figuur is de diameter van de deeltjes in micrometer.

Voor concentratieverhoudingen kleiner dan 1,0 is de concentratie **met** groenelement volgens het model lager dan de concentratie **zonder** groenelement. Onder bovenstaande aannames is er bij lagere porositeiten voor de kleinere deeltjes een toename van de **concentraties**. Dit laat onverlet dat het groenelement uiteraard nog steeds deeltjes vangt. Alleen is het effect van de snelheidsdemping groter dan het effect van de deeltjesvangst. Bij hogere porositeiten (hoger dan 50-70%) is het totale effect van het groenelement op de concentraties dat deze voor alle deeltjesgroottes afnemen.

4.2.2 Gevoeligheden en beperkingen

1. Porositeit: Als de porositeit van het groenelement toeneemt (i.e. minder bladeren) neemt de effectieve depositie af. De mate van windsnelheidsdemping ten gevolge van het element neemt ook af. Het netto effect op de concentraties achter het groenelement is dat lagere concentraties voorkomen bij hogere porositeiten.

In de berekening is gewerkt met een berekende verhouding tussen de inkomende luchtsnelheid en de luchtsnelheid op een elementhoogte afstand (λ) tussen 1 en 2, afhankelijk van de porositeit. Deze waarden lijken redelijk voor afstanden van 1-4 maal de elementhoogte stroomafwaarts (zie Bijlage 1). Op 10 maal de elementhoogte stroomafwaarts is de demping van de snelheid nog maar ca. 20%. Op die afstand zal het filtereffect van het element voor PM dominant zijn boven de snelheidsdemping. Verder zal er op deze afstand echter reeds bijmenging plaats vinden van de stroom die over het element is gegaan waardoor de concentraties weer omhoog gaan.

De porositeit van een echt groenelement is uiteraard constant noch homogeen. Deze variaties maken dat de effectieve werking van een groenelement zal variëren. Op dit punt is meer onderzoek wenselijk.

2. Impactie-efficiency: Als de kale impactie-efficiency verdubbelt dan heeft het groenelement voor porositeiten hoger dan 0,6 een klein verlagend effect op de netto PM_5 concentraties. Voor PM_{10} is er voor alle porositeiten een beperkt effect (ca. 0-10%) van het groenelement op de concentraties.
Als gevolg van de variërende eigenschappen van het groenelement moet de vangstefficiency in de gebruikte formules worden vervangen door een effectieve waarde die een maat is voor de gemiddelde eigenschappen van het element.
3. Fractie pluim door element: Als de gehele pluim met verontreiniging door het element gaat dan is het effect op de concentraties achter het groenelement voor alle behalve de grootste deeltjes een concentratieverhoging. Als slechts ca. 50% van de verkeersemmissies door het groenelement gaat is het netto effect van het element op de concentraties ten gevolge van de afscherpende werking voor alle behalve de allerkleinste deeltjes een concentratieverlaging.
De fractie van de wegverkeeremissies die door het groenelement gaat zal variëren en o.a. sterk afhankelijk zijn van de specifieke omliggende bebouwing en de meteorische condities. De verhouding tussen de breedte van een snelweg en de hoogte van er langs geplante begroeiing zal ook van groot belang zijn.
4. Karakteristieke afmeting *in* groenelement: Als de karakteristieke afmeting wordt verminderd van 2 mm tot 1 mm dan neemt het concentratieverlagende effect op de PM_{10} concentratie met ca. 10% toe. Verdubbeling tot 4 mm doet het effect met ca. 10% afnemen. Deze gevoeligheid suggereert dat groenelementen met veel ruwe, harige, bladen of naalden een optimale deeltjesvangst geven. De gevoeligheid voor dit kenmerk betekent dat er een substantieel verschil is tussen loofbomen en naaldbomen.
De karakteristieke afmetingen van de structuur van het groen zullen per soort boom/struik sterk verschillen. Verder zal de structuur van een groenelement niet homogeen zijn.
De waarde van ca. 0,002 wordt in de literatuur gehanteerd voor validatie van het Raupach model (Raupach, 2001) aan naaldbomen (*Casuarina equisetifolia* en *Pinus elliottii*). Omdat de juiste waarde voor loofbomen slecht gedefinieerd is wordt in dit rapport met de waarde voor naaldbomen gerekend. Voor deeltjesdepositie op loofbomen zal de efficiency aanmerkelijk lager uitvallen.
5. Gemiddelde snelheid in groenelement: Toe(af)name van de snelheid in het groenelement met 1 m/s doet de vangstefficiency met ca. 5-10% toe(af)nemen. De “karakteristieke” gemiddelde waarde voor een groenelement is a-priori slecht in te schatten. Nader onderzoek naar de waarde van deze grootte is zeer gewenst.
Alle beschouwingen tot op heden zijn gedaan voor de situatie van loodrechte aanstroming van het element. Dit zal uiteraard slechts een deel van de tijd voorkomen. Bij andere aanstromingsrichtingen zal de effectieve doorstroming van het element minder zijn.

Als gevolg van bovenstaande punten zal de effectieve deeltjesvangst van een groenelement in praktische situaties lager uitkomen dan nominaal geschat. Het belangrijkste hierbij is dat een element langs een snelweg slechts gedurende een beperkt deel van de tijd goed doorstroomd wordt.

4.2.3 Locatie van het groenelement op grotere afstand van een (snel)weg

Als het groenelement verder van de weg afstaat dan ca. 100 meter dan is het inkomende concentratieprofiel betrekkelijk constant over de hoogte van het element. Als gevolg hiervan heeft de snelheidsdemping ten gevolge van het groenelement weinig tot geen invloed en is alleen de adsorptie van deeltjes van belang. Het groenelement heeft in deze situatie dan ook als gevolg dat de deeltjesconcentratie afneemt. Van belang is om het element dicht bij de te beschermen bebouwing te plaatsen om te voorkomen dat te veel ongefilterde lucht die over het element is heengegaan weer bijmengt en de concentraties aldus verhoogt.

Uit bovenstaand model en opmerkingen kan worden geconcludeerd dat een groenelement dat met betrekkelijk uniforme concentraties wordt aangestroomd het beste evenwijdig aan de weg kan worden geplaatst. Voor een maximale filterwerking is een optische porositeit van circa 0,2-0,3 naar verwachting optimaal. De porositeit moet in ieder geval zodanig zijn dat het groenelement nog goed doorstroomt wordt, dat niet alle lucht er overheen wordt gedwongen. De feitelijke ruimtelijke afmetingen behorende bij deze porositeit, zoals de diepte van het element, hangen af van de detaileigenschappen van het element. Het ontwerp van een optimaal groenelement is niet triviaal en meer studie is hiervoor gewenst.

Een groenelement bestaande uit naaldbomen, met een optische porositeit van 0,2-0,3, vangt onder bovenstaande aannames en bij rechte aanstroming ca. 15% van de doorstromende PM_{10} af (zie figuur 6). Bij een (uniforme) doorstroming van het element met ca. 2 m/s vangt een groenelement van 1000 meter lang en 10 meter hoog per uur maximaal ca. 350 gram fijn stof per uur. Als iedere boom in het element een effectieve kruindiameter heeft van ca. 5 meter dan is de vangst per boom plus de onderbegroeiing maximaal ca. 1,75 gram per uur. De boom zal hier ongeveer de helft van afvangen. Een lang groenelement langs een weg zal statistisch de helft van de tijd niet door de weg worden aangestroomd en tevens zal de windsnelheid variëren. Verder zal de porositeit over een jaar verlopen. Bovenstaande leidt tot een beperkte efficiency van het element. Aannemende dat er een efficiency van ca. 20% overblijft, zal één typische boom uit het voorbeeld dus maximaal ca. 1,5 kg per jaar aan fijn stof (PM_{10}) vangen.

4.2.4 Groenelementen in straten

Het is bekend dat groenelementen in een straat de stromingspatronen zodanig kunnen beïnvloeden dat de emissies van verkeer langer in de straat blijven hangen. Om dit in rekening te brengen heeft het CAR pakket een zogenaamde bomenfactor (Hout, 1988a) (Teeuwisse, 2003). Bij de bepaling van de bomenfactor is er impliciet van uitgegaan dat het stromingseffect (veel) groter is dan het filtereffect van het groen op de lokale concentratie. Op basis van de resultaten van het basismodel voor PM_{10} vangst lijkt dit nog steeds een redelijke aanname. Binnen de scope van het huidige project kon hiernaar geen nader onderzoek worden verricht.

Er zijn verschillende onderzoeken uitgevoerd naar de verwijdering van stof door groenelementen. (Impens, 1979) heeft onderzoek gedaan naar het stofgehalte op bomen in vier verschillende plaatsen in de stad. Hieruit is gebleken dat stofgehalte op bomen langs straten en wegen in de stad twee tot drie keer hoger was dan op andere plaatsen. Verder wees het onderzoek uit dat het aandeel metalen in het totale stofgehalte in de stedelijke gebieden veel hoger was dan in het landelijke gebied. Er lijkt een relatie te bestaan tussen het aantal looddeeltjes dat gevonden wordt op de bladeren en de verkeersintensiteit bij de monsterplaats.

4.2.5 Bulkgroen in/nabij een stad

Een groot verschil tussen de hierboven beschreven situaties en die van bulkgroen is dat in het laatste geval sprake is van verticale depositie en niet van horizontale aanstroming en depositie.

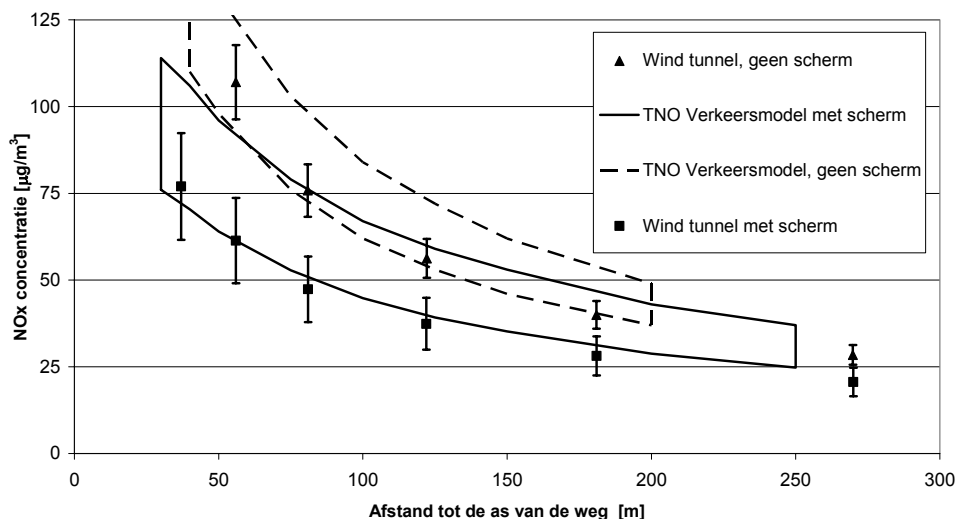
In (Nowak, 2000) wordt een uitgebreide schatting gemaakt van het effect van het algemene groen op de luchtkwaliteit. Uit het onderzoek blijkt dat een substantiële hoeveelheid verontreiniging door de bomen uit de lucht wordt verwijderd. Echter, het effect op de concentraties in de lucht is zeer beperkt, minder dan 0,5%. De gemiddelde bijdrage van een boom aan de PM_{10} verwijdering bedraagt ca. 0,1 kg per jaar. Eerdere schattingen van (Nowak, 1994) met betrekking tot het effect van bomen op PM_{10} in Chicago varieerden van ca. 0,025 kg/jaar voor een kleinere boom tot ca. 1,4 kg/jaar voor een grote boom met een stamdiameter groter dan 75 cm.

Meer detailinformatie over de resultaten van de verschillende Nowak studies staat in Bijlage 5.

4.3 Het effect van een geluidsscherm

Om een indruk te krijgen van het effect van een groenelement ten opzichte van andere maatregelen kan het effect van een groenelement worden vergeleken met dat van een scherm. Uit bovenstaande schattingen kan worden geconcludeerd dat

de NO_2 en PM_{10} concentraties na een groenelement naar verwachting op zijn best gelijk blijven en waarschijnlijk zelfs iets zullen toenemen ten opzichte van de situatie zonder element. In een eerdere studie (Wesseling, 2003b) is het effect van een gemiddeld geluidsschermb op de concentraties van een testgas onderzocht. De resultaten zijn hieronder weergegeven.



Geplot zijn de in de windtunnel gemeten en met het TNO Verkeersmodel berekende NO_x concentraties in een situatie met dwarswind met en zonder geluidsschermb. Aannemende dat de PM_{10} concentratie schaalt met de gemeten NO_x concentratie (dus dat de veranderende snelheid niet tot wezenlijk andere depositie leidt) neemt de PM_{10} concentratie kort achter het scherm ook met circa 40-45% af. Op grotere afstand tot het scherm wordt het effect steeds minder. Het effect op de NO_2 concentratie is, vanwege de niet lineaire relatie tussen NO_x en NO_2 kleiner. De afname bedraagt, afhankelijk van de gemiddelde ozon concentratie, circa 10-15%.

