



Invloed van een landschapselement (windsingel) op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij

Eindrapport

C.J van Dijk, Th.A. Dueck, G.W.W. Wamelink & J. Mosquera





Invloed van een landschapselement (windsingel) op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij

Eindrapport

C.J van Dijk¹, Th.A. Dueck¹, G.W.W. Wamelink² & J. Mosquera³

¹ Plant Research International

² Alterra

³ Agrotechnology & Food Innovations

© 2005 Wageningen, Plant Research International B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Plant Research International B.V.

Plant Research International B.V.

Adres : Droevendaalsesteeg 1, Wageningen
: Postbus 16, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 – 47 70 00
Fax : 0317 – 41 80 94
E-mail : info.plant@wur.nl
Internet : www.plant.wur.nl

Alterra B.V.

Adres : Droevendaalsesteeg 3, Wageningen
: Postbus 47, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 – 47 47 00
Fax : 0317 – 41 90 00
E-mail : info.alterra@wur.nl
Internet : www.alterra.wur.nl

Agrotechnology & Food Innovations

Adres : Bornsesteeg 59, Wageningen
: Postbus 17, 6700 AA Wageningen
Tel. : 0317 – 47 50 00
Fax : 0317 – 47 53 47
Internet : www.agrotechnologyandfood.wur.nl

Inhoudsopgave

	pagina
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
2. Invloed van een windsingel op de verspreiding van ammoniak	5
3. Vegetatieontwikkeling in de windsingel	9
3.1 Modelaanpassingen	10
3.2 Invoer SMART2 en SUMO3	11
3.3 Resultaten	12
4. Structuurkenmerken	15
5. Kostenaspecten	19
5.1 Immateriële aspecten	19
5.2 Materiële aspecten	19
6. Overige emissies	21
6.1 Gasvormige componenten	21
6.2 Stofdeeltjes	21
6.3 Geur	22
6.4 Dierziekten	22
7. Evaluatie en conclusies	23
Referenties	27

Samenvatting

Aanleiding van het in dit rapport gepresenteerde onderzoek was het vermoeden dat landschapselementen zoals windsingels, naast de ecologische- en landschappelijke waarde ook een rol zouden kunnen spelen bij het terugdringen van de verspreiding van emissies uit de veehouderij zoals ammoniak, fijn stof en geur. Dit vermoeden was gebaseerd op modelvoorspellingen en aanwijzingen uit de literatuur, waaruit bleek dat landschapselementen in staat zijn de verspreiding van agrarische emissies aanzienlijk te beïnvloeden. Door de fysieke aanwezigheid en het deels afvangen van de emissie door de beplanting zou de ongewenste verspreiding van luchtverontreinigingscomponenten worden tegengegaan. Aanleg van landschapselementen rond veehouderijen zou daarom, in aanvulling op andere emissie reducerende maatregelen (in de stal, management, etc.), een bijdrage kunnen leveren aan het terugdringen en vastleggen van agrarische emissies. Het in dit rapport gepresenteerde onderzoek richt zich met name op de effectiviteit van landschapselementen op het terugdringen van de verspreiding van ammoniak. Ook wordt enige informatie gegeven met betrekking tot andere agrarische emissies dan ammoniak zoals geur, fijnstof en de verspreiding van dierziekten.

De belangrijkste conclusies zijn:

- Het netto effect van een windsingel op de concentratie wordt bepaald door twee processen: snelheidsdemping en filtering;
- De filterende werking is een gevolg van de gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer waarvoor een zekere turbulentie rond het blad nodig is. Om de luchtbeweging in een beplanting in stand te houden moet deze een zekere openheid (optische porositeit) hebben. De structuur van een windsingel is bepalend voor het effect op de verspreiding van agrarische emissies. Eenduidige criteria voor het ontwerpen van een optimaal functionerende windsingel zijn nog niet voorhanden;
- Voor NO_2 is de filterende werking als gevolg van opname door de planten in de windsingel geschat op maximaal 10%. Voor ammoniak zou dit percentage hoger kunnen liggen;
- De globale effecten van de invang van stikstof op de vegetatieontwikkeling in de windsingel zelf kan door middel van modellering worden voorspeld. Hiervoor wordt op grond van de ammoniakconcentraties een vrij grove inschatting gemaakt van de depositie, verfijning van deze methode is noodzakelijk. Het grootste deel van de stikstof wordt opgenomen door de vegetatie, een relatief klein deel wordt niet opgenomen en kan dus in principe uitspoelen;
- Beplanting rond een stal kan mogelijk ook de verspreiding van andere agrarische emissies tegengaan zoals fijn stof en geur. Stofdeeltjes worden (deels) in het element afgevangen. De vangstefficiëntie is het hoogst voor deeltjes met relatief grote diameters (>40-50 μm). Voor PM_{10} ligt de vangstefficiëntie in de orde grootte van maximaal ca. 25%, en op circa 10% voor PM_5 . Geur verspreid als gas zal als gevolg van de extra turbulentie die ontstaat door beplanting voor een worden gemengd en verdund met hogere luchtlagen waardoor de geurbelasting op leefniveau afneemt. Geur geadsorbeerd aan stofdeeltjes kan gedeeltelijk door beplanting worden afgevangen;
- Het is niet uitgesloten dat verspreiding van besmettelijke dierziekten via de lucht kan plaatsvinden. Er is geen informatie beschikbaar over welk effect beplanting rond een stal heeft op de verspreiding van dierziekten;
- Windsingels kunnen mogelijk tegen relatief lage kosten worden aangelegd en onderhouden. Door de aanleg neemt de biodiversiteit en de landschappelijke waarde van het agrarisch cultuurlandschap toe. Indien de overheid bereid is om subsidies in het kader van de SAN-regeling toe te kennen is het mogelijk om windsingels nagenoeg kostenneutraal aan te leggen en te onderhouden.

Landschapselementen zoals windsingels vormen een fysiek opstakel voor de verspreiding van stoffen en deeltjes in de atmosfeer. Het effect wordt voornamelijk bepaald door twee elkaar tegenwerkende processen: verhoogde depositie en snelheidsdemping. Met de huidige kennis is het nog niet mogelijk exact aan te geven hoeveel extra depositie van de emissies uit een stal zal optreden als gevolg van de aanwezigheid van een windsingel. De (model) resultaten uit dit onderzoek laten echter wel zien dat een windsingel op korte afstand van een stal de ongewenste verspreiding van ammoniak maar ook van andere agrarische emissies zoals fijn stof tegengaat en dat de bomen in de windsingel een deel van de stikstof opnemen vanuit de lucht. Samenvattend kan geconcludeerd worden dat landschapselementen zoals windsingels perspectief bieden voor het terugdringen en vastleggen van agrarische emissies.

1. Inleiding

Erfbeplanting en landschapselementen zoals windsingels, houtwallen, heggen etc zijn al zo oud als de landbouw zelf. Zij dienden als erfscheiding, voorkwamen verstuing van de teeltlaag en voorzagen in de houtbehoefte. Door de intensivering en schaalvergroting van de landbouw is in de laatste decennia veel van dergelijke aanplant verdwenen. De inrichting van het landelijk gebied zal in de komende jaren leiden tot (her)introdactie van landschapselementen. Hiermee wordt de biodiversiteit van het agrarisch cultuurlandschap verhoogd en oude karakteristieke landschappen hersteld. Lokaal zijn veel initiatieven opgestart om erfbeplanting rond boerderijen weer in oude luister te herstellen. Maar met beplanting is meer mogelijk. Naast de ecologische- en landschappelijke waarde kan beplanting namelijk ook een rol spelen bij het terugdringen van de verspreiding van emissies uit de veehouderij zoals ammoniak, fijn stof en geur.

In Nederland wordt de grootste bijdrage aan de atmosferische depositie van stikstof geleverd door gereduceerde verbindingen (NH_3) afkomstig van de landbouw. Gemiddeld voor Nederland is de depositie van NH_3 op dit moment ongeveer 2 maal groter dan de stikstofdepositie van geoxideerde verbindingen (NO_x), geëmitteerd door verkeer en industrie. Op regionaal niveau kunnen er echter grote verschillen bestaan. Ammoniak is de belangrijkste gasvormige component die uit intensieve veehouderijen wordt geëmitteerd naast o.a. fijn stof, methaan en geur. De verspreiding van agrarische emissies heeft door de intensivering van de landbouw in de afgelopen decennia geleid tot eutrofiering, verzuuring en versnippering van natuurgebieden en verminderd welzijn in het landelijk gebied.

Landschapselementen zoals windsingels vormen een fysiek opstakel voor de verspreiding van stoffen en deeltjes in de atmosfeer. Volgens modelvoorspellingen en aanwijzingen uit de literatuur, zijn landschapselementen in staat de verspreiding van agrarische emissies aanzienlijk te beïnvloeden. Door de fysieke aanwezigheid en het deels afvangen van de emissie door de beplanting zou de ongewenste verspreiding van luchtverontreinigingscomponenten buiten de bufferzone (=invloedsfeer van het landschapselement) worden tegengegaan. De verontreiniging wordt als het ware in de nabijheid van de bron gehouden wat resulteert in een vermindering van de concentraties buiten de bufferzone. Aanleg van landschapselementen kan daarom, in aanvulling op andere emissie reducerende maatregelen (in de stal, management, etc.), mogelijk bijdragen aan het terugdringen en vastleggen van agrarische emissies. Het onderzoek richt zich met name op de verspreiding van ammoniak.