4.4 Vergelijking met CAR

In het CAR programma (Teeuwisse, 2003) is de mogelijkheid opgenomen om de invloed van bomen op de lokale luchtkwaliteit in een straat in rekening te brengen (Hout, 1988b). Deze “bomenfactor” is eigenlijk alleen geldig **in** een straat en niet geschikt voor gebruik **naast** een groenelement. De onderliggende gedachte bij de bomenfactor, dat bomen de circulatie verminderen en dus tot hogere concentraties leiden, wordt in de huidige studie echter onderbouwd.

5. Evaluatie, conclusies en aanbevelingen

Uit de huidige studie kan worden opgemaakt dat groenelementen alleen een zinvolle zuiverende buffer kunnen vormen tussen een weg en een woonwijk indien er voldoende afstand tussen beide bestaat. Deze afstand is noodzakelijk om de emissies van de weg redelijk uniform over een hoogte van 1-2 hoogtes van het element te mengen. De effecten van groenelementen op de NO_2 en PM_{10} concentraties zijn naar verwachting niet zodanig dat hun inzet kan resulteren in een kortere afstand tussen de bebouwing en de weg. Hiervoor zijn de verwachte effecten te klein en de onzekerheden erin te groot. Ook waar al op korte afstand van de weg is gebouwd kunnen groenelementen niet als oplossing ingezet worden. Het belang van groenelementen is vooral gelegen in een verdere opschoning van de lucht in een omgeving waarin de concentraties al tegen de grenswaarde aan zitten. Het verdient aanbeveling om de inzet van groenelementen rond bebouwing in een vroeg stadium van planvorming op het gebied van ruimtelijke ordening een plaats te geven.

Het nut van de inzet van groenelementen om knelpunten van luchtkwaliteit (hot spots) te bestrijden met behulp van de zuiverende/filterende werking van groen kan betwijfeld worden. Ook hierbij speelt het beperkte filterende effect een rol. Samen met het negatieve effect van de lagere luchtsnelheden op de concentraties kunnen de concentraties achter een groenelement zelfs aanmerkelijk hoger uitkomen dan zonder het element het geval zou zijn, vooral voor PM_{10} en kleinere deeltjes. Hoewel de onzekerheden in de analyses betrekkelijk groot zijn wordt verwacht dat het netto effect van een groenelement op de concentraties kort achter het element in praktische situaties een toename van de concentraties is. Op korte afstand van een weg is een geluidsscherm effectiever om PM_{10} en NO_2 concentraties te verlagen dan een groenelement.

Er bestaat veel literatuur over het effect van het algemene groen op de luchtkwaliteit, bijvoorbeeld in een stedelijke omgeving. Uit onderzoek blijkt dat een substantiële hoeveelheid verontreiniging door de bomen uit de lucht wordt verwijderd. Echter, het effect op de concentraties in de lucht is zeer beperkt, minder dan 1%. De gemiddelde bijdrage van een boom aan de PM_{10} verwijdering bedraagt grofweg ca. 0,1 kg per jaar.

Puntsgewijs kan het volgende worden geconcludeerd:

Algemeen

- Het effect van een “luchtdicht” groenelement op de erachter optredende concentraties dient nader te worden onderzocht.
- Een groenelement heeft, los van eventueel filterende werking, een dempende werking op het snelheids- en turbulentievelde op korte afstand (1-4 elementhoogtes) achter het element. Als gevolg hiervan zijn concentraties van stoffen

(die op korte afstand voor het element geëmitteerd zijn) hoger dan in een situatie zonder groenelement.

- Hoewel de onzekerheden in de berekeningen aanzienlijk zijn leidt de combinatie van te verwachten snelheidsdemping en filterende werking van een groenelement in de praktijk naar verwachting tot netto hogere PM en NO₂ concentraties op kortere afstanden (enkele elementhoogtes) achter het element dan er zonder het element zouden zijn. Gebruik van groenelementen om bebouwing op **korte** afstand tot een drukke weg (hot spot) tegen hoge concentraties te beschermen is, op basis van de nu beschikbare gegevens, dan ook niet raadzaam.
- Een groenelement in een betrekkelijk uniform inkomend concentratieprofiel (dus niet direct naast een weg of andere bron, afstand groter dan ca. 100-150 m) heeft geen last van bovenstaand negatief effect op de concentraties, het netto effect is enkel positief ten gevolge van de filterende werking.
- in een betrekkelijk uniform inkomend concentratieprofiel dient voor een optimaal beschermend effect het groenelement dicht (binnen ca. 5 elementhoogtes) bij de te beschermen objecten geplaatst te worden.
- Het ontwerp van een optimaal groenelement is niet triviaal en meer studie is hiervoor gewenst.

Ten aanzien van NO₂

- Aan de hand van berekeningen met een sterk vereenvoudigd model zijn schattingen gemaakt van de opname van NO₂ door vegetatie elementen langs een weg. Er is daarbij alleen rekening gehouden met opname van NO₂ door de vegetatie en niet met stromingstechnische aspecten van de plaatsing van deze elementen.
- Uit de berekeningen kan worden geconcludeerd dat de concentratie van NO₂ achter een vegetatie element (ten gevolge van **enkel** de filterende werking) met maximaal 10% lager zou kunnen zijn als gevolg van opname door de planten. Het is niet uitgesloten dat met specifieke plantensoorten en een specifieke structuur de maximale opname nog iets hoger zou kunnen zijn.
- Het berekende maximum geldt voor optimale condities met betrekking tot lichtintensiteit en vochthuishouding. Onder condities met een lage lichtintensiteit zal de opname veel lager zijn. In de praktijk zal de vorming van NO₂ onder deze condities ook laag zijn.
- De berekende depositie van NO₂ heeft veel onzekerheden. De geschatte waarde is naar verwachting een bovengrens.

Ten aanzien van stof

- Groenelementen hebben een positief effect op deeltjesconcentraties doordat deze in het element worden afgevangen. De bulk vangstefficiency is het hoogst voor deeltjes met diameters groter dan ca. 40-50 µm.
- De bulk vangstefficiency voor PM₁₀ en PM₅ is, volgens de nu beschikbare informatie, in de orde van maximaal ca. 15-20%, respectievelijk ca. 3-5% voor naaldbomen. Voor loofbomen zullen deze getallen lager uitkomen.

- Op grotere afstand tot een drukke weg (ruim meer dan enkele elementhoogtes) is een groenelement bestaande uit naaldbomen naar verwachting in staat om gemiddeld maximaal ca. 15% van de PM₁₀ die door het element stroomt te vangen.

Aanbevelingen

- Voor het ontwerpen van een optimaal groenelement moeten criteria worden geformuleerd.
- Het transportgedrag van een verkeerspluim (in stedelijk gebied) door/over een groenelement behoeft nader onderzoek.
- Validatie van modeluitkomsten door middel van fysisch-chemische metingen in relatie tot relevante biologische kenmerken van een groenelement op een of meer locaties is gewenst.
- Om de onzekerheid in de berekende verliesfracties te verlagen zouden gerichte (veld) experimenten nodig zijn. Deze zouden moeten worden gericht op:
 - bepaling van de afvangst van NO₂ en PM₁₀ in veldcondities;
 - bepaling van de windsnelheid door een element.In een later stadium zou de kwaliteit van de schattingen en met name de invloed van de **structuur** van het element dienen te worden onderzocht. Dit kan plaatsvinden met behulp van modellen waarin de vegetatie elementen gedetailleerder kunnen worden beschreven.
- De seizoensdynamica van een groenelement in combinatie met de seizoensvariaties in NO_x en O₃ dient nader onderzocht te worden.

6. Referenties

- [1] AWMA National Conference, Baltimore, 2002.
- [2] Beckett, K.P., P.H. Freer-Smith & G. Taylor, 1998. Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99: 347-360.
- [3] Beckett, K.P., *et al.*, “Effective Tree Species for Local Air Quality Management”, *Journal of Arboriculture* 26(1), 2000.
- [4] Beckett, K.P., P.H. Freer-Smith & G. Taylor, 2000. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal* 24: 209-230.
- [5] Breuer, L., K. Eckhardt & H.-G. Frede, 2003. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169: 237-293.
- [6] Countess, R. et al., “A REVIEW AND UPDATE OF FUGITIVE DUST EMISSIONS ESTIMATION METHODS”, Final Report for WGA Contract No. 30204-50, Countess Environmental, 2002.
- [7] Etyemezian, V., Gillies, J., Hampden Kuhns, Djordje Nikolic, John Watson en Dale Gillette, “FIELD TESTING AND EVALUATION OF DUST DEPOSITION AND REMOVAL MECHANISMS: FINAL REPORT”, Desert Research Institute, 2003.
- [8] Cowherd, C. en Pace, T.G., US EPA paper 55552, 2002.
- [9] Cowherd, C. en Pace, T.G., “Potential for Airborne Dust Removal by Vegetative Groundcover.”, AWMA National Conference, Baltimore, 2002a.
- [10] Dochinger, L.S., 1980. Interception of airborne particles by tree plantings. *Journal of Environmental Quality* 9: 265-268.
- [11] Deinum, Geurt, Arthur C. Baart, Dick J. Bakker, Jan H. Duyzer*, K. Dick van den Hout (1995), The influence of uptake by leaves on atmospheric deposition of vapor-phase organics. *Atmospheric Environment*, 29, 9, pp. 997-1005.
- [12] Duyzer, J.H. (1994), Dry deposition of ammonia and ammonium aerosols over heathland, *Journal of Geophysical Research*, Vol.99 No. D9, 18,757-18763.

-
- [13] Duyzer, J.H., J.H. Weststrate, S. Walton (1996), Exchange of ozone and nitrogen oxides between the atmosphere and forest, *Journal of Water, Air and Soil Pollution*, 85: 2065-2070.
- [14] Duyzer, J.H. and D. Fowler (1994), Modelling land atmosphere exchange of gaseous oxides of nitrogen in Europe, *Tellus*, 46B, 353-372.
- [15] Eerden, L.J. van der, P. de Visser & M. Pérez-Soba, 1998. Urban and agricultural nitrogen deposition: are there differences in impact? In: *Responses of Plant metabolism to Air Pollution and Global Change*. Eds.: L.J. de Kok & I. Stulen. Backhuys Publishers. Leiden, The Netherlands, pp. 469-471.
- [16] Emberson, L.D., M.R. Ashmore, D. Simpson, J.P. Tuovinen, H. M Cambridge, 2001. Modelling and mapping ozone deposition in Europe, *Water, Air and Soil Pollution* 130, 577-582.
- [17] Erisman, J.W., A. Van Pul, P. Wyers (1994), Parameterization of dry deposition mechanisms for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone, *Atmospheric Environment*, 16, 2595-2607.
- [18] Fowler, D., D. Baldocchi, J.H. Duyzer (1991). Inputs of trace gases, particles and cloud droplets to terrestrial surfaces. In: *Acidic deposition its nature and impacts*. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, vol. 97B, F.T. Last and R. Watling Eds., pp 35-59.
- [19] Fowler, D. , F.X. Meixner, J.H. Duyzer, G. Kramm, L. Granat (1996), Atmosphere-Surface exchange of nitrogen oxides and ozone, In: *Transport and chemical transformation of pollutants in the troposphere*, Volume 4, Ed. Slanina, Springer, Berlin, pp. 135-166.
- [20] Fowler, D., 2002. Pollutant deposition and uptake by vegetation. In: J.N.B. Bell & M. Treshow (Eds), 2002, *Air Pollution and Plant Life*. John Wiley & Sons Ltd. Sussex, England. Pp. 43-67.
- [21] Fowler, D., C. Flechard, U. Skiba, M. Coyle & J.N. Cape, 1998. The atmospheric budget of oxidized nitrogen and its role in ozone formation and deposition. *New Phytologist* 139: 11-23.
- [22] Gallagher, M, J.Fontan, P.Wyers, W. Ruijgrok, J. Duyzer, P. Hummelshoj, K. Pilegaard, D. Fowler (1996), "Atmospheric Particles and their interactions with natural surfaces". In: *Transport and chemical transformation of pollutants in the troposphere*, Volume 4, Ed. Slanina, Springer, Berlin, pp. 45-92

- [23] George, E.J., *et al.*, *J. For.* 61, 345, 1963.
- [24] Hanson, P.J. & S.E. Lindberg, 1991. Dry deposition of reactive nitrogen compounds: a review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment* 25A: 1615-1634.
- [25] Hout, K.D. van den, and Baars, H.P., 1988a: "Development of two models for the dispersion of pollution from traffic: the TNO Traffic Model and the CAR Model". TNO report 88/192.
- [26] Hout, K.D. van den, N.J. Duijm, 1988b: "De verspreiding van verkeersemissies: Het effect van recirculatie nabij gebouwen en de invloed van bomen". TNO-rapport R88/447.
- [27] Kerstiens, G. (Ed.), 1996. *Plant Cuticles - an Integrated Functional Approach*. Bios Scientific Publishers, Oxford, England.
- [28] Impens, R.A. & E. Delcarte, Survey of urban trees in Brussels, Belgium, *Journal of Arboriculture* 5, p. 169-176, 1979.
- [29] Jarvis, P.G., James, G.B., Landsberg, J.J., 1976. Coniferous Forest. In: Monteith (Ed.) *Vegetation and the Atmosphere* Vol. 2, Academic Press London, 171- 240.
- [30] Lindberg, S.E., *et al.*, "Acid precipitation" vol. 3, Springer-Verlag, 1990.
- [31] Monteith, J.L., M.H. Unsworth (1990), *Principles of environmental physics*, 2nd edition (Edward Arnold) ISBN 0-7131-2391-X.
- [32] Morikawa, H., A. Higaki, M. Nohno, M. Takahashi, M. Kamada, M. Nakata, G. Toyohara, Y. Okamura, K. Matsui, S. Kitani, K. Fujita, K. Irifune & N. Goshima, 1998. More than a 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant, Cell and Environment* 21(2): 180-190.
- [33] Neubert, A., D. Kley, J. Wildt, H.J. Segschneider & H. Forstel, 1993. Uptake of NO, NO₂ and O₃ by sunflower (*Helianthus annuus* L.) and tobacco plants (*Nicotiana tabacum* L.) - dependence on stomatal conductivity. *Atmospheric Environment* 27A: 2137-2145.
- [34] Nägeli, W., *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchsw.*, 23, 221, 1941.
- [35] Nasrullah, N. *et al.*, "Effect of Roadside Planting en Road structure on NO₂ Concentrations near Road", *Jpn. J. Toxicol. Env. Health* 40, 328, 1994.