De doelstelling van het project bevat twee onderdelen:

1. Onderzoek naar de effectiviteit van een landschapselement (windsingel) op korte afstand van een bron op de verspreiding van ammoniakemissies;
2. Ontwikkelen van een adviesstelsel voor de aanleg van landschapselementen waarin de functies natuur, milieu, gezondheid en landbouw optimaal met elkaar worden verbonden.

De effectiviteit van landschapselementen op het terugdringen van de verspreiding van ammoniak is in beeld gebracht d.m.v. concentratiemetingen op een locatie nabij een bestaand landschapselement. De gemeten concentraties zijn vergeleken met berekeningen met behulp van het Nationaal Verspreidingsmodel voor een situatie zonder landschapselement. De resultaten van de meetcampagne die in 2003 is uitgevoerd zijn eerder in een tussenrapport vastgelegd. In dit rapport wordt volstaan met een korte samenvatting (Hoofdstuk 2).

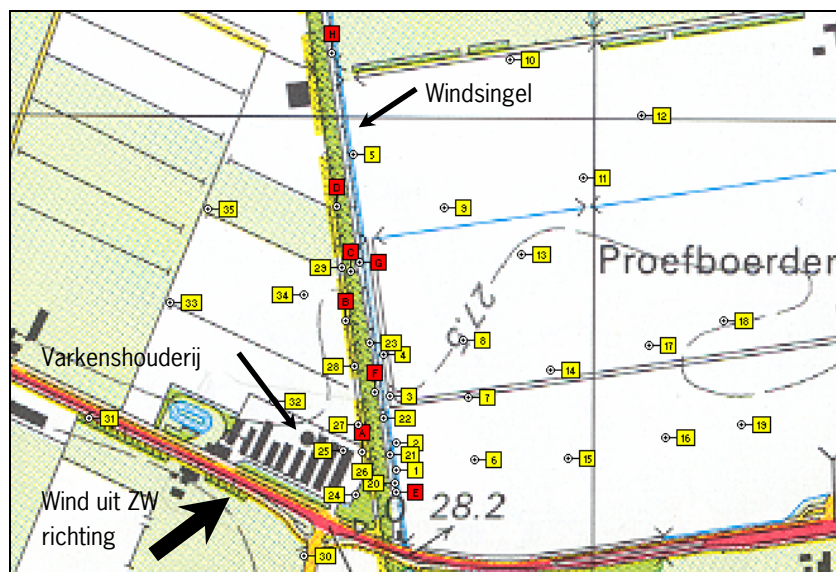
Op grond van de resultaten uit de meetcampagne is met behulp van het modellen SMART en SUMO de vegetatieontwikkeling in het landschapselement bepaald in afhankelijkheid van o.a. grondsoort, grondwaterstand, atmosferische N belasting en beheer (Hoofdstuk 3). Verder wordt aandacht besteed aan de structuurkenmerken waaraan landschapselementen moeten voldoen met betrekking tot de effectiviteit op de verspreiding van ammoniakemissies. Hierbij komen naast de fysieke afmetingen van de (boom)soorten ook de NH_3 -gevoeligheidsverschillen en de efficiëntie van verschillende soorten als biofilter aan de orde (Hoofdstuk 4). In Hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de kosten van het inzetten van landschapselementen met betrekking tot het tegengaan van verspreiding van ammoniak. Zijn er verschillen in kosten met betrekking tot aanleg en onderhoud tussen verschillende beplantingsmethoden en hoe verhouden deze zich ten opzichte van andere emissiebeperkende maatregelen. Stallen emitteren niet alleen ammoniak.

Enige kwalitatieve informatie over andere emissies dan ammoniak zoals geur, fijnstof en de verspreiding van dierziekten staat vermeld in Hoofdstuk 6. In Hoofdstuk 7 wordt tenslotte de beschikbare informatie samengebracht en geëvalueerd.

Het onderzoek is gefinancierd vanuit de LNV programma's 'Randvoorwaarden voor Natuurbeheer' (P382), 'Natuur en Landschapsontwikkeling' (P384) en 'Gasvormige Emissies' (P415).

2. Invloed van een windsingel op de verspreiding van ammoniak

In dit hoofdstuk wordt een korte samenvatting gegeven van de meetcampagne rond een bestaande combinatie van ammoniakbron en windsingel in de omgeving van Vredepeel, oostelijk Noord-Brabant (Van Dijk *et al.*, 2004). Als ammoniakbron diende een vleesvarkenshouderij met ruim 2500 dierplaatsen. Aan de oostzijde van het stallencomplex ligt op circa 20 m afstand van de dichtstbijzijnde stal een vrij uniforme windsingel (Figuur 1). De situering is zo, dat bij wind uit zuidwestelijke tot westelijke richting de emissiepluim vanuit de stal grotendeels door en over de windsingel verspreid zal worden. De begroeiing bestaat vrijwel uitsluitend uit loofbomen (acacia, zomereik en berk) met struiken (els en Amerikaanse vogelkers) langs de buitenranden. De hoogte van de windsingel is circa 15-20 m en de breedte circa 10-15 m.

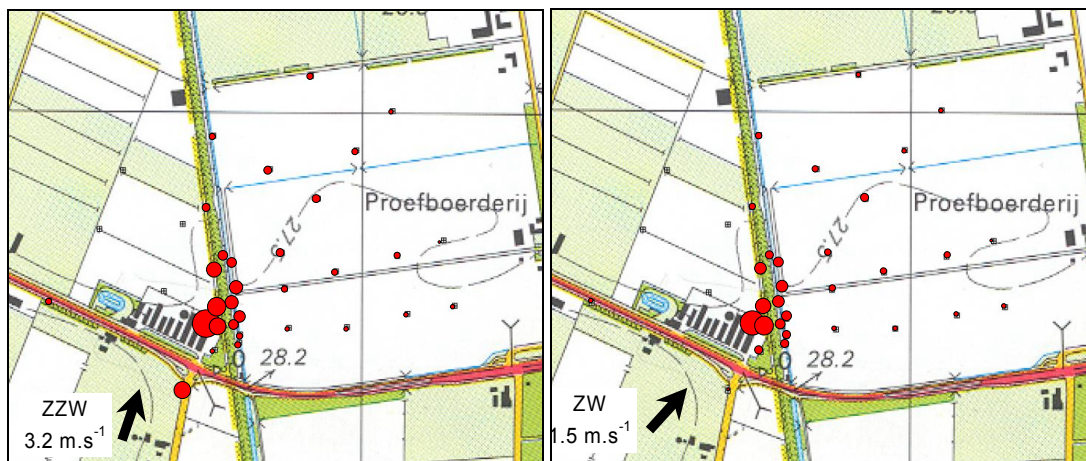


Figuur 1. Situering van de varkenshouderij en de windsingel (1 cm = 80 m). Verder zijn weergegeven de ammoniak immiszie-meetpunten (geel) aan weerszijde van de windsingel en de plaatsen waar bladmonsters zijn genomen (rood).

In het verspreidingsgebied van de stalemissie zijn op dagen waarvoor weinig neerslag en overwegend wind uit zuidwestelijke richting werd voorspeld, ammoniak (NH_3) concentratiemetingen in de buitenlucht uitgevoerd (imiszie-metingen). De concentraties werden bepaald met behulp van zogenaamde *passieve samplers* (Willems badges) in een vrij dicht raster van meetpunten in de denkbeeldige pluim plus enkele meetpunten bovenwinds van de stal voor het bepalen van de regionale achtergrondconcentratie (Willems & Hofschreuder, 1990). Tegelijkertijd is met passieve fluxbuisjes (PFS) de emissie uit vijf van de 14 afdelingen van de varkenshouderij gemeten. Op grond van deze metingen in enkele compartimenten van het stallencomplex is de totale emissie van de varkenshouderij berekend. Deze varieerde van 1733 tot 1969 g uur⁻¹.

De hoogste ammoniakconcentraties werden op korte afstand van de bron, tussen de varkenshouderij en de windsingel gevonden. Ook direct achter de windsingel werden verhoogde concentraties gemeten. Op grotere afstand van de bron namen de concentraties relatief snel af tot het regionale achtergrondniveau van 6-10 $\mu\text{g m}^{-3}$. Als voorbeeld zijn de resultaten van twee meetdagen weergegeven in Figuur 2. Om een indruk te krijgen van het effect van de windsingel op zowel het concentratieniveau als de richting waarin de verspreiding plaatsvindt, is het van belang te weten hoe het verspreidingspatroon rond de betreffende bron er uit zou zien als er geen windsingel zou zijn

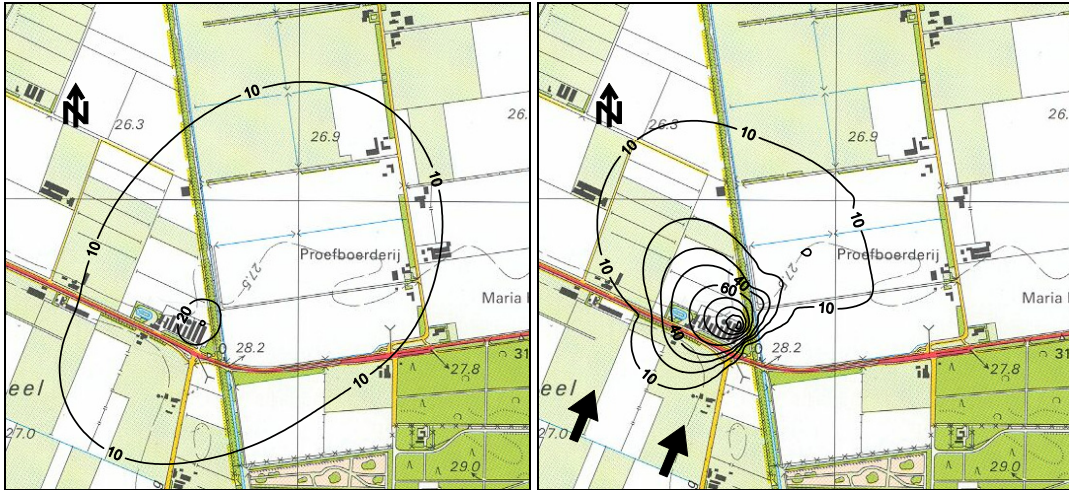
geweest. Hiervoor is met behulp van een model (Anonymous, 1998) het verspreidingspatroon berekend met als aanname dat het omliggende terrein nagenoeg vlak is. De gemeten concentraties zijn vervolgens vergeleken met de berekende concentraties voor een situatie zonder windsingel. Hieruit blijkt dat voor de situatie met windsingel (Figuur 3, rechts) zowel het concentratieniveau als de richting waarin de ammoniak wordt verspreid afwijkt ten opzichte van de denkbeeldige situatie zonder windsingel (Figuur 3, links).



Figuur 2. Gemeten ammoniakconcentraties in de lucht op 18-9-2003 (links) en 19-9-2003 (rechts). De hoogste concentraties voor en achter de windsingel waren respectievelijk 163/51 en 130/41 $\mu\text{g m}^{-3}$ (1 cm = 140 m).

Uit vergelijking blijkt ook dat het oppervlak van het gebied waarbinnen concentraties voorkomen hoger dan het regionale achtergrondniveau (binnen de $10 \mu\text{g m}^{-3}$ contour) voor de situatie met windsingel kleiner is dan bij de situatie zonder windsingel, de emissiepluim lijkt tegengehouden te worden door de windsingel waarbij enige ophoping van ammoniak plaatsvindt. Afhankelijk van hoek waaronder de wind op de windsingel valt wordt de emissiepluim enigszins afgebogen. Deze afbuiging werd kleiner naarmate de wind meer loodrecht op de windsingel stond. De meetcampagne heeft aangetoond dat een windsingel effect heeft op de verspreiding van ammoniak. Op korte afstand van de bron, voor de windsingel, werden tot 6 maal hogere concentraties gemeten dan voorspeld voor een situatie zonder windsingel. De ammoniak wordt als het ware bij de bron gehouden. Op grond van dit onderzoek kan geen uitspraak worden gedaan of het effect op de verspreiding een gevolg is van de fysieke aanwezigheid van de windsingel, de biologische activiteit van de vegetatie of een combinatie van beide.

Van enkele verschillende boomsoorten uit de windsingel is het stikstofgehalte in het blad bepaald. Uitgaande van een algemene drempelwaarde van 2,3%, blijkt dat deze in vrijwel alle monsters werd overschreden. Met andere woorden: de planten zijn blootgesteld aan een verhoogd stikstofaanbod dat gedurende het seizoen accumuleert in het blad. Een verhoogde stikstofbelasting kan o.a. een grotere gevoeligheid voor abiotische stress, een toename van de gevoeligheid voor ziekten en plagen en een verschuiving in de soortensamenstelling (zie ook Hoofdstuk 3) tot gevolg hebben.



Figuur 3. Berekende (links) en gemeten (rechts) ammoniak-immisatieconcentraties ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) rond de varkenshouderij op 18 september 2003 (1 cm = 220 m; Voor verdere uitleg zie tekst).

3. Vegetatieontwikkeling in de windsingel

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van de modellen SMART2 en SUMO3. Zij worden hieronder kort beschreven, voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar de genoemde literatuur.

SMART2

Het SMART2-model is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. atmosferische depositiescenario's) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros *et al.*, 1995; Kros, 1998). SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuringmodel SMART (De Vries *et al.*, 1989). Ten opzichte van SMART is een volledige nutriëntencyclus toegevoegd, hetgeen betekent dat in SMART2 ook terugkoppeling met de strooiselproductie plaatsvindt, en is de modellering van kwel toegevoegd. In 1998 is op het voormalige IBN-DLO de successiemodule SUMO ontwikkeld, welke is geïntegreerd in het model SMART2 (Wamelink *et al.*, 2000a).

SMART2 bestaat uit een set van massabalansvergelijkingen, welke de input-output-relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. Na^+ en Cl^- zijn slechts aanwezig als indifferente ionen en zitten alleen in de ladingsbalans. Omdat het model toepasbaar moet zijn op nationale schaal worden processen op een eenvoudige manier beschreven (Kros, 1998).

Het bodemorganisch materiaal wordt verdeeld over de minerale laag en de strooisellaag. Het organisch materiaal in de minerale laag wordt niet afgebroken en wordt alleen gebruikt om de C/N-verhouding te berekenen t.b.v. immobilisatie. Het organisch materiaal in de strooisellaag wordt verdeeld in een gemakkelijk afbreekbaar deel (vers strooisel) en in een langzaam afbreekbaar deel (oud strooisel). De afbraak van vers strooisel wordt berekend als een fractie van de strooiselproductie. Vers strooisel dat niet in het eerste jaar wordt afgebroken gaat naar de oud-strooiselpool, welke afbreekt met een 1^e-orde reactie. Dood hout komt niet in het bodemorganisch materiaal terecht en wordt in het model verder buiten beschouwing gelaten. De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariabiliteit wordt dan ook niet meegenomen. Voor een uitgebreide onderbouwing van bovenstaande aannamen en vereenvoudigingen wordt verwezen naar De Vries *et al.* (1989).

In SMART2 worden 7 bodemtypen onderscheiden. De bodemtypen zijn:

- SP: arm zand (sand poor)
- SR: rijk zand (sand rich)
- SC: kalkrijk zand (sand calcareous)
- CN: kalkloze klei (clay non-calcareous)
- CC: kalkrijke klei (clay calcareous)
- LN: löss (loess non-calcareous)
- PN: veen (peat non-calcareous)

De invoerparameters voor SMART2 zijn gekoppeld aan bodemtype, vegetatiestructuurtype (uit SUMO2) of aan een combinatie van beide. In regionale toepassingen worden altijd de nominale waarden gehanteerd. Dit zijn per bodem- en vegetatietype gemiddelde waarden die zijn afgeleid van een grote set meetgegevens over heel Nederland (De Vries & Leeters, 1998; Klap *et al.*, 1998). Bij een toepassing op puntniveau kunnen plaats specifieke waarden worden gebruikt. De vegetatiestructuur uit SUMO2 wordt gebruikt om de vegetatietypen in SMART2 te bepalen met de bijbehorende parameterwaarden.

SMART2 heeft als belangrijkste invoer twee kaarten. De eerste bevat gegevens over het bodemtype, grondwatertrap, kwelhoeveelheid en kwelkwaliteit. Deze gegevens zijn afgeleid van de bodemkaart voor Nederland en dus plaatsgebonden. De tweede kaart bevat gegevens over de depositie van zuur en stikstof. Ook deze gegevens zijn plaatsgebonden. De bodemkaart en de depositiekaart zijn standaard onderdelen van SMART2-SUMO2. De bodemkaart is afgeleid van de landelijke bodemkartering (Kros *et al.*, 1995), de depositiekaart is volgens Beck *et al.* (2001). De grondwatertrap wordt

gebruikt om de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand te berekenen, welke een rol speelt in zowel SMART2 als SUMO2 en tevens als invoer dient voor MOVE3. De gegevens over de doorgerekende locaties zijn verkregen van bovengenoemde kaarten. In dit onderzoek zijn de grondwaterstand en de depositie in de tijd als constant verondersteld. Zij variëren wel ruimtelijk, waardoor wel site-specifieke resultaten verkregen worden. Voor zowel depositie als grondwaterstand zijn gegevens voor 2000 gebruikt.

SUMO3

In 1998 is door het voormalige IBN-DLO (nu Alterra), in samenwerking met de Wageningen Universiteit en het RIVM, begonnen met de ontwikkeling van SUMO (Wamelink *et al.*, 2000a). Het model is een subroutine van SMART2. SUMO modelleert de vegetatieprocessen als gevolg van onder andere beheer, licht- en fosfaat en stikstofbeschikbaarheid. SUMO2 is een uitbreiding van SUMO. SUMO3 bevat een module om het bosbeheer te simuleren (Wamelink *et al.*, 2000b) en een module om het effect van herbivorie te kunnen simuleren (Wamelink *et al.*, 2001). De herbivorie module is in dit onderzoek niet gebruikt.