- [36] Nowak, D.J. Air pollution removal by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (eds.). *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, General Technical Report, 1994.
- [37] Nowak, D.J. *et al.*, "Brooklyn's Urban Forest", United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report NE-290, 2000.
- [38] Okamura, K. Matsui, S. Kitani, K. Fujita, K. Irifune & N. Goshima, 1998. More than a 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant, Cell and Environment* 21(2): 180-190.
- [39] Okano, K., T. Machida & T. Totsuka, 1988. Absorption of atmospheric NO₂ by several herbaceous species: estimation by the 15N dilution method. *New Phytologist* 109: 203-210.
- [40] Okano, K., T. Machida & T. Totsuka, 1989. Differences in ability of NO₂ absorption in various broad-leaved tree species. *Environmental Pollution* 58(1): 1-17.
- [41] Patton E.G. *et al.*, "Large-Eddy Simulation of Windbreak Flow", *Bound.-Layer Met.* 87, 275, 1998.
- [42] Pérez-Soba, M. & L.J. Van der Eerden, 1993. Nitrogen uptake by needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilizer in the soil. *Plant and Soil* 153: 231-242.
- [43] Plate, E.J., "Aerodynamic Characteristics of Atmospheric Boundary Layers", Argonne, Illinois, 1971.
- [44] Pye, K., *Aeolian Dust and Dust Deposits*. Cambridge University Press, Cambridge, 1987.
- [45] Raupach, M.R., N. Woods, G. Dorr, J.F. Leys & H.A. Cleugh, 2001. The entrainment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35: 3373-3383.
- [46] Raupach, M.R. en Leys, J.F., "The efficacy of vegetation in limiting spray drift and dust movement", Tech. report, CSIRO, 1999.
- [47] Richards, P.J., Paper for MAP, New Zealand, 1985.
- [48] RIRDC, Design principles for farm forestry. A guide to assist farmers to decide where to place trees and farm plantations on farms. Rural Industries

- Research and Development Corporation. Finsbury Press Pty Ltd., Thebarton, South Australia, 1997.
- [49] Smith, W.H. & B.J. Staskawicz, 1977. Removal of atmospheric particles by leaves and twigs of urban trees: Some preliminary observations and assessment of research needs. *Environmental management* 1(4): 317-330.
- [50] Srivastava, H.S. & D.P. Ormrod, 1984. Effects of nitrogen dioxide and nitrate nutrition on growth and nitrate assimilation in bean leaves. *Plant Physiology* 76: 418-423.
- [51] Steubing, L. & R. Klee, 1970. Vergleichende Untersuchungen zur Staubfilterwirkung von Laub- und Nadelgehölzen. *Angewandte Botanik* 44: 73-85.
- [52] Sturrock, J.W., “Aerodynamic studies of shelterbelts in New Zealand – 1”, *N.Z. J. Sci.*, 12, 754, 1969.
- [53] Sturrock, J.W., “Aerodynamic studies of shelterbelts in New Zealand – 2”, *N.Z. J. Sci.*, 15, 113, 1972.
- [54] Thompson, J.R., P.W. Mueller, W. Fluckiger & A.J. Rutter, 1984. The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution (Ser. A.)* 34: 171-190.
- [55] Teeuwisse, S.D., “CAR II: Aanpassing van CAR aan de nieuwe Europese richtlijnen”, TNO Rapport 2003/119, 2003.
- [56] VDI, 1986. Verein Deutscher Ingenieure, Richtlinie Emissionsminderung Tierhaltung-Schweine. VDI 3471: 1-19.
- [57] Visser, G.Th., Wesseling, J.P., Ongepubliceerde metingen, TNO, 2004.
- [58] Welle, R. van der, TNO-MEP, prive mededeling, 2004.
- [59] Wesseling, J.P., “Het effect van stedelijke ruwheid op concentraties van verontreinigingen langs wegen”, TNO Rapport R 2003/509, 2003a.
- [60] Wesseling, J.P. en Visser, G.Th., “An inter comparison of the TNO Traffic Models, Field Data and Wind Tunnel Measurements”, TNO Rapport R 2003/207, 2003b; Proceedings PHYSMOD2003 conference, September 2003, Prato, Italy.
- [61] Weststrate, H., TNO-MEP, privé mededeling, 2003.

-
- [62] Wieringa, J. & P.J. Rijkoort, 1983. Windklimaat in Nederland. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- [63] Woodruff, N.P. *et al.*, Kansas Agric. Exp. Stn. Tech. Bull. No. 100, 24, 1959.

7. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

PZH, t.a.v. H. Kruyt

Namen en functies van de projectmedewerkers:

J.P. Wesseling, projectleider

J. Duyzer

A.E.G. Tonneijck (Plant Research International)

C.J. van Dijk (Plant Research International)

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

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

april 2004

Ondertekening:



J.P. Wesseling
Projectleider

Goedgekeurd door:



dr. M.P. Keuken
afdelingshoofd

Bijlage 1 Het effect van een “windbreak” op het snelheidsveld

In deze bijlage wordt eerst een kort overzicht gegeven van de literatuur op het gebied van het effect van windbreaks (windsingels) op de windsnelheid. Vervolgens wordt een eigen beschrijving gegeven van het effect van snelheidsdemping op de concentraties achter een windbreak.

Snelheidsdemping

Een bekende toepassing van groenelementen is als afscherming oftewel windsingel (“windbreak”, “shelterbelt”). Hierbij worden de elementen zo opgebouwd dat in een zo groot mogelijk gebied een rustiger windklimaat met lagere snelheden en een kleinere schaal van turbulentie ontstaat. Als gevolg van het element ontstaat een gebied waarin een betrekkelijk uniform windveld heerst. Het effect van een groenelement op een inkomend uniform windveld is hieronder schematisch weergegeven (Plate, 1971).

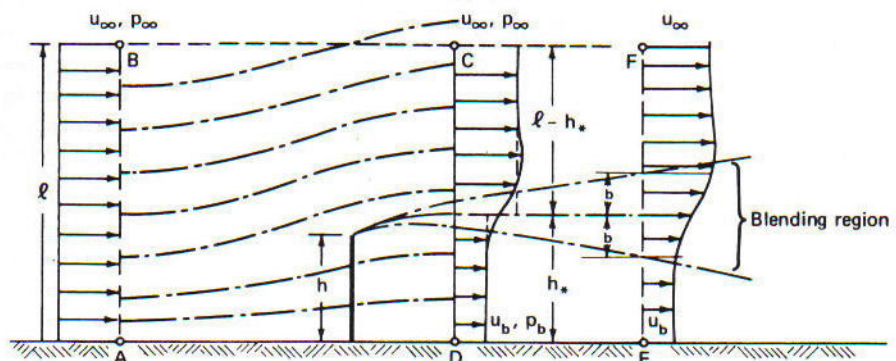
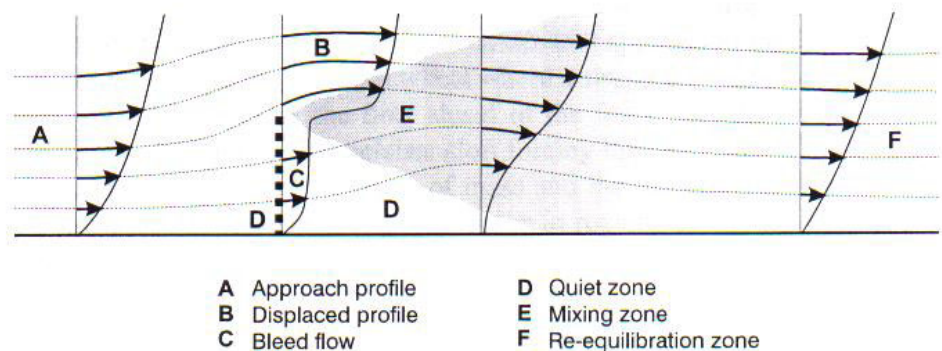
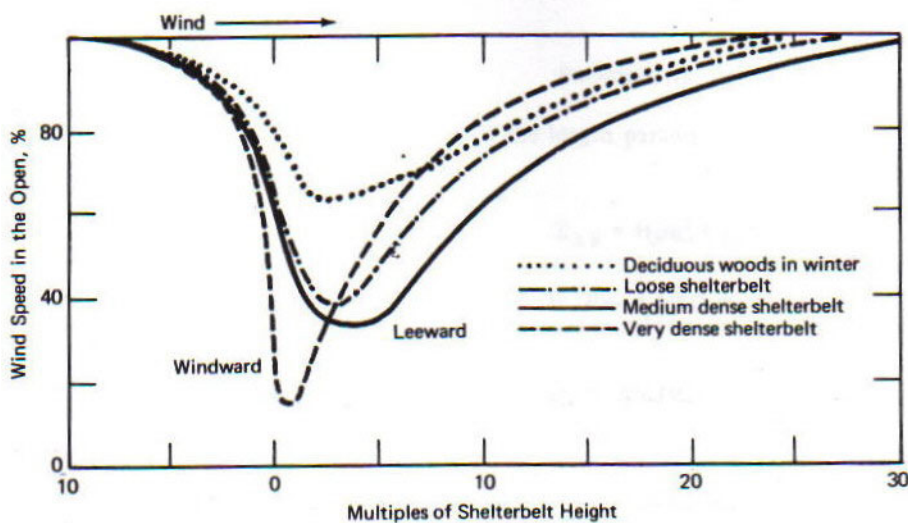


Fig. 4.15 Momentum balance with boundary-layer-type velocity profile neglected.

en in (Patton, 1998):

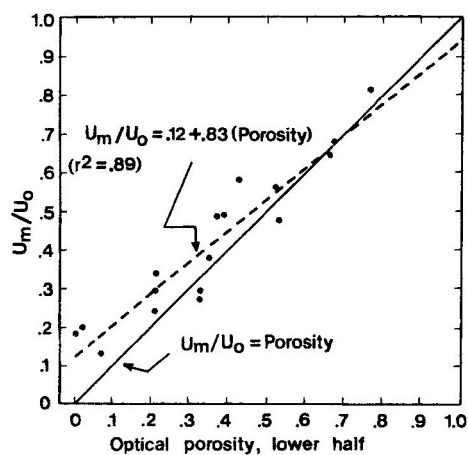


Als gevolg van het element neemt de inkomende snelheid af tot een lagere snelheid in het element. Wegens massabehoud wordt de rest van de stroming over het element gebogen. Na het element ontstaat, ter hoogte van het element, een mengzone die steeds breder wordt en uiteindelijk ontstaat weer het oorspronkelijke inkomende windveld. De afname in snelheid in en achter het element hangt af van de dichtheid van het element. Een gemeten verloop is hieronder weergegeven (Nägeli, 1941).

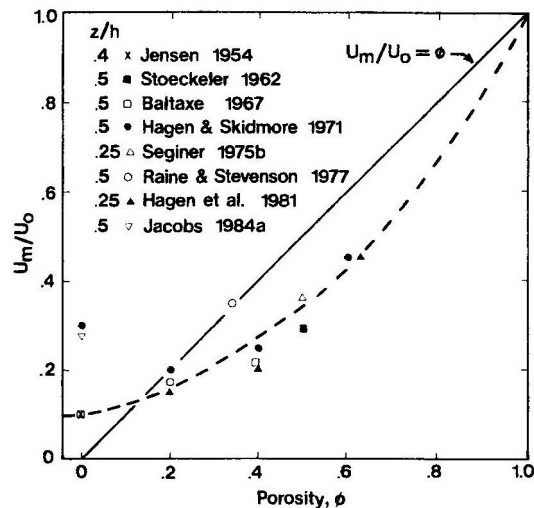


Voor open of medium dichte windsingels zakt de snelheid achter de windsingel in tot ca. 40-50% van de inkomende snelheid. De minimum waarde voor de snelheid wordt bereikt op ca. 3 maal de hoogte van het element stroomafwaarts. Vanaf ca. 15 maal de elementhoogte is het effect van het element beperkt.

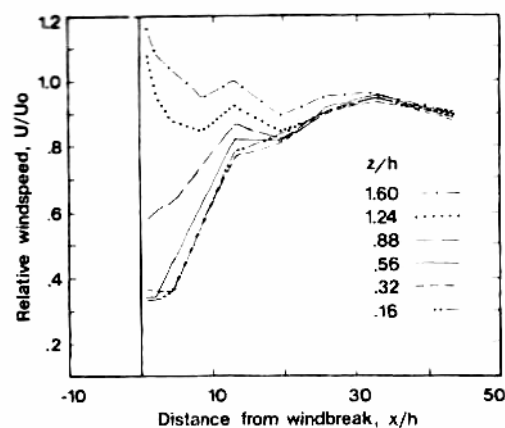
Op basis van werk van (Sturrock 1969, 1972) en (George, 1963) is de volgende relatie gevonden tussen de optische porositeit van de onderste helft van een enkele rij bomen en de afname in snelheid:



Bij een optische porositeit van ca. 50% is de afname in snelheid ten gevolge van de bomen ca. 50%. Een soortgelijk figuur bestaat ook voor kunstmatige windbarrières:



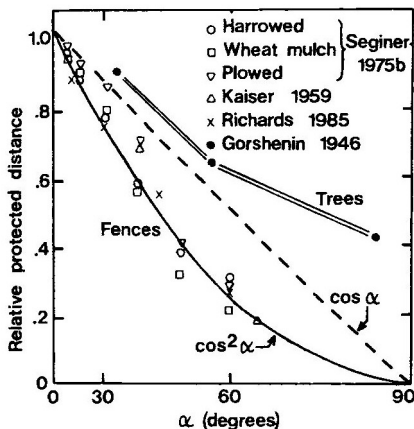
Hierbij is U_m de gereduceerde snelheid na de barrière en U_0 de inkomende snelheid. Verschillende auteurs definiëren de hoogte waarop U_m/U_0 bepaald wordt anders. Uiteraard maakt deze hoogte wel sterk uit. Uiteraard maakt de hoogte sterk uit voor het resultaat. Metingen op verschillende hoogtes z/H (H : de hoogte van het groenelement) achter een aantal rijen bomen geven het volgende resultaat (Woodruff, 1959):



In de onderste 60-70% van de hoogte van het element is de afname van de snelheid betrekkelijk constant. Op grotere hoogte is de afname minder en boven het element worden hogere snelheden gemeten.

De invloed van een groenelement is onder andere sterk afhankelijk van de hoek waaronder het element wordt aangestroomd. Voor kunstmatige hekken wordt grofweg een $\cos^2(\alpha)$ relatie gevonden tussen de afstand waarover het element een

invloed op het windveld heeft en de aanstroomhoek α (Richards, 1985). Voor bomen is de relatie tot een aanstroomhoek van ca. 50° meer conform $\cos(\alpha)$, bij een hogere aanstroomhoek verandert de relatie iets, zie onderstaande figuur.



Het effect van snelheidsdemping op de concentraties

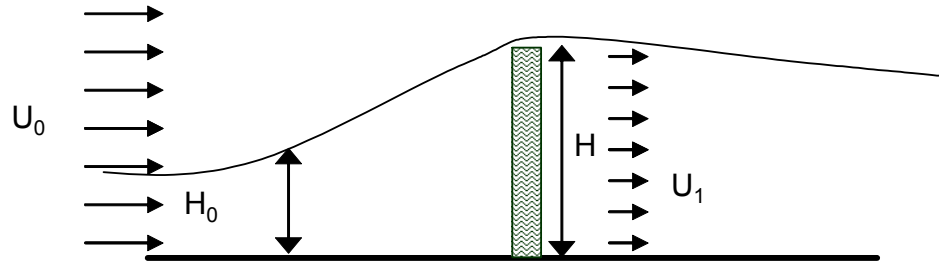
In het volgende stuk wordt een globale schatting gemaakt van het snelheidsdempende en potentieel concentratieverhogende effect van een groenelement. De analyse is geldig voor “gemiddelde” omstandigheden, met name voor gemiddelde windsnelheid. Bij hogere windsnelheden zal het element gaan meebewegen met de wind en zal de porositeit veranderen. Verder wordt aangenomen dat de eigenschappen van het element onder de geldende omstandigheden uniform zijn over de hoogte. De analyse is dan ook niet anders bedoeld dan om een onderbouwde schatting te maken van de te verwachten effecten en inzicht te krijgen in de belangrijkste mechanismen die een rol spelen.

Als gevolg van het groenelement neemt de inkomende snelheid vóór het element af tot een lagere snelheid in het element. Wegens massabehoud wordt de rest van de stroming over het element gebogen. Dit betekent dat, op een à twee elementhoogtes stroomopwaarts, een hoogte H_0 gedefinieerd kan worden zodanig dat alle stroming onder die hoogte door het element gaat en alle stroming boven die hoogte over het element gaat. Na het element is de stroming over bijna de gehele hoogte H uniform. De massabalans voor de lucht is dan te schrijven als:

$$\rho_0 U_0 H_0 b = \rho_1 U_1 H b \quad (B0-1)$$

met ρ de dichtheid van de lucht en verder is aangenomen dat we een b meter brede plak uit een zeer lange windbreak beschouwen. Het is redelijk om aan te nemen dat de dichtheid voor en na de windbreak gelijk is, immers op de dichtheid van lucht (ca. 1 kg/m^3) maakt een grenswaarde overschrijdende hoeveelheid PM of NO_2 (lees: ca. $40 \cdot 10^{-9} \text{ kg/m}^3$) helemaal niet uit. In een stedelijk gebied heeft het snelheidsprofiel tussen de ruweidelementen een betrekkelijk vlak verloop (Wesseling, 2003a). Voor het gemak wordt daarom voor de discussie aangenomen dat het in-

komende snelheidsprofiel uniform is over de hoogte met de waarde U_0 . Verder is U_1 de windsnelheid op ca. 1 elementhoogte na de windbreak. Schematisch:



Na het element ontstaat, ter hoogte van het element, een mengzone die steeds breder wordt en uiteindelijk ontstaat weer het oorspronkelijke inkomende windveld. De afname in snelheid in en achter het element hangt af van de dichtheid van het element. Voor open of medium dichte windsingels zakt de snelheid achter de windsingel in tot ca. 40-50% van de inkomende snelheid. De minimum waarde voor de snelheid wordt bereikt op ca. 3 maal de hoogte van het element stroomafwaarts. Vanaf ca. 15 maal de elementhoogte is het effect van het element beperkt. In de onderste 60-70% van de hoogte van het element is de afname van de snelheid betrekkelijk constant. Op grotere hoogte (80-90% van H) is de afname minder en boven het element worden hogere snelheden gemeten.

Uniform inkomend concentratieprofiel

Stel dat de door het element langs/doorstromende lucht NO_2 bevat die het resultaat is van een bron (met een sterkte van Q kg/s) ver stroomopwaarts. Het inkomende profiel is dan (zeker lager bij de grond) betrekkelijk goed uniform. Door een hoogte H_0 voor de windbreak gaat (per breedte b van de windbreak) gemiddeld een NO_2 massastroom van (zie bovenstaande figuur):

$$U_0 H_0 b C_0 \text{ kg/seconde.} \quad (\text{B0-2})$$

De luchtsnelheid na de windbreak voldoet aan (zie boven):

$$U_0 H_0 b = U_1 H b \quad (\text{B0-3})$$

Als het element inert is dan is de **massastroom** NO_2 na de windbreak gelijk aan die **ervoor**, dus:

$$U_1 H C_1 b = U_0 H_0 C_0 b \quad (\text{B0-4})$$

en uit de twee bovenstaande formules volgt direct dat:

$$C_0 = C_1 \quad (\text{B0-5})$$

Wat we zien is dat, hoewel de snelheid achter het element anders is, er nu eenmaal een bepaalde hoeveelheid NO₂ per m³ lucht aanwezig is, ongeacht of die lucht snel of traag stroomt.

Als het element niet inert is maar een fractie ε van de doorstromende NO₂ filtert (dus een fractie ε van wat er aan verontreiniging door het element stroomt, blijft er in achter) dan moet formule (B0-4) worden herschreven als:

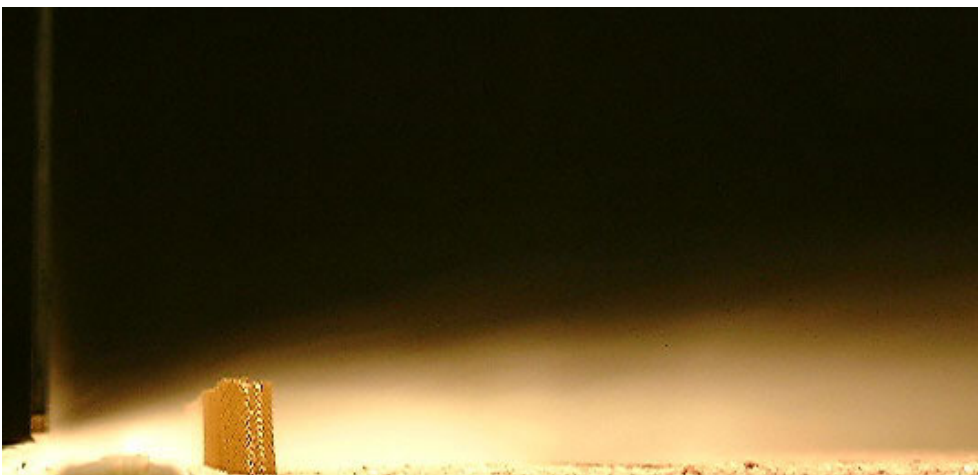
$$U_1 H C_1 b = (1-\varepsilon) U_0 H_0 C_0 b \quad (B0-6)$$

Kortom, de concentratie achter het element neemt af; $C_1 = (1-\varepsilon) C_0$.

In de praktijk is er veel afstand tot een weg noodzakelijk om een echt vlak en uniform profiel te bereiken. Voor bovenstaande analyse is het naar verwachting voldoende als de inkomende concentratie redelijk constant is over de hoogte van het element dat wordt aangestroomd. Voor een typische snelweg is dit na circa 150 meter stroomafwaarts van de weg in een betrekkelijk open situatie (Wesseling, 2003b) bereikt. In een stedelijke omgeving zal dit, door de verhoogde turbulentie, op kortere afstand zijn.

Bron voor element

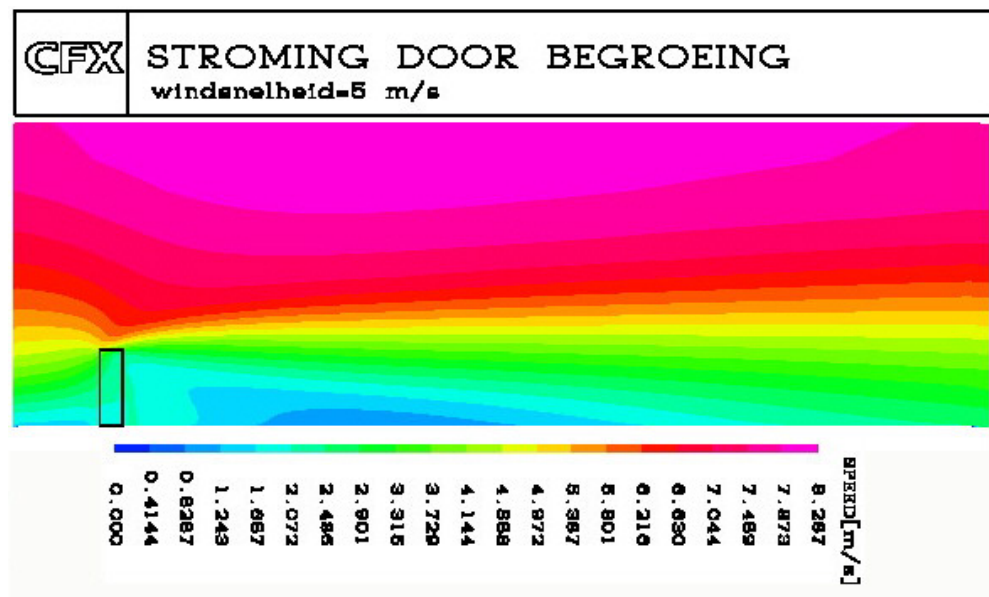
Als een bron van NO₂ emissies (Q kg/s) dicht bij het groenelement staat dan zal een fractie (β_1) van de emissies in de luchtstroom worden gemengd die **door** het element heen gaat en een fractie ($1-\beta_1$) zal in de luchtstroom worden gemengd die **over** het element heen gaat. Hieronder ter illustratie een foto van een kleine test in de windtunnel van TNO. De “bossages” zijn 10 meter hoog, de weg is de A13 in het open veld.



Het effect van een in de windtunnel gemodelleerd groenelement op de verspreiding van rook.

In een andere recente windtunnelstudie (Visser, 2004) is het effect van een rij bomen op het stromingsveld rond de A13 tussen Delft en Overschie gemeten. De bomen zijn gemodelleerd met behulp van gegolfd gaas met een porositeit van 50%. De afstand van het midden van de weg tot het groenelement bedroeg 30 meter. Op de snelweg is een testgas losgelaten zodat ook het effect van een groenelement op de concentraties gemeten kon worden, zie ook (Wesseling, 2003b). Bij één gemodelleerde rij bomen van 10 meter hoog langs de snelweg bedraagt de snelheid achter element nog ongeveer 40% van de inkomende snelheid, goed in lijn met de data in de Bijlagen. Circa 80% van de emissies op de weg ging door het element heen, slechts 20% van de emissies ging in de luchtstroom over het element mee. In een stedelijk gebied zal de fractie die door het element gaat wellicht iets lager zijn door de hogere turbulentie.