De belangrijkste uitwisseling van gegevens tussen SMART2 en SUMO3 zijn de stikstofbeschikbaarheid, de biomassa, de stikstofopname, de strooiselproductie en het vegetatiestructuurtype. De drijvende kracht in SUMO2 is de biomassa-ontwikkeling. Biomassagroei wordt voorspeld op basis van stikstofbeschikbaarheid, lichtbeschikbaarheid, grondwaterstand en beheer. In SUMO3 beconcurreren vijf functionele typen elkaar om fosfaat, stikstof en licht. De groei kan bovendien worden beperkt door de waterbeschikbaarheid en door het beheer. De vijf functionele typen zijn: climaxbomen, pionierbomen, struiken, dwergstruiken, en kruiden (inclusief grassen). Voor elk type worden drie organen gesimuleerd: wortels, houtige niet fotosynthetiserende delen, en bladeren. De vijf functionele typen onderscheiden zich onder andere van elkaar in de manier waarop nieuwe biomassa over de organen wordt verdeeld en welk deel van de organen per jaar afsterft. Alle vijf de functionele typen zijn altijd aanwezig, alleen de hoeveelheid biomassa per functioneel type kan variëren. Zo zal in grasland bijna alle biomassa aanwezig zijn in het functionele type grassen en kruiden en weinig in de overige, maar er is wel steeds een (minieme) hoeveelheid aanwezig. Tevens vindt er elk jaar input van zaad van o.a. bomen plaats van buiten het gemodelleerde gebied.

De hoeveelheid biomassa die per functioneel type aanwezig is, bepaalt het vegetatiestructuurtype. De hoeveelheid biomassa per functioneel type kan in de tijd variëren onder andere door de invloed van beheer. Zo kan een grasland dat wordt gemaaid na staken van het beheer zich ontwikkelen naar een bos, de biomassa van de bomen neemt toe, die van grassen en kruiden af. Elk jaar wordt bepaald of op basis van de biomassaverdeling over de functionele typen er successie is opgetreden. Beheer wordt gemodelleerd als maaien, plaggen, begrazen en bosbeheer. De maai frequentie is te variëren, evenals de plagfrequentie. Het bosbeheer wordt gemodelleerd als traditioneel beheer (dunning met eindkap, zie Wamelink *et al.*, 2000b), extensief bosbeheer (alleen dunning, standaard 10% elke 10 jaar) en niets doen. SUMO3 gebruikt als invoer een kaart waarin staat vermeld het vegetatietype, het beheer en de beheersintensiteit. Voor dit onderzoek zijn het beheer en de beheerintensiteit voor de doorgerekende natuurdoeltypen gevarieerd. Het beheer bestaat uit maaien, plaggen of bosbeheer al naar gelang het natuurdoeltype.

3.1 Modelaanpassingen

De resultaten van de in Hoofdstuk 2 beschreven meetcampagne zijn gebruikt om een schatting te maken van de hoeveelheid stikstof die door de windsingel wordt ingevangen. Deze schatting is vervolgens gebruikt als invoerparameter voor het simuleren van de vegetatieontwikkeling in het landschapselement als functie van bodemkenmerken, grondwaterstand, atmosferische N belasting en beheer. Met SUMO is het mogelijk om de ontwikkeling van verschillende typen bossen en bomen te simuleren. De modellen zijn niet specifiek ontwikkeld voor het simuleren van de vegetatieontwikkeling in een lineair landschapselement zoals laanbomen en houtwallen. Deze twee vegetatietypen zijn aan SUMO toegevoegd. Omdat het beheer en de lichtonderschepping voor de nieuwe vegetatietypen wezenlijk verschillen van die in bossen is nagegaan of het model hiervoor moet worden aangepast. Het modelleren van laanbomen in een berm gaat op gelijke wijze als de modellering van bomen in een bos; dezelfde formulering voor de groei (inclusief hoogte) en sterfte wordt gebruikt. Echter de lichtonderschepping van laanbomen is anders ten opzichte van bomen in een bos, omdat laanbomen ook aan de zijkant licht onderscheppen. Op basis van de (weinig) beschikbare gegevens is besloten dit aspect niet in het model aan te passen. Het beheer van laanbomen wijkt af van dat van bosbomen. Naast het kappen van bomen, vindt er vaak verwijdering van de onderste en dode takken plaats en wordt

de ondergroei gemaaid. Het maaien vindt vaak meer dan eenmaal per jaar plaats. Deze beheermogelijkheden zijn toegevoegd aan SUMO, echter omdat in deze specifieke situatie geen beheer is gepleegd, is deze optie niet toegepast bij de simulatie. Voor het vegetatietype houtwal zijn geen veranderingen in het model doorgevoerd. Ook hier zou eigenlijk de lichtinterceptie moeten worden aangepast, hetgeen voorlopig niet is gebeurd. Het beheer van de houtwal kan net als gewoon bos bestaan uit dunnen en een eindkap.

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van SMART2 versie 2.0 en SUMO versie 3.0. Om bij de heersende achtergrond depositie de door de windsingel extra ingevangen stikstof te kunnen modelleren is gebruik gemaakt van de zogenaamde CO₂ versie, waarbij in twee invoerfiles de stikstof en zuurdepositie kan worden opgegeven.

3.2 Invoer SMART2 en SUMO3

De bodemgegevens die als invoer voor SMART2 zijn gebruikt zijn samengesteld op basis van gegevens uit de omgeving en op basis van inschattingen. Er is vanuit gegaan dat de bodem voormalige landbouwgrond is geweest of een vergelijkbare functie heeft gehad en dat het hier een rijke zandgrond betreft met een grondwatertrap van 4 in SMART2 termen. Verder wordt aangenomen dat de bomen zijn aangeplant in 1970 en dat ze bij aanplant twee jaar oud waren. Het gemodelleerde beheer bestaat uit niets doen. Het onderzoek heeft zich geconcentreerd op berk en eik. Acacia komt ook veelvuldig voor in de singel, maar deze soort kan (nog) niet door SUMO worden gemodelleerd.

Berekening onderschepte depositie door de singel

Met de modellen is eerst een soort gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op basis van een schatting van de stikstof onderschepping. Vervolgens is het model gevalideerd op basis van de werkelijk gemeten stikstofgehalten in het blad van de bomen.

Om SMART2-SUMO3 te kunnen draaien is de door de singel onderschepte hoeveelheid stikstof geschat op basis van de concentratiemetingen in het veld. Daartoe is de gemiddelde concentratie over de gehele meetperiode berekend voor enkele rijen meetpunten, namelijk:

1. de rij meetpunten direct voor de singel, de referentiewaarde (punten 26, 27, 28 en 29 in Figuur 1);
2. de rij meetpunten direct achter (0 m) de singel (punten 20, 21, 22, 23 uit Figuur 1);
3. de meetpunten op circa 10 m achter de windsingel (punten 1, 2, 3, 4, 5 uit Figuur 1);
4. de meetpunten op circa 150 m achter de windsingel (punten 6, 7, 8, 9 uit Figuur 1).

Vervolgens zijn de verschillen berekend tussen de gemiddelde concentratie voor de windsingel en de gemiddelde concentratie op verschillende afstanden achter de windsingel. De uitkomsten zijn omgerekend naar een hoeveelheid depositie per jaar door de achtergrondconcentratie ($10 \mu\text{g m}^{-3}$) gelijk te stellen aan de jaarlijkse achtergrond depositie ($2839 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$). Het verschil wordt hierbij geacht te zijn ingevangen door de singel. In de tabel is ter indicatie de geschatte depositie ook weergegeven in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De concentratiemetingen zijn op enkele dagen uitgevoerd en geven daarom geen uitsluitel over de variatie in concentraties over een jaar. Aangenomen is dat de gemiddelde concentratie voor de hele meetperiode een betere indicatie geeft van de gemiddelde jaarlijkse concentraties in het veld dan een meting op een tijdstip. Omdat de modellen werken met een tijdstip van een jaar is het noodzakelijk om een zo goed mogelijke schatting te geven van de jaarlijkse ingevangen depositie. Het gebruik van bijvoorbeeld de hoogste of laagste concentraties gedurende de meetperiode zou geen goed beeld geven van de werkelijk te verwachten vegetatieontwikkelingen.

Tabel 1. *Geschatte hoeveelheid stikstof onderschepping door de windsingel.*

Afstand tot de singel	referentie	0 m	10 m	150 m
Gemiddelde concentratie ($\mu\text{g m}^{-3}$)	44	21	23	14
Verschil voor en achter windsingel ($\mu\text{g m}^{-3}$)		23	21	29
Verschil in $\text{mol}_c \text{j}^{-1}$		6530	5991	8323
Verschil in $\text{kg N ha}^{-1} \text{j}^{-1}$		91	84	117

Model berekeningen

De berekeningen met SMART2-SUMO3 zijn uitgevoerd voor de periode van 1970 tot en met 2004. Voor de gevoeligheidsanalyse zijn berekeningen uitgevoerd voor elke plek waar gewasmonsters zijn genomen voor zover ze verschillende invoervariabelen hadden. Het weglaten van exact gelijke plekken voorkomt replicatie in de uitkomsten. In totaal bleven hierdoor zeven van de acht plekken over (3 voor berk en 4 voor eik). Deze zeven plekken zijn doorgerekend met de modellen. De gesimuleerde stikstofgehalten in het blad zijn vergeleken met het gemiddelde van de werkelijk gemeten gehalten. De geschatte hoeveelheid extra stikstof onderschepping die na doorrekening met het model stikstofgehalten in blad voorspelt meest overeenkomend met de werkelijk gemeten gehalten is gebruikt als invoerparameter voor het simuleren van de vegetatieontwikkeling.

3.3 Resultaten

Stikstofgehalten in het blad; de gevoeligheidsanalyse

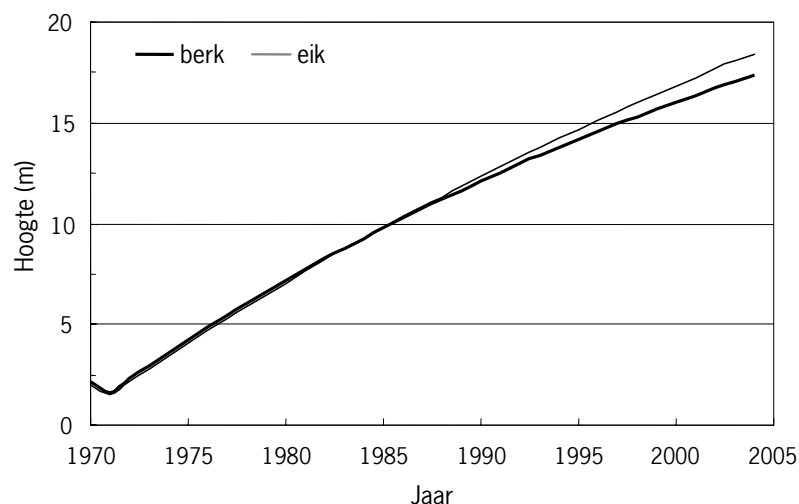
SMART2-SUMO3 zijn gedraaid voor de verschillende monsterpunten. Hierbij zijn geen verschillen voor N-gehalten tussen de monsterpunten gevonden terwijl in het veld wel verschillen zijn gemeten. De modellen zijn in ieder geval ongevoelig met betrekking tot de N-gehalten. De geringe verschillen tussen de monsterpunten komen niet tot uiting. Daarom zijn de monsterpunten gemiddeld tot een overal N-gehalte en deze is vergeleken met de simulaties op basis van de geschatte stikstofonderschepping op verschillende afstanden tot de singel en de achtergrond depositie. De gemodelleerde stikstofgehalten in het blad komen voor een deel goed overeen met de veldmetingen (Tabel 2). Modelleren met alleen de achtergronddepositie geeft duidelijk te lage N-gehalten, terwijl de N-gehalten op basis van de metingen in het veld op 150 m achter de windsingel voor eik te hoog zijn. Dit is volgens de verwachting, er zal ook stikstof neerslaan op het tussenliggende landbouwperceel wat tot een overschatting van de door de singel ingevangen hoeveelheid stikstof leidt. De modellering op basis van de metingen achter de singel op 0 en 10 m geeft gemodelleerde N-gehalten die goed overeen komen met de gemeten waarden. Dit geeft aan dat het goed mogelijk is om de geschatte stikstofonderschepping door de windsingel te gebruiken als invoer voor de modellen (als extra depositie) en de effecten daarvan op de vegetatie te modelleren. Op basis van een geschatte stikstofonderschepping van $6530 \text{ mol}_c \text{j}^{-1}$ is de vegetatieontwikkeling in de windsingel vervolgens gemodelleerd en vergeleken met de vegetatieontwikkeling bij alleen de gemiddelde achtergronddepositie.

Tabel 2. Gemeten en gemodelleerde stikstofgehalten in blad voor verschillende meetpunten, 'achtergrond' geeft de gehalten bij achtergronddepositie, '0 m' de gehalten op basis van de metingen direct achter de singel, '10 m' de waarden op basis van de metingen bij het kanaal en '150 m' de waarden op basis van de metingen in het veld.

	Gemeten						Model					
	berk		eik		achtergrond		afstand meetpunt tot de singel					
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	berk	eik	0 m		10 m		150 m	
							berk	eik	berk	eik	berk	eik
N-gehalte (%)	2.60	0.24	2.60	0.34	1.70	1.55	2.53	2.85	2.46	2.77	2.77	3.11

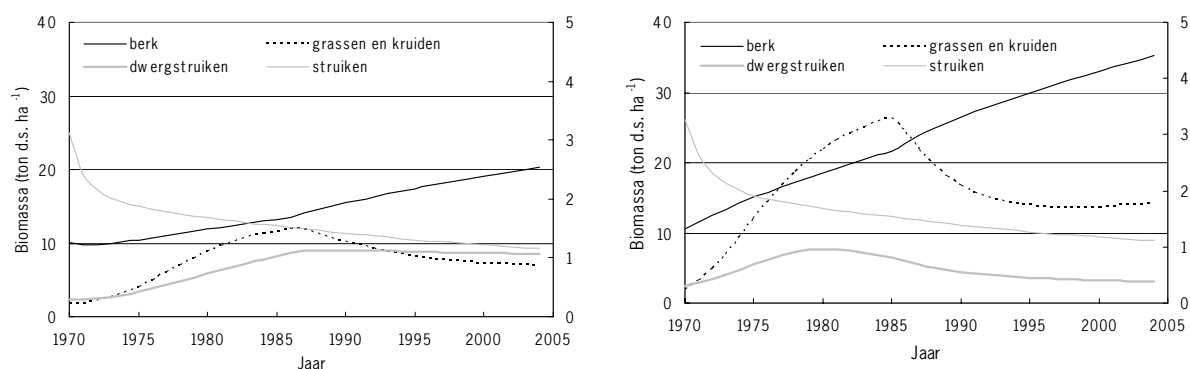
Biomassa ontwikkeling en hoogte groei

Met behulp van SMART2-SUMO3 is de hoogte van de bomen en de biomassaverdeling over de vijf functionele typen gesimuleerd met als invoerparameter voor stikstof de achtergronddepositie van $2839 \text{ mol}_c \text{ j}^{-1}$ en een stikstofonderschepping van $6530 \text{ mol}_c \text{ j}^{-1}$. Over het algemeen neemt zowel de hoogtegroei als de biomassagroei van de bomen toe bij een hogere depositie. De snelle groei van de bomen gaat vaak ten koste van de andere functionele typen. De gemodelleerde boomhoogte voor berk en eik bij een stikstofonderschepping van $6530 \text{ mol}_c \text{ j}^{-1}$ staat vermeld in Figuur 4. De boomhoogtes van eik en berk lopen langzaam uit elkaar door de uiteindelijk hogere groeisnelheid van eik. De hoogtes liggen binnen de in 2004 geschatte hoogte van 15-20 m. De hoogtegroei op basis van alleen de achtergronddepositie ligt ongeveer 1m lager, wat overeenkomt met de verwachting. Dit heeft op het ogenblik nog geen invloed op de invang van de depositie. In SMART2 wordt de ruwheidfactor voor bos gebruikt om de invang van de depositie te schatten. Het afhankelijk maken van de invang van de depositie van de boomhoogte is onderzocht in een ander project, maar op dit ogenblik nog niet beschikbaar. Dit betekent dus dat de hoeveelheid ingevangen depositie niet veranderd als gevolg van de boomhoogte, wat in de eerste jaren na de aanplant tot een overschatting van de invang zal leiden. In de huidige modeltoepassing is de invang gebaseerd op de gemeten verschillen, echter voor de huidige situatie. Ook hier zal dus de invang in de eerste jaren worden overschat en daardoor de groei van de vegetatie.

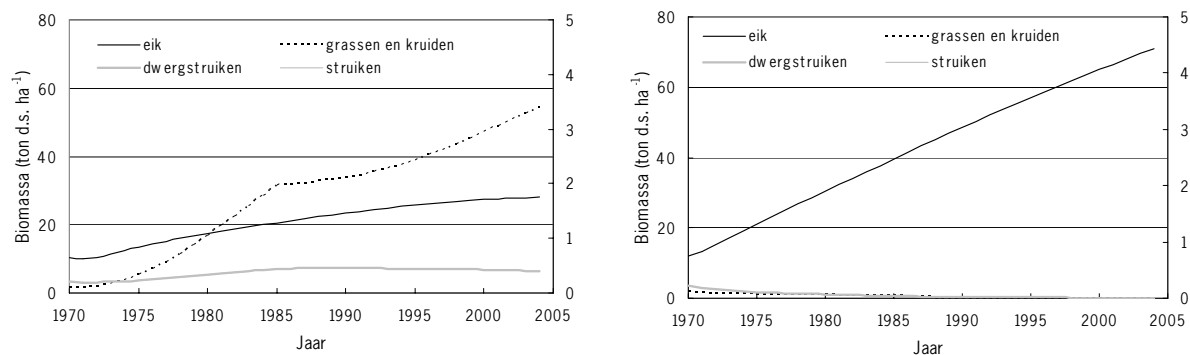


Figuur 4. Gesimuleerde hoogtegroei voor eik en berk in de singel voor het verschil in depositie direct voor en achter de singel. De dip in de lengte rond 1971 ontstaat doordat er een te hoge beginhoogte wordt ingesteld, de correctie vindt plaats op basis van de aanwezige biomassa en biomassagroei.