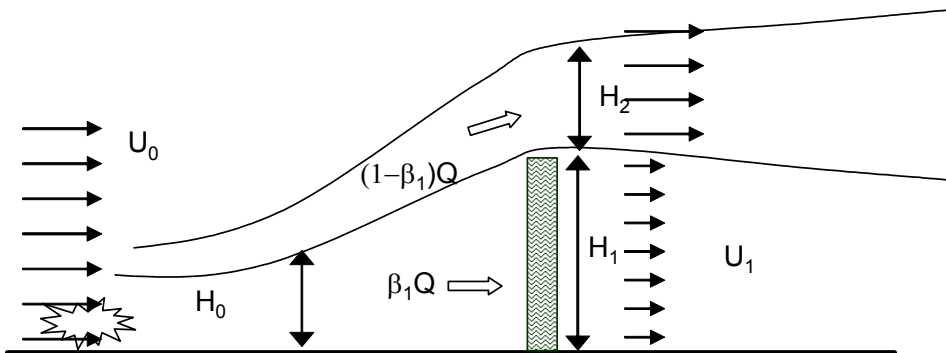
In een oriënterende CFD studie (Welle, 2004) is het snelheidsveld berekend achter een 10 meter hoog poreus obstakel. De afname van de gemiddelde snelheid kan met een dergelijke berekening fraai worden gevisualiseerd:



Met behulp van CFD berekend snelheidsveld vlak voor en na een poreus blok van 3 meter diep en 10 meter hoog.

Aan het blauwe oppervlak na het obstakel is te zien dat de snelheden afnemen. Pas tegen het einde van het rekendomein ontstaat de oorspronkelijke situatie weer. Op basis van bovenstaande windtunnel- en CFD studies wordt voor de verdere analyse aangenomen dat een fractie $\beta_1 = 0,6 - 0,9$ van de emissies op de weg aan het groenelement wordt aangeboden.

De situatie met een bron vlak voor het groenelement is schematisch:



Ver achter het groenelement zijn de twee stromen, door en over het element, weer gemengd en ontstaat weer een uniform concentratieveld.

Er wordt aangenomen dat de emissies die door het element gaan redelijk uniform mengen over een hoogte H_1 (gelijk aan de elementhoogte H). Evenzo mengen de emissies die over het element gaan over een hoogte H_2 . Verder gaan we er van uit dat het element een fractie ε van de doorstromende NO_2 filtert/vangt.

We vinden dan de volgende relaties voor de uniform over de hoogtes aangenomen concentraties (voor een plak van b meter breed) achter (C_1) en boven (C_2) het element:

$$C_1 = \beta_1 (1 - \varepsilon) Q / (U_1 H b) \quad (B1-1)$$

$$C_2 = (1 - \beta_1) Q / (U_2 H_2 b) \quad (B1-2)$$

De concentraties zijn uiteraard afhankelijk van de hoogtes waarover de emissies verdeeld worden. Het is nu van belang te weten of de resulterende concentratie kort achter het groenelement hoger of lager is dan zonder het groenelement.

Als er geen groenelement zou staan dan zou een groter deel van de emissies laag bij de grond blijven, in uniforme benadering:

$$C_0 = Q / (U_0 \sigma_z b) \quad (B1-3)$$

Hierbij is aangenomen dat de concentratie uniform is verdeeld over de verticale spreiding σ_z van de pluim. In een omgeving met stedelijke ruwheid (stedelijke turbulentie) geeft het Nationaal Model op ca. 40-50 meter van een snelweg een geschatte σ_z van 8-10 meter. De verhouding tussen de concentraties achter het element, met en zonder het element, wordt dan:

$$C_1/C_0 = \beta_l (1 - \varepsilon) (U_0/U_1) (\sigma_z/H) \quad (B1-4)$$

Bij een groenelement van ca. 10 meter hoog is verder de verhouding tussen de elementhoogte en de verticale spreiding van de pluim grofweg één. Bovenstaande relatie wordt dan:

$$C_1/C_0 = \beta_l (1 - \varepsilon) (U_0/U_1) \quad (B1-5)$$

Als $C_1/C_0 < 1$ dan heeft het element een **netto** positief effect op de concentraties direct achter het element, de concentraties nemen af. Voor de snelheidsverhouding in de formule kan (zie boven) voor lagere hoogtes een redelijke schatting van $\lambda = U_0/U_1 \approx 2$ worden gemaakt.

De exacte waarde van β_l hangt o.a. sterk af van de afstand van de bron (de weg) tot het element en de vorm en porositeit van het element. Indien het element zeer dicht langs de weg staat zal β_l naar verwachting groter zijn dan 60-80%. Het transportgedrag van een verkeerspluim door/over een groenelement behoeft nader onderzoek.

In veel bekende literatuur waarin de vangst van deeltjes in groenelementen wordt besproken wordt bovenstaande effect van de snelheidsdemping niet in rekening gebracht omdat er van uit wordt gegaan dat het inkomende concentratieprofiel uniform is of het groenelement voldoende ver van de weg af staat. In (Countess, 2002) wordt evenwel een analoge situatie beschreven van de snelheidsdemping als lucht een bos binnenstroomt. Ook wordt het effect van een windbreak beschreven. Echter, ook hier is de focus op de totale depositie en niet (mede) op de concentratie. In (Patton, 1998) wordt in het kader van een LES studie wel expliciet ingegaan op de verhoging van concentraties kort achter een windbreak ten gevolge van de snelheids- en turbulentiedemping.

Gedurende een oriënterende meting van PM_{10} , $PM_{2,5}$ en PM_{10} op circa 1-2 elementhoogtes achter een bomenrij langs de A1 (Weststrate, 2003) is een toename van de concentraties met ca. 5-10% gemeten.

Bijlage 2 Basismodel voor opname van NO₂

In deze Bijlage wordt ingegaan op methoden om de opname van NO₂ door vegetatie elementen te schatten. Allereerst wordt het weerstands model besproken. Vervolgens wordt dit model gebruikt in om een methode af te leiden om de opname van gasen door vegetatie elementen langs een weg stoffen te beschrijven.

Het weerstandslagenmodel

Veel onderzoek over de opname van gasen door planten is in eerste instantie uitgevoerd in het kader van studies naar planten groei. Het ging daarbij vooral om de opname en afgifte van waterdamp en kooldioxide. In een later stadium is veel kennis opgebouwd bij onderzoek naar de atmosferische depositie van verzurende verbindingen. Teneinde de resultaten van een beperkt aantal experimenten te generaliseren is vaak gebruik gemaakt van een zogenaamd weerstands- of lagenmodel. Dit model kan men zich als volgt voorstellen.

Als voorbeeld de opname van een kooldioxide molecuul dat meegenomen door de wind over een grasveld wordt getransporteerd. Uitgangspunt is dat de plant op dit moment behoefte heeft aan kooldioxide. Door de turbulente, verticale luchtbewegingen worden de moleculen tot zeer dicht bij de gras sprietten gebracht. Rondom deze grassprietten bevindt zich een (min of meer) stilstaande luchtlaag die de moleculen eerst moeten passeren alvorens ze door het gras kunnen worden opgenomen. Tenslotte zal het er vanaf hangen of de huidmondjes van het gras op dat moment open dan wel dicht zijn of het kooldioxide molecuul al dan niet kan worden opgenomen. Als het molecuul vervolgens in de plant is terechtgekomen dan hangt het weer van de concentratie van opgeloste kooldioxide in de plantensappen af of een gasvormig molecuul werkelijk wordt opgenomen. In dit voorbeeld was al gesteld dat de plant de kooldioxide wil opnemen (m.a.w. de concentratie van kooldioxide in de plant is laag). Dat hoeft niet altijd zo te zijn. In een andere situatie zou het kunnen voorkomen dat de plant geen kooldioxide meer wil opnemen. De interne concentratie loopt dan op en de opname loopt terug en stopt zelfs. Aan de andere kant is bekend dat bij hogere concentraties van kooldioxide de opname kan worden gestimuleerd en de groei bevorderd. De drijvende kracht voor opname is dus het verschil tussen de concentratie in de lucht en die intern in de plant.

Het transport vanuit de atmosfeer naar de plant wordt in het zogenaamde ‘big leaf’ model voorgesteld als transport door verschillende lagen: een turbulente luchtlaag, vanuit de lucht naar de bladeren, een laag met stilstaande lucht rondom de bladeren en de laag die het openen en sluiten van de stomata weergeeft (Jarvis, 1976). Elke laag heeft zijn eigen weerstand tegen dit transport. Zo zal het transport door de onderste luchtlaag van de atmosfeer afhangen van de turbulentie. Wanneer er veel turbulentie is dan is de weerstand laag en omgekeerd is de weerstand hoog bij lage turbulentie. Bij hoge windsnelheid gecombineerd met een aërodynamisch ruw oppervlak is de turbulentie hoog en de weerstand dus laag. De dikte (en daar-

mee de weerstand) van de (pseudo)laminaire luchtlaag rondom de blaadjes is ook afhankelijk van de turbulentie. Naarmate de turbulentie hoger wordt, wordt de laag dunner en weerstand lager. De snelheid waarmee andere stoffen dan kooldioxide door een laminaire luchtlaag diffunderen is afhankelijk van de diffusie coëfficiënt van die stof. Lichte moleculen (zoals waterdamp) gaan sneller dan zware moleculen zoals polycyclische aromaten. De weerstand tegen opname in de stomata hangt nauwelijks van de turbulentie af. Deze (stomataire) weerstand wordt door de plant zelf bepaald en hangt af van de condities met betrekking tot water, licht, groeitoestand enzovoort en specifieke eigenschappen (oplosbaarheid, afbraaksnelheid) van de stof. Zoals hierboven al gemeld bepalen tenslotte de interne processen in de plant of een plant uiteindelijk kooldioxide zal opnemen.

De parallel met de Wet van Ohm is eenvoudig in te zien:

- De drijvende kracht voor opname is het verschil tussen de concentratie van de in de atmosfeer ($C_{atmosfeer}$) en die intern in de plant (C_{plant}). De drijvende kracht is dus equivalent aan het spanningsverschil tussen twee spanningsbronnen (V).
- De weerstand tegen opname is opgedeeld uit een aantal weerstanden in serie:
 - de weerstand van de turbulente luchtlaag (R_a);
 - de weerstand van de pseudo laminaire luchtlaag rondom de vegetatie-elementen (R_b);
 - de weerstand tegen opname via de huidmondjes of rechtstreeks aan het bladoppervlak (R_c). Stoffen kunnen ook oplossen in waterfilmpjes op het bladoppervlak.

De totale weerstand is dus:

$$R_{tot} = R_a + R_b + R_c$$

De hoeveelheid kooldioxide M (in $\text{g/m}^2/\text{s}$) die wordt opgenomen door de plant (overeenkomend met de stroom I uit de wet van Ohm) wordt gelijk gesteld aan:

$$M = (C_{atmosfeer} - C_{plant}) / R_{tot} = (C_{atmosfeer} - C_{plant}) / (R_a + R_b + R_c) \quad (B2-1)$$

Daarbij moet rekening gehouden worden met de juiste eenheden voor de concentratie in de plant. Voor stoffen zoals ozon en waarschijnlijk ook stikstofdioxide (NO_2) die in de plant worden afgebroken, is de concentratie in de plant C_{plant} verwaarloosbaar klein. De depositie wordt daardoor rechtevenredig met de concentratie in lucht d.w.z.

$$M = C_a / R_{tot} = v_d C_a \quad (B2-2)$$

Daarin is $C_a = C_{atmosfeer}$ (de concentratie op een referentie hoogte) en is v_d de zogenaamde depositiesnelheid en $v_d = 1 / R_{tot}$. Het aantrekkelijke van dit model is dat het atmosferische gedeelte van het transport is losgekoppeld van het plantenkundi-

ge gedeelte. Waarden voor de atmosferische weerstanden R_a en R_b zijn uit een groot aantal (veld-)studies al zeer goed bekend

$$R_a = \frac{U_z}{u_*^2} \quad (B2-3)$$

(waarin U_z de windsnelheid op de referentie hoogte is en u_* de zogenaamde wrijvingsnelheid is, een maat voor de turbulentie-intensiteit). R_b de weerstand van de laminaire luchtlaag rondom de vegetatie-elementen wordt bepaald door de turbulentie intensiteit enerzijds (bepaald de dikte van de laag) en anderzijds door de diffusiesnelheid van de gasmoleculen:

$$R_b = \frac{2}{ku_*} \left(\frac{Sc}{Pr} \right)^{2/3} \quad (B2-4)$$

Waarin k de *von Karman's* constante is (0,4), Sc het *Schmidt* nummer (de verhouding tussen de kinematische viscositeit en de moleculaire diffusiecoëfficiënt) en Pr het *Prandtl* getal (0,72).

De waarden voor R_c kunnen uit aparte studies worden bepaald. Deze kunnen in principe zelfs uit specifieke begassingsexperimenten worden afgeleid. Zoals hierboven vermeld kan opname plaatsvinden aan het bladoppervlak (adsorptie, afbraak of oplossen in waterlaagjes) of opname via stomata. Modellen om de opname aan het bladoppervlak te beschrijven zijn nog nauwelijks bekend. Meestal worden schattingen voor het belang van dit proces uit metingen afgeleid.