Er is, voor zowel berk (Figuur 5) als eik (Figuur 6) een groot verschil in de biomassaontwikkeling per functioneel type tussen de situatie met alleen de achtergronddepositie en de extra invang van stikstof door de singel. Het grootste verschil is de enorme toename van de groei van de bomen bij toenemende stikstofbeschikbaarheid. Dit heeft ook gevolgen voor de overige functionele typen (grassen en kruiden, dwergstruiken, struiken). Echter, dit is voor de beide boomsoorten totaal verschillend. Met de berk als boomsoort blijven alle andere functionele aanwezig, zij het in een andere verhouding. Met de eik als boomsoort verdwijnen alle andere functionele typen min of meer. Dit laatste wordt vooral veroorzaakt door de lichtconcurrentie. Voor bossen is dit niet onwaarschijnlijk, voor een houtwal niet, waar ook licht van de zijkant de vegetatie bereikt en er aan de zijkanten struiken staan. Verbetering van de modellering is hiervoor nog noodzakelijk. Voor elke simulatie zijn stikstof en fosfaat budgetten op te stellen, waardoor berekend kan worden hoeveel stikstof daadwerkelijk opgenomen wordt door de vegetatie en hoeveel er zal uitspoelen naar het grondwater.



Figuur 5. Gesimuleerde biomassa ontwikkeling voor berk in de singel met alleen achtergrond depositie (links) en de extra stikstofonderschepping door de windsingel (rechts), met op de linker y-as de biomassa voor de bomen en op de rechter y-as de biomassa voor de overige functionele typen.



Figuur 6. Gesimuleerde biomassa ontwikkeling voor eik in de singel met alleen achtergrond depositie (links) en de extra stikstofonderschepping door de windsingel (rechts), met op de linker y-as de biomassa voor de bomen en op de rechter y-as de biomassa voor de overige functionele typen.

4. Structuurkenmerken

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. 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 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 porositeit) 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). 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. 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 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.

NH₃ Gevoeligheid

Het effect dat NH₃ kan hebben op planten is van een aantal stappen afhankelijk: de opname, de assimilatie ofwel omzetting van NH₃ en de eventuele gevolgen voor het metabolisme van de plant als gevolg van deze omzetting (Uit: Fangmeier *et al.*, 1994). Ammoniak komt hoofdzakelijk in het blad via de huidmondjes en lost relatief gemakkelijk op in de waterfilm van de mesophyll cellen en vormt daar NH₄⁺. Het opnameproces wordt gestuurd door het verschil tussen de ammoniakconcentratie in de plant en in de buitenlucht. Is de concentratie in de buitenlucht hoger dan in de plant dan wordt er NH₃ opgenomen. Het omgekeerde proces is ook mogelijk; is de buitenlucht concentratie lager dan wordt door de plant NH₃ afgegeven. Dit komt vooral voor aan het einde van het groeiseizoen wanneer proteïnen en aminozuren worden afgebroken als gevolg van de natuurlijke veroudering van het blad.

Opgenomen NH₃ wordt in de vorm van NH₄⁺ enzymatisch omgezet in organische stikstofhoudende componenten zoals proteïnen en aminozuren. De mate van omzetting is afhankelijk van zowel plant- als omgevingsfactoren. De hoogste omzetting wordt bereikt in fysiologisch actief plantenweefsel. Dit is afhankelijk van het ontwikkelingsstadium van de plant en wordt beïnvloed door o.a. de instraling, de temperatuur en de watervoorziening. Een voorbeeld hiervan is onderzoek waarbij conifeerachtige werden blootgesteld aan NH₃. Oudere naalden bleken gevoeliger te zijn en vertoonden eerder beschadiging dan jongere naalden (Tesche & Schmidtchen, 1978). Bij coniferen op korte afstand van een ammoniakbron werden effecten waargenomen in herfst en winter maar niet in de zomer (Van der Eerden, 1982). Of NH₃ schadelijk is voor een plant is dus voornamelijk afhankelijk van de omzettingcapaciteit van de plant. Als de omzettingcapaciteit onvoldoende is om de opgenomen NH₃ om te zetten kunnen (zichtbare) effecten optreden.

Soortensamenstelling

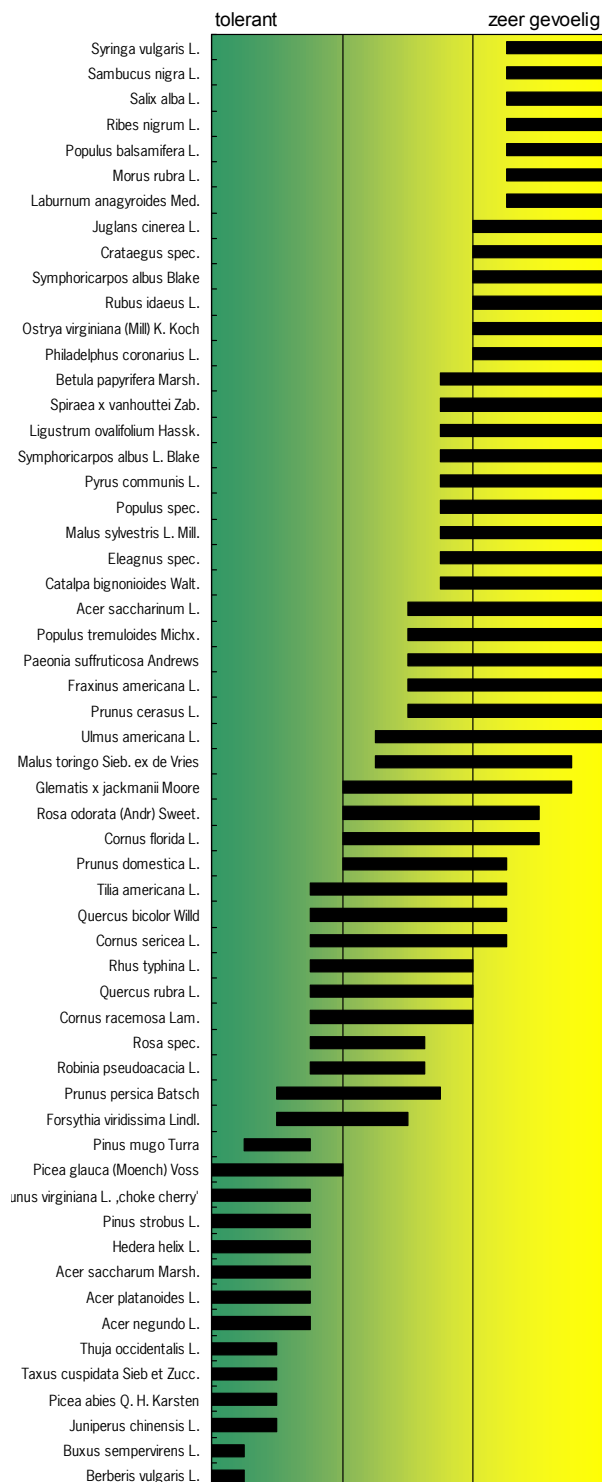
Bij de keuze van soorten voor een beplanting moet rekening worden gehouden met de fytotoxiciteit van NH₃. Risico op beschadiging hangt af van de concentratie, blootstellingsduur, omgevingscondities en de soortspecifieke gevoeligheid

Bomen en struiken reageren zeer verschillend op ammoniak. De specifieke gevoeligheid van gewassen uit zich bij overschrijding van schadedrempels als acute, zichtbare symptomen. Er is relatief veel informatie beschikbaar over dergelijke schadesymptomen. Acute schadesymptomen bij loofbomen kenmerken zich door zwarte en donkerbruine vlekken op het blad. Bladrandnecrose of intercostale necrose ontstaat meestal pas na enkele dagen tot weken. Oudere bladeren blijken gevoeliger te zijn dan jonge. Acuut wil zeggen, een ammoniakconcentratie hoger dan 400 ppm gedurende enkele uren. Dergelijke concentraties komen alleen maar voor bij industriële incidenten of ongevallen.

Van ammoniak is bekend dat het met name effecten kan veroorzaken aan coniferen (Van der Eerden, 1982; Hofmann *et al.*, 1990). De effecten zijn soms directe naaldbeschadiging (licht bruine of gele verkleuringen), maar vaker het gevolg van een bemestende werking van ammoniak op een voor bomen ongunstig tijdstip. Vooral een verhoogde gevoeligheid voor vorstschade komt voor (Clement, 1996), waarschijnlijk doordat de bomen in het najaar niet op tijd afhardten en in het voorjaar te vroeg uitlopen. Uit de praktijk is met name *Chamaecyparis lawsoniana* var. 'Elwoodi' bekend waarbij schade vooral in de winterperiode werd waargenomen. Andere effecten zijn aantasting van de waslaag op het naaldoppervlak en verhoogde kans op schimmelziekten. Naalden van coniferen vangen stof echter beter af dan bladeren van loofbomen.

Veel auteurs hebben een classificatie van soorten naar gevoeligheidsverschillen gemaakt echter zonder dat de actuele NH₃-concentraties op het moment van ontstaan van de schade bekend was. Ook is er weinig eenheid in de criteria die de verschillende onderzoekers hebben gebruikt, zodat een éénduidige samenvatting van gegevens uit de literatuur nauwelijks mogelijk is. Een vrij betrouwbare aanwijzing over de gevoeligheid van boom- en struiksoorten komt van Temple *et al.* (1979) en De Temmerman (1980). Beide auteurs bestudeerden de vegetatie in de buurt van industriële bedrijven, die grote hoeveelheden NH₃ emitteerden in respectievelijk Canada en België. Soorten die op

korte afstand van de emissiebron geen zichtbare effecten vertoonden werden als NH_3 -tolerant aangemerkt, terwijl soorten die nog op grote afstand schadesymptomen lieten zien als gevoelig werden geclassificeerd. In Figuur 7 zijn op basis van deze twee referenties 57 houtige plantensoorten qua relatieve gevoeligheid gerangschikt.



Figuur 7. Relatieve NH_3 -gevoeligheid van bomen en struiken (Uit: Temple et al., 1979 en De Temmerman, 1980). De rangorde naar gevoeligheid werd bepaald aan de hand van zichtbare bladbeschadiging rond industriële NH_3 -bronnen.

5. Kostenaspecten

5.1 Immateriële aspecten

Door bouwactiviteiten, aanleg van infrastructuur en veranderingen in de landbouw neemt de landschappelijke en ecologische kwaliteit van het landelijk gebied nog steeds af. Veel karakteristieke landschapselementen zijn verdwenen. Daar staat tegenover dat de vraag naar een hoogwaardige woon-, werk en leefomgeving toeneemt. Voor behoud en versterking van de kwaliteit van het landelijk gebied zal bij de inrichting daarvan de nadruk liggen op (her)introductie van landschapselementen. Windsingels, houtwallen en heggen vormen een groene dooradering van het agrarisch cultuurlandschap. Een dergelijk netwerk van beplanting als verbindingzones tussen verschillende natuurgebieden verhoogt de kwaliteit van het leefgebied van veel dieren en planten. Verder vormt het een geschikte leefomgeving voor natuurlijke vijanden van ziekten en plagen op de akker. Het verhoogt de biodiversiteit in het landelijk gebied.

De modernisering en schaalvergroting van boerenbedrijven heeft er toe geleid dat in de laatste decennia veel van de oorspronkelijke erfbeplantingen zijn verdwenen. Inmiddels kent Nederland vele (provinciale) subsidieregelingen die er op gericht zijn de (her)aanplant van bomen en struiken op en rond erven te stimuleren. Erfbeplanting is niet alleen mooi en functioneel bij oude boerderijen. Ook rond moderne boerderijen of stallen kan de beplanting de harde lijnen van de bebouwing in het vaak open landschap wat verzachten. Door het gebruik van bomen en struiken die karakteristiek zijn voor de streek neemt de landschappelijke waarde van het gebied toe en wordt het gebied aantrekkelijker voor recreanten.

5.2 Materiële aspecten

Het aanleggen van een windsingel kost geld. Het aanleggen zelf kost eenmalig geld en daarnaast kost het onderhoud bestaande uit snoeien soms gecombineerd met maaien geld. In principe staan daar ook financiële baten tegenover in de vorm van houtopbrengst en mogelijk subsidies. In dit hoofdstuk wordt een summier kosten baten analyse gemaakt. Deze geeft een globaal inzicht in de kosten en baten. Voor een meer gedetailleerd overzicht is een uitgebreidere studie noodzakelijk.

De kosten voor de aanplant van struweel wordt door het Gemeentelijk Havenbedrijf van Amsterdam geschat op 1500 €/ha

(www.noordholland.nl/projecten/gbt/groene_maatregelen/land.asp?ComponentID=18146&SourcePageID=18169).

Zij schatten de kosten op het onderhoud op 0,10 €/m/jaar, terwijl de aanleg van een haag wordt geschat op 2,50 €/m en de onderhoudskosten op 0,08 €/m/jaar. De kosten voor boeren kan wat hoger uitvallen, vooral met betrekking tot het onderhoud, omdat een gemeente waarschijnlijk beter daarop ingesteld is dan een boerenbedrijf. Leek (1983!) geeft kosten voor eik en populier voor de gehele looptijd van respectievelijk 1000 € (voor 100 jaar omloop) en 150 € (voor 40 jaar omloop). Hinssen (1986!) geeft voor laanbomen voor aanlegkosten ongeveer 200 €/100m en onderhoudskosten van ongeveer 65 €/100m/jaar. Dijkstra *et al.* (intern rapport) tot slot geven voor onderhoud van bomenrijen ongeveer 31 €/100m/jaar.

Tegenover de kosten zouden ook inkomsten kunnen staan, ten eerste is daar de houtopbrengst, dat eventueel ook voor eigen gebruik bestemd kan zijn (voor zowel het snoeihout als de eindopbrengst). Daarnaast zouden er subsidies kunnen worden aangevraagd in het kader van de subsidieregeling agrarisch natuurbeheer (SAN). In aanmerking komen de landschapspakketten 54 elzensingel en 65 houtkade, houtwal, haag en singel. Voor een elzensingel wordt door LASER maximaal 30,45 €/100 m/jaar en voor houtkade, houtwal, haag en singel 668,68 €/100 m/jaar uitgekeerd, mits aan bepaalde voorwaarden wordt voldaan (vergoedingen voor 2005; Staatscourant 1 november 2004). De vergoeding zal de kosten voor een elzensingel waarschijnlijk niet geheel dekken. Voor een singel ligt dat mogelijk anders, het is echter nog onduidelijk of de gehele vergoeding van toepassing is en of dit pakket aan te vragen is. Als voorwaarde wordt gesteld dat er in of in de directe nabijheid van de singel niet met bestrijdingsmiddelen en meststoffen mag worden gewerkt. Aangezien de singel primair bedoeld is als invanger van meststoffen kan die laatste

voorwaarde een probleem vormen. Mogelijk is een aanpassing van de SAN nodig om singels voor de invang van airborn stikstofvormen eronder te kunnen laten vallen.

Naast de directe kosten baten voor de eigenaar van de singels is het ook mogelijk een inschatting te maken van de kosten die bespaard worden op landelijke schaal door het verlagen van de depositie elders, bijvoorbeeld in natuurgebieden, maar ook m.b.t. de gezondheidszorg en schade aan gebouwen. Wij zullen ons alleen beperken tot de effecten op de kosten die bespaard worden op het beheer van natuurgebieden wanneer de depositie daalt. De Jong *et al.* (2004) geven aan dat als de depositie daalt met 1 mol/ha er landelijk ongeveer 41000 € per jaar kan worden bespaard op het beheer van natuurgebieden. Daarbovenop komen deels de, nu nog niet gekwantificeerde, kosten voor eenmalige aanleg en herstel van natuurgebieden. De te besparen kosten op gezondheidszorg en herstel van aangetaste gebouwen, etc. zullen waarschijnlijk ook zeer aanzienlijk zijn.

Staat wel veel in maar de samenhang ontbreekt, wat kunnen we er mee? Hoe ligt de verhouding? Staat wel vaak 'zou kunnen' in (ik kan niet veel met deze opmerkingen, volgens mij zit er wel samenhang in en zou kunnen geeft precies de situatie weer).

6. Overige emissies

6.1 Gasvormige componenten

Naast ammoniak worden vanuit stallen nog andere gasvormige componenten geëmitteerd zoals kooldioxide, koolmonoxide, dimethylamine, vetzuren, aceton, fenolen en waterstofsulfide (Hartung, 1998). Van ammoniak, kooldioxide, koolmonoxide en dimethylamine kunnen de concentraties in de stal dermate hoog oplopen dat zowel mens als dier een verhoogd risico lopen. Concentratieingen in de buitenlucht zijn niet voorhanden maar het is aannemelijk dat deze componenten ook in de directe omgeving van de stallen voorkomen. Het is te verwachten dat een windsingel, net als voor ammoniak, enig effect heeft op de verspreiding van deze gasvormige componenten en deze mogelijk bij de bron houden. Kwantitatieve informatie hierover is echter niet beschikbaar.

6.2 Stofdeeltjes

Met de ventilatieluchtstroom worden naast gasvormige componenten ook relatief grote hoeveelheden stofdeeltjes naar de buitenlucht getransporteerd. De hoeveelheid en de samenstelling van het stof zijn sterk afhankelijk van de diersoort en het staltype. De stofconcentraties in bijvoorbeeld kippenhouderijen zijn substantieel hoger dan in stallen met varkens. Circa 90% van de stofdeeltjes die vanuit intensieve veehouderijssystemen naar buiten worden afgeblazen bestaat uit organisch materiaal. Bij varkensstallen bestaat circa 24% van de stofdeeltjes uit proteïnen (Hartung, 1998). Verder bevatten de stofdeeltjes vaak resten van diervoeders, uitwerpselen, stro, huid- en haardeeltjes en delen van insecten.

Micro-organismen en endotoxinen geadsorbeerd aan kleine deeltjes (PM_{10}) worden vanuit stallen over grote afstanden getransporteerd en vormen daarmee een potentieel gezondheidsrisico voor mens en dier. Van met name endotoxinen (lipopolysacchariden uit ontbindende celwanden van bacteriën) wordt aangenomen dat ze een belangrijke rol spelen bij het veroorzaken van gezondheidsproblemen zoals bronchitis en 'organic dust syndrome' bij veehouders (Nowak, 1998). Door de geringe afmetingen kunnen deze deeltjes diep in de longen doordringen en zijn vrij persistent. Door de verspreiding in de omgeving kunnen endotoxinen niet alleen klachten veroorzaken bij veehouders maar ook bij omwonenden. In een concentratiegebied van intensieve veehouderijen in Saksen, Duitsland zijn aanwijzingen gevonden van een toename van longaandoeningen bij kinderen in vergelijking met stedelijke gebieden (Schlaudt *et al.*, 1998).