Modellen om de snelheid van opname door stomata zijn wel in de literatuur beschikbaar. De meeste zijn van de basisvorm:

$$R_c = R_{s,min} f(stof) * f(PAR) f(vpd) f(waterpotential) / LAI \quad (B2-5)$$

waarin $R_{s,min}$ de minimale plantspecifieke *stomatouwe* weerstand is. Deze wordt gevonden onder optimale condities met betrekking tot lichtintensiteit (PAR), luchtvochtigheid (vpd) en condities met betrekking tot de waterhuishouding (*waterpotential*). Met de factoren f kan gecorrigeerd worden voor niet optimale condities m.b.t. de lichtintensiteit, luchtvochtigheid en waterhuishouding. Met de factor $f(stof)$ wordt gecorrigeerd voor het verschil in diffusiesnelheid tussen waterdamp en de desbetreffende stof (in dit geval NO_2)

$$f(stof) = \frac{D_{NO_2}}{D_{H_2O}} \quad (B2-6)$$

waarin D de diffusiesnelheid van de desbetreffende stof aangeeft. De L (eaf) A (rea) I (index) geeft de hoeveelheid bladoppervlak per vierkante meter aan. Deze hangt af van de bladerdichtheid en kan waarden bereiken tot $10 \text{ m}^2/\text{m}^2$. In de winterperiode is de LAI voor loofbomen dus bijzonder laag. In het hier beschreven Big Leaf model daalt de weerstand steeds met toenemende LAI. Dit is in de praktijk uiteraard niet het geval. Een dicht bladerdek zal de onderliggende bladeren afschermen van licht. Deze effecten kunnen met een gedetailleerder model met meer lagen beter worden beschreven. Het hierboven beschreven model is zeer uitgebreid onderzocht en getoetst voor waterdamp en kooldioxide (Monteith en Unsworth, 1990, Erisman et al., 1996) Ook voor de opname van luchtverontreiniging zoals ozon blijkt het model uitstekend bruikbaar (Duyzer et al., 1996).

Voor de praktijk voor NO_2 is het belangrijk verschillende regimes te onderscheiden.

Stoffen die goed worden opgenomen door de vegetatie

Bij stoffen die zeer goed worden opgenomen is de R_c waarde gelijk aan nul. De totale weerstand hangt dus alleen maar af van de weerstand tegen transport door de atmosfeer. Bij dergelijke stoffen (zoals vaak ammoniak) wordt de opnamesnelheid (depositiesnelheid) dus beperkt door de weerstand tegen transport door de atmosfeer. Hoe hoger de turbulentie, hoe sneller de opname. Tabel 1 geeft een overzicht van de waarden voor de verschillende weerstanden tegen opname voor stikstofdioxide NO_2 . De maximale depositiesnelheid bedraagt maximaal 200 mm/s boven bossen overdag. Dit geldt dus voor goed oplosbare stoffen zoals ammoniak op een vochtig bos. In alle andere omstandigheden zal de depositiesnelheid dus lager zijn dan $v_{max} = 1/(R_a + R_b)$

Tabel 1 Typische waarden voor $R_a + R_b$ (in s/m) en de maximale depositiesnelheid v_{max} (in mm/s) voor grasland en bos voor verschillende atmosferische condities. Stabiele atmosfeer treedt voornamelijk 's nachts op, een neutrale atmosfeer treedt op bij harde wind en bewolkte hemel terwijl een instabiele atmosfeer vooral overdag optreedt (windsnelheid 8 m/s op 100 m hoogte) (Duyzer en Fowler, 1994).

Atmosfeer →	stabiel		Neutraal		instabiel	
Vegetatiesoort	$R_a + R_b$	v_{max}	$R_a + R_b$	v_{max}	$R_a + R_b$	v_{max}
Gras	100	10	50	20	40	25
Bos	35	30	10	100	5	200

Stoffen die minder goed worden opgenomen

Bij andere stoffen die slecht worden opgenomen zoals ozon doet de weerstand in de atmosfeer er eigenlijk nauwelijks toe. De opname aan de stomata is snelheidsbeperkend. Dit geldt voor vrijwel alle stoffen die uitsluitend door stomata worden opgenomen. De stomataire weerstand is vrijwel nooit lager dan 50 s/m ofwel een maximale depositiesnelheid van 20 mm/s. Vergelijking met Tabel 1 laat zien dat

deze waarde meestal lager ligt dan de maximale waarde (v_{max}). Een stof zoals ammoniak waarvoor opname wordt gevonden, sneller dan door stomata kan worden verklaard (Duyzer, 1994), wordt waarschijnlijk ook vooral opgenomen aan het bladoppervlak (naast opname door stomata).

Stikstofdioxide

Voor stikstofdioxide is de situatie echter minder duidelijk. Terwijl in begassings-experimenten steeds een redelijk sterke opname werd gevonden werden in veldstudies deze resultaten nooit bevestigd (Duyzer en Fowler, 1994). Dit hangt waarschijnlijk samen met artefacten zoals ruis in de meetinstrumenten, chemische reacties tussen stikstof monoxide en ozon in de atmosfeer. De depositiesnelheid voor stikstofdioxide is in ieder geval niet hoog! Daarom wordt geconcludeerd dat stikstofdioxide, niet aan het bladoppervlak wordt opgenomen of afgebroken. De opnamesnelheid wordt daarom beperkt door de snelheid van opname door de stomata. Naast de opname door stomata wordt soms nog een opname of afbraak aan het bladoppervlak gerapporteerd. Deze opname is overdag kleiner dan de stomataire maar is 's nachts mogelijk de enige route.

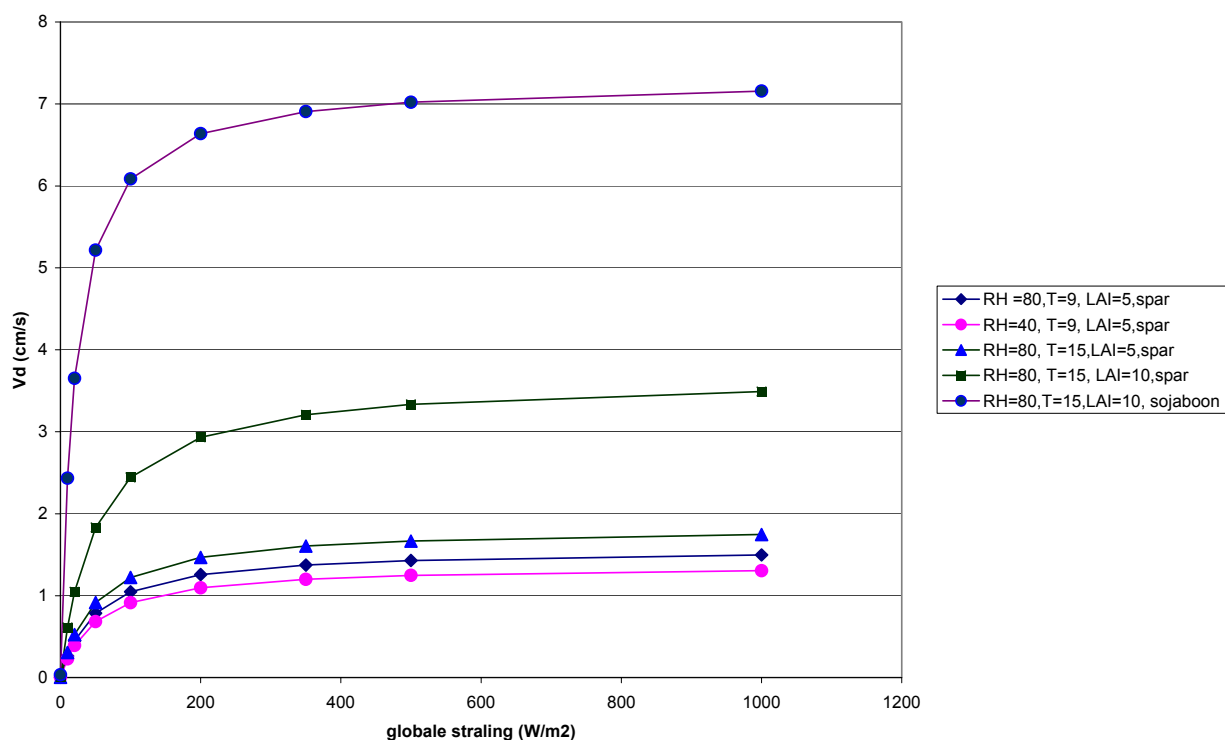
Tabel 2 Verband tussen huidmondjes geleidbaarheid en NO₂-N opname van enkele gewassen en boomsoorten.

Soort	Huidmondjes-geleidbaarheid (cm s ⁻¹)	Opname (mg N dm ⁻² d ⁻¹)	Referentie
Gewassen			
Zonnebloem	2,07 ± 0,22	0,55	Okano <i>et al.</i> , 1988
Radijs	1,69 ± 0,53	0,45	
Tomaat	0,91 ± 0,21	0,35	
Tabak	0,85 ± 0,11	0,32	
Komkommer	0,72 ± 0,28	0,28	
Boon	0,58 ± 0,20	0,25	
Maïs	0,16 ± 0,10	0,21	
Sorghum	0,20 ± 0,08	0,18	
Boomsoorten			
Populus nigra '106'	1,42 ± 0,38	0,30	Okano & Machida (1989)
Populus nigra '104'	1,05 ± 0,24	0,29	
Populus nigra '51'	1,28 ± 0,26	0,29	
Nerium indicum	0,78 ± 0,20	0,20	
Zelkova serrata	0,51 ± 0,30	0,20	
Euonymus japonicus	0,49 ± 0,14	0,18	
Quercus myrsinaefolia	0,16 ± 0,08	0,09	
Viburnum awabuki		0,06	
Cinnamomum camphora	0,10 ± 0,01	0,06	

Met behulp van het weerstandmodel is inzicht te verkrijgen in de invloed van verschillende factoren op de opname. Figuur 1 laat de invloed van de verschillende parameters zien op de depositie op sparren en sojaboon. Voor andere boom- en plantensoorten zullen uiteraard andere waarden berekend worden voor de depositiesnelheid. In grote lijnen is de invloed van de verschillende parameters echter waarschijnlijk overeenkomstig. Drie effecten domineren:

- de lichtintensiteit (globale schatting);
- de blad dichtheid (LAI);
- de plantensoort.

Van deze parameters is de lichtintensiteit niet goed beïnvloedbaar. Nachts zal de opname dus beduidend minder zijn dan overdag. De plantensoort en indirect of rechtstreeks daarmee de hoeveelheid blad is uiteraard een parameter die wel beïnvloedbaar is.



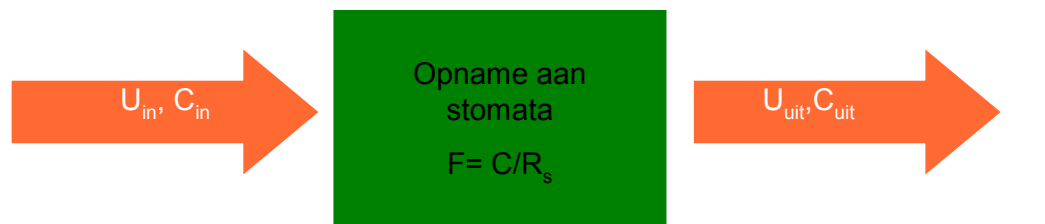
Figuur 1 Invloed van enkele parameters op de maximale depositiesnelheid van NO_2 op spar en sojaboon.

Opname van stoffen door vegetatie elementen langs wegen

Zoals uit het bovenstaande blijkt geldt dat de weerstand tegen opname van NO_2 door vegetatie maximaal gelijk is aan de weerstand tegen opname via de stomata (afgezien van een kleine opname aan de cuticula). De weerstand tegen het transport door de atmosfeer lijkt verwaarloosbaar. Dat betekent dat het er niet toe doet of de stoffen verticaal aangevoerd worden vanuit de atmosfeer dan wel horizontaal vanaf

bijvoorbeeld een weg. De snelheidsbepalende stap is immers de opname door de stomata. Daarbij wordt er van uitgegaan dat het vegetatie element niet zodanig dun is dat de verblijftijd in de vegetatie te klein wordt voor effectieve uitwisseling tussen lucht bladeren.

Op basis van een benadering kan de opname dan worden geschat. Daarbij gaan we uit van een maximale opnamesnelheid. In de literatuur zijn waarden voor deze stomataire weerstand gegeven.



Figuur 2 Schematische weergave van de opname van stoffen langs een weg.

Stel de wind U staat loodrecht op een vegetatie element. Een gedeelte van de aanvoerde massa zal over het element heen gaan maar een gedeelte zal door het vegetatie element heen waaien. Als U_{in} de snelheid van de wind *door* de vegetatie is en C_{in} de concentratie. De ingaande massa is dus gelijk aan $U_{in}C_{in}$. De uit het vegetatie element tredende wind heeft een snelheid U_{uit} en concentratie C_{uit} . De uitredende massa is dus $U_{uit}C_{uit}$.

De hoeveelheid stof die wordt opgenomen in de vegetatie is volgens het weerstandsmodel gelijk aan C/R_c waarbij C de concentratie in het groenelement is.

$$U_{in}C_{in} - U_{uit}C_{uit} = \frac{C}{R_c} = v_d C \quad (B2-7)$$

Deze vergelijking geeft voorlopig redelijk inzicht. Een aantal aannames werkt daarbij verhelderend:

$$U_{in} = U_{uit} \quad \text{en} \quad C = C_{in}$$

De tweede aanname leidt er toe dat de daling van de concentratie door het vegetatie-element maximaal is. Bovenstaande vergelijking kan daardoor worden vereenvoudigd tot:

$$\frac{C_{uit}}{C_{in}} = \left(1 - \frac{v_d}{U_{in}}\right) = \left(1 - \frac{1/R_c}{U_{in}}\right) \quad (B2-8)$$

Deze vergelijking geeft al veel inzicht. Het toont aan dat de verhouding tussen de depositiesnelheid en de windsnelheid de verhouding tussen de concentratie voor en

na het vegetatie element bepaalt. De windsnelheid is doorgaans van de orde van grootte van meters per seconde terwijl de depositiesnelheid maximaal 10 centimeters per seconde is.

In de praktijk zullen U_{in} en U_{uit} niet aan elkaar gelijk zijn. Zo geldt meestal dat U_{10} (de ongestoorde windsnelheid op 10 m hoogte voor het vegetatie element) ruwweg twee maal zo hoog is als U_{uit} d.w.z. $U_{uit} = 0,5 U_{10}$. De relatie tussen U_{in} , U_{uit} en U_{10} is vooralsnog niet bekend. Duidelijk is dat de ingaande snelheid hoger zal zijn dan de uittredende snelheid. Dit zal leiden tot verhoging van de concentratie na het vegetatie element. Ook in dit opzicht geldt daarmee dat de huidige schatting een bovenschatting van de concentratie daling is door depositie op het vegetatie element.

Bijlage 3 Enige relevante kenmerken van bomen

In dit rapport zijn de eigenschappen van beplanting beschreven die een rol spelen bij het verwijderen van NO_2 en fijn stof uit de lucht. Op onderdelen verschillen deze eigenschappen als het gaat om de absorptie van NO_2 of de depositie van fijn stof. Daarnaast zijn er ook risico's verbonden aan de toepassing van beplanting en moeten de bomen kunnen groeien op de plekken waar deze worden aangeplant. Zonder volledigheid te willen nastreven worden de meest relevante kenmerken van inheemse naald- en loofbomen in onderstaande tabellen vermeld en hieronder kort toegelicht.

De hoogte van een boom heeft effect op de luchtstroming. Hoe hoger de beplanting hoe groter het gebied aan de lizijde waarbinnen de luchtsnelheid wordt gereduceerd. Tot op een afstand van 20 tot 25 maal de hoogte van de beplanting is er sprake van een vermindering van de windsnelheid.

Gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer kan alleen plaatsvinden indien de verontreiniging in contact kan komen met het blad en er sprake is van een zekere turbulentie rond het blad. Om de luchtbeweging in een vegetatie of beplanting in stand te houden moet deze een zekere porositeit hebben. De kruindichtheid is een visuele zij het grove maat voor de mate waarin lucht de kruin van een specifieke boom kan binnendringen.

De Leaf Area Index (LAI) is een maat voor het bladoppervlak. Deze index staat voor de hoeveelheid eenzijdig bladoppervlak geprojecteerd per eenheid van grondoppervlak. Hoe groter het bladoppervlak, des te meer NO_2 en fijn stof uit de lucht kan worden gehaald.

Fijn stof wordt relatief goed verwijderd door bladeren die ruw zijn en zijn voorzien van bladharen van voldoende lengte. Bladeren nemen NO_2 op via de huidmondjes. Hoe meer huidmondjes en hoe groter de geleidbaarheid (g_s), des te meer NO_2 kan worden geabsorbeerd.

Bomen verschillen in hun gevoeligheid voor NO_2 . Vooral dicht bij een snelweg waar relatief hoge NO_2 concentraties heersen, zullen bij voorkeur bomen moeten worden aangeplant die niet al te gevoelig zijn voor deze component. Bij aanplant op deze plekken zal natuurlijk ook gelet moeten worden op de soortspecifieke gevoeligheid voor strooizout.

Er zijn ook risico's verbonden aan de toepassing van bomen om de luchtkwaliteit te verbeteren. Wortels van bomen kunnen schade veroorzaken aan het naastgelegen wegdek. In en nabij woonwijken is de aanplant van bomen die sterke allergische reacties bij mensen kunnen oproepen af te raden. Afhankelijk van de soort kunnen bomen meer of minder vluchtige organische stoffen zoals isopreen en monoterpeen

emitteren. Met betrekking tot luchtkwaliteit in algemene zin worden deze emissies als een nadelige eigenschap beoordeeld. Immers, deze geëmitteerde verbindingen leiden tot de vorming van troposferisch ozon, een component die schadelijk is voor mens en milieu.

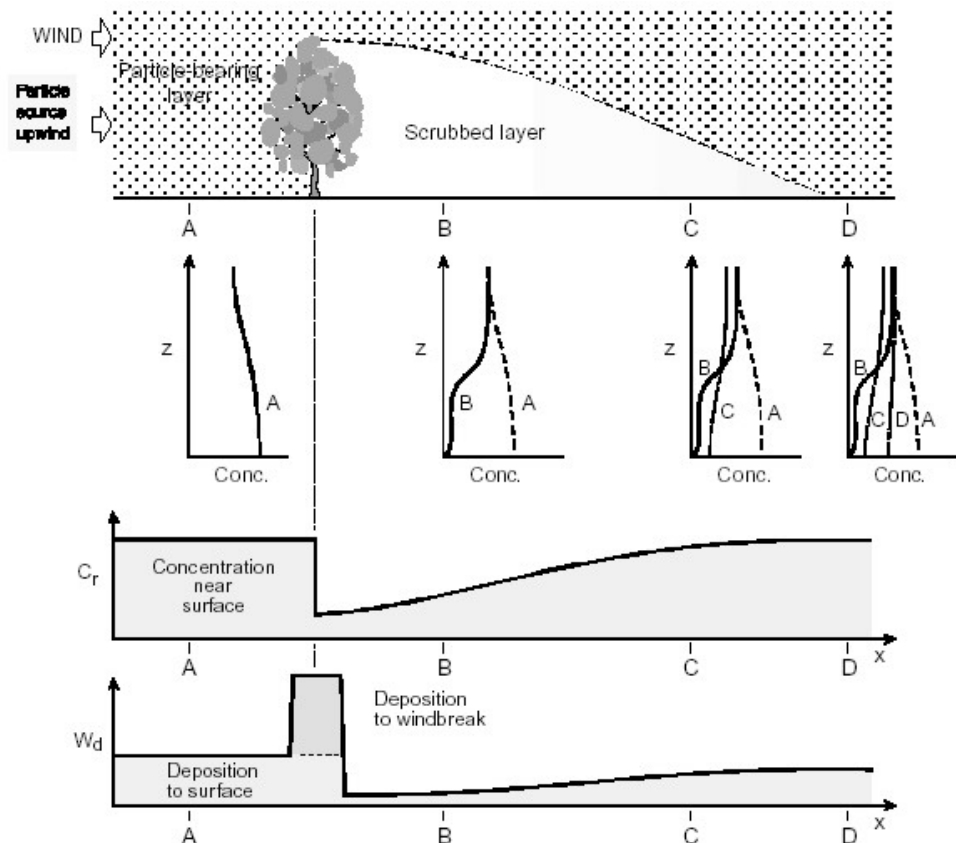
Bijlage 3

Tabel B3.1 Relevante kenmerken van enige inheemse naald- en loofbomen.

Soort	Boomkenmerken		Bladkenmerken			Risico's		VOS emissie				
	Hoogte [m]	Kruin- dichtheid	LAI [m ² m ⁻²]	Waslaag [adax/abax]	Beharing [adax/abax]	Haarlengte [µm]	Huidmondjes g _s [no. mm ⁻²]	NO ₂ gevoeligheid	Stroozout wegdek	Schade Allergie	Isopreen [µg gdw ⁻¹ uur ⁻¹]	Monoterpeen [µg gdw ⁻¹ uur ⁻¹]
Loofbomen												
Acer campestre	> 10	dicht	8,9	nee	beide	500	198	ongev.	ongev.	soms	< 0,1	
Acer negundo	> 10	half-open		nee	beide	350	198	ongev.	gevoelig			
Acer pseudoplatanus	> 10	half-open	5	beide	abax	800	165	matig gev.	zeer gev.	soms		
Alnus glutinosa	< 10	half-open	4,8	nee	beide	475	154	matig gev.	ongev.	soms		5,39
Berberis vulgaris	< 5			beide	nee		110					
Betula pubescens	< 10	half-open		adax	beide	700	165		gevoelig	nadelig		
Buxus sempervirens	< 5			beide	nee						6-17	0,2
Carpinus betulus	> 10	dicht		nee	beide	1700	143	matig gev.	gevoelig	soms		0,04
Cornus mas	< 5	half-open		nee	beide	750	110	matig gev.	zeer gev.			1,6
Corylus avellana	< 5	half-open		nee	beide	1300	143	matig gev.		nadelig		
Crataegus spec.	< 5	half-open	8,5	nee	beide	750	90	ongev.	gevoelig	soms		< 0,2
Euonymus europaea	< 5			nee	nee		330					
Fagus sylvatica	> 10	dicht	4,3-10,0	nee	beide	3000	132	matig gev.	gevoelig	soms	< 0,01	0,24-0,47
Fraxinus excelsior	> 10	half-open	5	nee	nee		220	matig gev.	ongev.	regelmatig		
Hedera helix	< 5			nee	abax	750	440					
Ilex aquifolium	< 5			nee	nee		407					0,2
Ligustrum vulgare	< 5			nee	adax	90	165					
Lonicera periclymenum	< 5											
Lonicera xylosteum	< 5			beide	beide	800	341					
Populus nigra	> 10	half-open		nee	abax	230	88	matig gev.	zeer gev.	zeer vaak	29,2-76	< 0,1-0,4
Prunus avium	< 10	half-open		nee	abax	900		matig gev.	gevoelig	soms		< 0,1
Prunus padus	> 10	half-open		abax	beide	650	555	matig gev.	gevoelig			< 0,1
Prunus serotina	> 5	half-open		nee	beide	400	198	matig gev.	zeer gev.			< 0,1
Prunus spinosa	< 5		3,8	nee	beide	400	550	matig gev.	ongev.	soms		< 0,1
Quercus robur	> 10	half-open	4,6	beide	beide	130	385	matig gev.	ongev.	soms	40-76,6	1,76
Rhamnus catharticus	< 5			nee	nee		440					
Rhamnus frangula	< 5			adax	beide	450	440	matig gev.				
Rhododendron spec.	< 5		2,8-4,5	nee	nee		77	matig gev.	matig gev.			

Bijlage 4 Basismodel voor deeltjesvangst

In deze bijlage wordt een deelmodel beschreven voor deeltjesvangst in de volgende situatie, afbeelding uit (Raupach, 1999):



Bovenstaand schema gaat uit van een uniform inkomend concentratieprofiel en behandelt het effect van snelheidsdemping (zie Bijlage 1) dus niet.

Basismodel

Het belangrijkste mechanisme voor deeltjesvangst door bomen is impactie (Beckett, 2000 en referenties hierin en Raupach, 2003). De totale depositie van deeltjes op een enkel blad of takje is voornamelijk opgebouwd uit twee processen: inslag/impactie en Brownse diffusie. De totale depositie kan geschreven worden als:

$$D = A_e g_p C \quad (B4-1)$$

met A_e het totale oppervlak van het element;
 C de deeltjesconcentratie in de langsstromende lucht en
 g_p de geleidbaarheid voor deeltjesdepositie.

Een analyse van de depositiesnelheden voor de verschillende processen (Raupach, 2001) leert dat Brownse diffusie pas een rol van betekenis speelt als de deeltjesdiameter d_p kleiner is dan ca. $1 \mu\text{m}$. De depositie wordt voor PM_{10} en PM_5 dus gedomineerd door impactie met geleidbaarheid:

$$g_{pi} = U E \quad (B4-2)$$

met U de stroomsnelheid van de langsstromende lucht in het element en
 E de impactie efficiency.

In een meebewegend coördinatensysteem kan de verhouding tussen de concentraties vóór (C_0) en ná (C_1) het groenelement worden geschreven als:

$$\sigma = \tau^{mE} \quad (B4-3)$$

met τ de optische porositeit van het groenelement en
 m een correctie voor de padlengte in het element ($m \approx 1,2$).

De totale depositie in een element volgt uit de integraal over de hoogte van het element:

$$D_{tot} = \int_0^H U(z) (C_0 - C_1) dz \quad (B4-4)$$

Als de structuur en eigenschappen van het groenelement niet sterk veranderen over de hoogte van het element dat zijn τ , m en E en dus ook σ niet sterk afhankelijk van de hoogte z . De integraal kan dan benaderd worden door:

$$D_{tot} \approx (1 - \sigma) C_0 \int_0^H U(z) dz \quad (B4-5)$$

Als de snelheid weinig varieert over de hoogte van het element of er een hoogte-gemiddelde “bleed” snelheid U_b kan worden gedefinieerd dan kan de integraal verder worden vereenvoudigt tot:

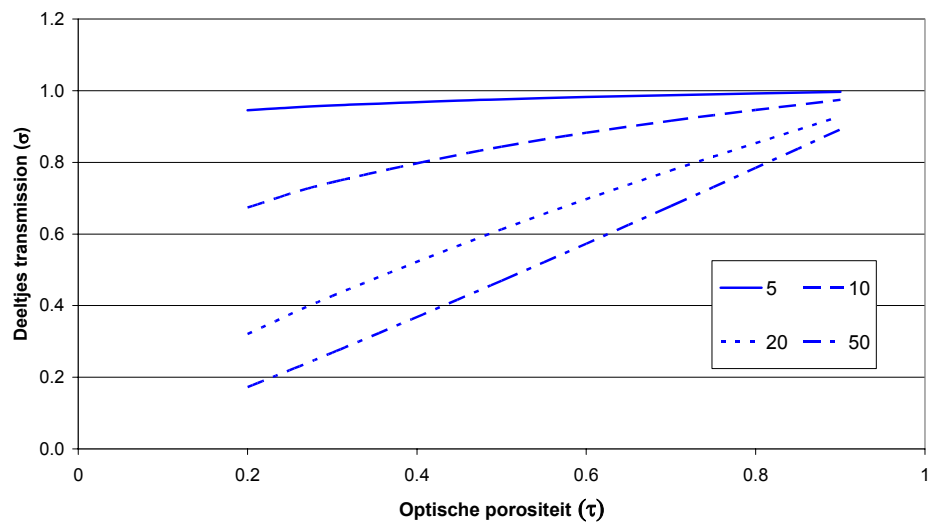
$$D_{tot} \approx (1 - \sigma) C_0 H U_b \quad (B4-6)$$

Voor U_b kan een van de experimentele relaties uit Bijlage 1 of een analytische benadering worden gebruikt. De relatie van Raupach geeft, in verhouding tot de experimentele data, te lage snelheidsafnamen achter groenelementen. Uit bovenstaande formule is duidelijk dat het netto resultaat van twee verschillende effecten de uiteindelijke depositie bepaalt. Als de (optische) dichtheid van het element toeneemt dan worden meer deeltjes uit de erdoorheen stromende lucht gevangen. Echter, als

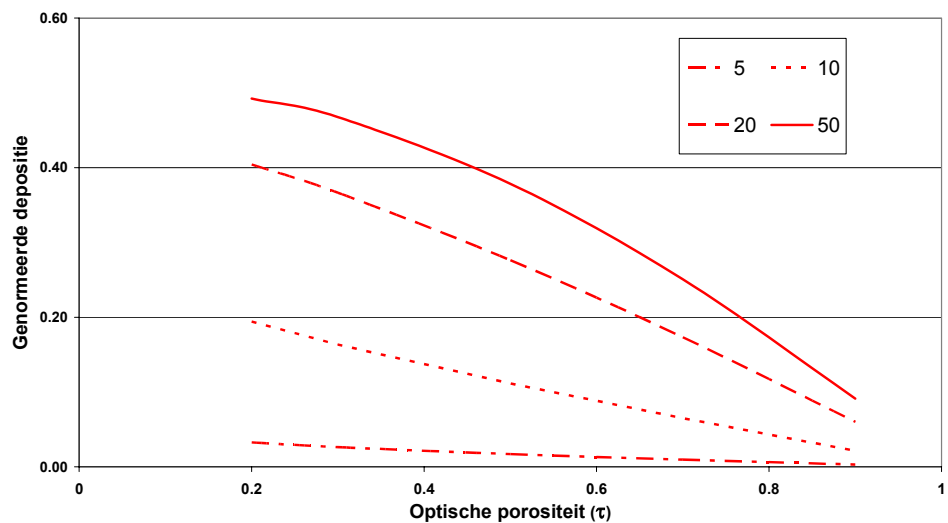
de dichtheid te hoog wordt dan stroomt er geen lucht meer door het element maar stroomt alle lucht er overheen. De relatieve effecten worden duidelijk door de totale depositie te normeren op de totale hoeveelheid inkomende deeltjes $C_0 H U_H$, met U_H de inkomende snelheid op de hoogte van het element:

$$\Delta_{tot} = (1-\sigma) U_b / U_H \quad (B4-7)$$

De deeltjestransmissie σ is voor verschillende optische porositeiten τ en deeltjesdiameters van 5, 10, 20 en 50 μm geplot in onderstaande figuur. Een snelheid in het element van ca. 2-3 m/s is aangenomen om de impactie efficiency te bepalen.



De genormeerde deeltjesvangst Δ_{tot} is in onderstaande figuur voor dezelfde deeltjesdiameters geplot. De index van de curves is de diameter van de deeltjes in micrometer.



Voor grotere deeltjes, bijvoorbeeld druppels van 50-80 μm , kan een grote vangstefficiëncy worden behaald. Voor kleinere deeltjes, zoals PM_{10} en PM_5 , is de efficiëncy bij gemiddelde porositeit van 30-50% volgens bovenstaand model slechts in de orde van 15% of minder. Met name voor PM_5 is de vangst zeer beperkt. Indien de impactie efficiëncy groter wordt aangenomen worden de vangsten uiteraard iets hoger maar binnen het kader van bovenstaand model worden geen genormeerde deposities hoger dan ca. 20% verwacht voor PM_{10} en niet hoger dan ca. 5% voor PM_5 .

Een potentiële tekortkoming in bovenstaand model is dat wordt aangenomen dat de om- en doorstroming van het groenelement niet verandert bij veranderende (afnemende) optische porositeit. Uit de literatuur (Heisler, 1988, Sturrock, 1969) is bekend dat de omstroming van groenelementen bij lage optische porositeiten (voor kunstmatige objecten van ca. 30%) een ander karakter gaat krijgen. Bij deze porositeiten gaat zich een recirculatie vormen achter het element. Verwacht mag worden dat de verhouding tussen om- en doorstromende lucht iets zal veranderen. De effecten hiervan op de effectieve filtering van het element zijn niet onderzocht.

In (Cowherd, 2002) wordt opgemerkt dat de analyse van (Raupach, 2001) van de depositiesnelheid ten gevolge van impactie, met name voor de kleinere deeltjes, het effect van elektrostatische aantrekking ten onrechte niet meeneemt. Als dit wel gebeurt, zal de depositiesnelheid iets toenemen en dus ook de totale depositie. Een toename van de impactie efficiëncy E met 25% geeft echter maar een beperkte toename van de genormeerde totale depositie van ca. 5%.

In de literatuur worden verschillende factoren genoemd die van invloed zijn op de depositie van fijn stof. (Beckett, 1998) beschrijven de ruwheid van de vegetatie als een belangrijk aspect. Haren en aderen van de bladeren zijn verantwoordelijk voor deze ruwheid. Onderzoek van (Beckett, 1998) heeft uitgewezen dat bomen met veel bladharen efficiënter zijn bij het vastleggen van deeltjes. Een grote ruwheid veroorzaakt lokale turbulenties. Turbulentie vermindert de grenslaagweerstand (R_b), waardoor depositie van deeltjes effectiever plaats vindt. Deze relatie tussen ruwheid en depositie worden ook beschreven in Gallagher (1996).

De kleverigheid van blad- en stamoppervlak wordt in (Beckett, 1998) ook genoemd als een belangrijk aspect. Voor het vangen van grotere deeltjes speelt de kleverigheid een grote rol, terwijl de ruwheid van groot belang is voor het vangen van kleine deeltjes. Veronderstelt wordt dat coniferen effectiever zijn bij het verbeteren van de luchtkwaliteit dan loofbomen. Oorzaken hiervoor zijn het feit dat naaldbomen gedurende het hele jaar groen blijven en dat ze vanwege een grotere blad/naald oppervlak, een grotere efficiëntie hebben met betrekking tot het invangen van deeltjes. Deze conclusie wordt bevestigd door onderzoek dat (Beckett, 2000) hebben uitgevoerd naar vijf verschillende soorten bomen (lijsterbes, veldesdoorn, populier, den en cipres). Gebleken is dat naaldbomen (den en cipres) significant meer deeltjes afvangen dan loofbomen, waarbij de den (*Pinus Nigra*) het meest effectief is.

Van de loofbomen is de soort met het ruwste bladoppervlak (lijsterbes) het meest effectief bij het afvangen van deeltjes.

Niet-uniforme aanstroming

In de praktijk, vooral als het element zich dicht langs de weg bevindt, is het inkomende concentratieprofiel niet uniform in de hoogte (Wesseling, 2003b). Als de dichtheid van het groenelement niet al te hoog is dan is het inkomende concentratieprofiel aan het begin van het element grofweg gelijk aan het profiel in de ongestoorde situatie. Het snelheidsveld ter plekke van het element wordt uiteraard ook door het element beïnvloedt. Als gevolg is het niet triviaal om een algemene uitdrukking te bepalen voor de effecten van het element. Zolang het snelheidsveld niet al te zeer door het groenelement beïnvloedt wordt kan in eerste benadering worden uitgegaan van een schaling van de deposities met $(1-\sigma)$.

Bijlage 5 **Bulkeffecten van groen**

In (Nowak, 2000) wordt een uitgebreide schatting gemaakt van het effect van het algemene groen op de luchtkwaliteit. De studie betreft Brooklyn, New York. Binnen dat gebied is gekeken naar de hoeveelheid, verdeling, gezondheid en structuur van groen (voornamelijk bomen). Verder is geschat wat de effecten van de bomen is op de luchtkwaliteit.

Enige relevante cijfers en opmerkingen hieruit:

Number of trees: 610,000 by land-use type

- Open space: 239,600 (21.4% tree cover).
- Residential (1-2 family): 147,300 (17.0% tree cover).
- Vacant: 106,800 (2.8% tree cover).
- Multifamily residential: 73,300 (9.2% tree cover).
- Public facility: 28,200 (8.7% tree cover).
- Commercial/industrial: 15,000 (1.9% tree cover).

Most common trees

- Tree of heaven: 125,100 (20.5% of tree population).
- White mulberry: 46,800 (7.7% of tree population).
- Black locust: 39,700 (6.5% of tree population).
- Norway maple: 38,000 (6.2% of tree population).
- Black cherry: 35,700 (5.9% of tree population).

Tree condition

- Excellent: 42.4%.
- Poor / critical: 3.5%.
- Good: 39.0%.
- Dead: 5.2%.
- Fair: 9.9%.

Effect of trees and shrubs on air pollution

Trees and shrubs affect air quality by: a) altering air temperatures; b) directly removing air pollutants; c) emitting volatile organic compounds (VOC) that contribute to ozone and carbon monoxide formation; and d) altering building energy use and, consequently, pollution emissions from power plants. Computer estimates of tree and shrub effects on air quality focused on pollution removal and VOC emissions in 1994¹. Values were based on externality values that estimate the societal cost of pollutant emissions/formation.

¹ Over de negatieve effecten van groenelementen op ozon en VOC's bestaan nog veel onzekerheden.

Air pollution removal

- Total amount: 254 metric tons.
- Ozone: 76 metric tons.
- Particulate matter: 68 metric tons.
- Nitrogen dioxide: 63 metric tons.
- Sulfur dioxide: 33 metric tons.
- Carbon monoxide: 15 metric tons.
- Trees accounted for 81.9% of the total pollution removal estimate.

Average air quality improvement (during in-leaf season due to pollution removal)

- Ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide effects are for daytime hours:
Average effect Peak effect (forested area).
- Ozone: 0.26% (14.2%)¹.
- Particulate matter: 0.25% (10.5%).
- Nitrogen dioxide: 0.17% (6.8%).
- Sulfur dioxide: 0.26% (14.7%).
- Carbon monoxide: 0.001% (0.05%).

Uit de cijfers blijkt dat een substantiële hoeveelheid verontreiniging door de bomen uit de lucht wordt verwijderd. Echter, het effect op de concentraties in de lucht is zeer beperkt. De gemiddelde bijdrage van een boom aan de PM verwijdering bedraagt ca. 0,1 kg per jaar. Eerdere schattingen van (Nowak, 1994) met betrekking tot het effect van bomen op PM in Chicago varieerden van ca. 0,025 kg/jaar voor een kleinere boom tot ca. 1,4 kg/jaar voor een grote boom met een stamdiameter groter dan 75 cm.

De aanbevelingen van (Nowak, 2000) om maximaal effect (op de luchtkwaliteit en koolstofhuishouding) van het aanwezige groen te verkrijgen zijn:

- Increase the number of healthy trees (increases pollution removal and carbon sequestration).
- Sustain existing tree cover (maintains current carbon storage and pollution removal levels).
- Maximize use of low VOC-emitting trees (reduces ozone and carbon monoxide formation).
- Sustain large, healthy trees (large trees have greatest per tree effects).
- Use long-lived trees (forestalls carbon emissions from decomposition).
- Use low maintenance, urban-adapted trees (reduces pollutant emissions from maintenance activities).
- Reduce the use of fossil fuels in maintaining vegetation (reduces pollutant emissions).
- Plant trees in energy-conserving locations (reduces pollutant emissions from power plants).

¹ Tussen haakjes wordt de piekwaarde, gevonden in bebost gebied, vermeld.

- Plant trees to shade parked cars (reduces vehicular VOC emissions).
- Supply ample water to vegetation (enhances pollution removal and temperature reduction).
- Plant trees in polluted areas or heavily populated areas (maximizes tree effects).
- Do not plant species that are sensitive to pollutants (increases tree health).
- Use evergreen species to reduce particulate matter (provides year-round removal of particles).
- Use wood for long-term products (forestalls carbon emissions from decomposition).
- Use tree materials for energy production (reduces pollutant emissions from power plants).

Het is van belang op te merken dat Nowak mogelijke negatieve effecten van bomen op stromingspatronen en de daarmee samenhangende concentratieverhogingen niet in rekening brengt.