Planten kunnen stofdeeltjes uit de lucht afvangen 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). 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.

Op grond van het bovenstaande is het is aannemelijk dat beplanting rond een stal de verspreiding van stofdeeltjes (deels) kan tegengaan. Dit blijkt ook uit oriënterende berekeningen van het effect van beplanting op de verspreiding van verkeersgerelateerde emissies (Wesseling *et al.*, 2004). Hierin werd geconcludeerd dat beplanting een positief effect heeft op deeltjesconcentraties doordat deze in het element worden afgevangen. De bulk vangstefficiëntie is het hoogst voor deeltjes met diameters groter dan ca. 40-50 μm . De bulk vangstefficiëntie voor PM_{10} en PM_5 is,

volgens de nu beschikbare informatie, in de orde van maximaal ca. 25%, respectievelijk ca. 10% voor naaldbomen. Voor loofbomen zullen deze getallen lager uitkomen. Afgelaten stof kan worden verwijderd door neerslag en op de bodem terechtkomen. Het is niet aannemelijk 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.

6.3 Geur

Geur vanuit stallen wordt over het algemeen toegerekend aan zwavelwaterstof (H₂S) en ammoniak. Er zijn echter nog meer dan 100 andere componenten bij betrokken. De geur ontstaat voornamelijk door anaërobe afbraak van natte organische bestanddelen zoals mest of (groen) voer. Dit proces wordt sterk beïnvloed door de temperatuur, hogere temperaturen bevorderen de anaërobe afbraak en leiden tot een sterkere geurproductie. Geur kan via de lucht worden verspreid als gas of geadsorbeerd aan stofdeeltjes. De mate van verspreiding hangt sterk af van de windsnelheid en luchtvochtigheid. Geur kan relatief lang blijven hangen op vochtige windstille dagen.

Aan de universiteit van McGill, Canada loopt momenteel een project naar het effect van natuurlijke windsingels ('shelterbelts') op de verspreiding en het terugdringen van geur. Een geurpanel bepaalt de geurbelasting op verschillende afstanden van enkele praktijkbedrijven met verschillende typen windsingels (www.cpc-ccp.com). Door de extra turbulentie die ontstaat door beplanting zal een deel van de geur worden gemengd en verdund met hogere luchtlagen waardoor de belasting op leefniveau zal afnemen.

6.4 Dierziekten

In veel landen in de wereld heersen besmettelijke dierziekten, zoals mond- en klauwzeer (MKZ), vogelpest (Aviaire influenza of AI) en klassieke varkenspest. In de afgelopen jaren is ook in Nederland duidelijk geworden welke grote gevolgen een uitbraak van een van deze zeer besmettelijke dierziekten kan hebben voor mensen en dieren. Kenmerkend is de razendsnelle verspreiding van de (virus)ziekte vooral binnen een concentratiegebied van intensieve veehouderijen. Er zijn verschillende routes bekend waarlangs besmetting kan plaatsvinden. Het mond- en klauwzeervirus kan zich bijvoorbeeld verspreiden door direct contact met besmette (wilde) dieren of via voer dat delen van besmette dieren bevat. Verspreiding kan ook plaatsvinden door mensen, dieren, vervoersmiddelen of materialen die in contact zijn geweest met besmette dieren. Het virus kan zich via de lucht vrij gemakkelijk over korte afstanden verspreiden. Verspreiding over grote afstanden is ook mogelijk, vooral in gematigde klimaatzones. Vogels kunnen op verschillende manieren geïnfecteerd raken met het aviare influenzavirus. Wilde watervogels zoals eenden dragen het virus vaak met zich mee, zonder dat ze klinische verschijnselen vertonen. De ziekte wordt overgedragen via direct contact tussen vogels. Zieke vogels of dragers verspreiden het virus via de luchtwegen, oogvocht en via mest. Ook 'besmet materiaal' zoals mest, voer, kratten, transportmiddelen en mensen die door hun schoenen of kleding in contact zijn geweest met het virus, kunnen een besmettingsbron zijn. Het virus kan zich ook door de lucht verspreiden door hechting aan stofdeeltjes uit een besmette stal (bron: www.minlnv.nl).

De belangrijkste route voor de verspreiding van besmettelijke dierziekten is direct contact met besmette (wilde) dieren of andere dragers van het virus zoals mensen, materialen, transportmiddelen, etc. Het is echter niet uitgesloten dat verspreiding ook via de lucht kan plaatsvinden. Op dit moment kan niet worden aangegeven welk effect beplanting rond een stal heeft op de inkomende of uitgaande verspreiding van dierziekten.

7. Evaluatie en conclusies

In het kader van dit project is als eerste een meetcampagne uitgevoerd waarbij ammoniakconcentraties zijn gemeten zowel voor als achter een bestaande lijnvormige windsingel naast een veehouderij. Op grond van aanwijzingen uit de literatuur was namelijk bekend dat landschapselementen (windsingels) een fysiek opstakel vormen voor de verspreiding van stoffen en deeltjes in de atmosfeer en in staat zijn de verspreiding hiervan aanzienlijk te beïnvloeden. Doel van de metingen was een beter beeld te krijgen van de concentratiepatronen zoals die rond een combinatie van stal plus windsingel kunnen voorkomen. Er is voor ammoniak gekozen omdat hiervan relatief veel wordt geëmitteerd en ammoniakconcentraties vrij eenvoudig zijn te meten (in tegenstelling tot het meten van depositie). De veronderstelling was dat door de fysieke aanwezigheid van beplanting de ongewenste verspreiding van luchtverontreinigingscomponenten buiten de bufferzone (enkele elementhoogtes) zou worden tegengegaan. De meetcampagne heeft aangetoond dat een windsingel effect heeft op de verspreiding van ammoniak. Op korte afstand van de bron, voor de windsingel, werden hogere concentraties gemeten dan voorspeld voor een situatie zonder windsingel. De ammoniak werd als het ware bij de bron gehouden. Op grond van dit onderzoek kan geen uitspraak worden gedaan of het effect op de verspreiding een gevolg is van de fysieke aanwezigheid van de windsingel, de biologische activiteit van de vegetatie of een combinatie van beide.

In het algemeen geldt dat als de wind over een stallencomplex (bron) waait en loodrecht op het landschapselement staat een deel van de aangevoerde lucht, met daarin de emissies uit de stallen, door de windsingel zal gaan. Door de fysieke aanwezigheid van de windsingel zal de gemiddelde snelheid van de luchtstroom lager zijn dan voor een situatie zonder windsingel. Indien de emissies zo dicht bij de windsingel plaatsvinden dat de geëmitteerde stoffen niet of nauwelijks meer over het element kunnen maar er doorheen moeten zullen de concentraties achter het element omhoog gaan, dezelfde emissies worden namelijk met minder langsstromende lucht gemiddeld. Dit komt ook overeen met het beeld van de resultaten uit de meetcampagne. De hoogste ammoniakconcentraties werden op korte afstand van de bron, tussen de varkenshouderij en de windsingel gevonden. Ook direct achter de windsingel werden verhoogde concentraties gemeten terwijl op grotere afstand van de bron de concentraties relatief snel afnamen tot het regionale achtergrondniveau. Door de toename van de turbulentie rond en in de windsingel zal er depositie op de beplanting plaatsvinden met als gevolg dat de concentratie achter het element afneemt. Het netto effect van de windsingel wordt dus bepaald door twee processen: depositie en snelheidsdemping. Het resultaat van deze twee elkaar tegenwerkende processen is van vele factoren afhankelijk.

Hoe deze processen in de praktijk kunnen uitpakken blijkt uit oriënterende berekeningen van het effect van beplanting op de verspreiding van verkeersgerelateerde emissies (Wesseling *et al.*, 2004). De combinatie van snelheidsdemping en filterende werking (depositie/opname) leidt tot grofweg gelijke of netto hogere PM en NO₂ concentraties op korte afstand (enkele elementhoogtes) achter het element dan er zonder het element zouden zijn. Er kan alleen sprake zijn van een filterende werking indien de verontreiniging in contact kan komen met de beplanting. De gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer kan alleen plaatsvinden indien er sprake is van een zekere turbulentie rond het blad. Om de luchtbeweging in de beplanting in stand te houden moet deze een zekere openheid (optische porositeit) 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. Onder optimale condities werd de filterende werking als gevolg van opname door de planten in de windsingel voor NO₂ geschat op maximaal 10%. Het is niet uitgesloten dat voor het relatief goed oplosbare ammoniak dit percentage hoger zou kunnen liggen.

De effectiviteit waarmee beplanting de luchtkwaliteit beïnvloedt, is zowel afhankelijk van de biologische eigenschappen (opname) als van de structuurkenmerken (bladoppervlak, morfologie, etc.). Deze eigenschappen van planten verschillen tussen soorten en variëren tussen jaren en seizoenen. De structuur van de windsingel als geheel (hoogte, breedte, porositeit, etc.) is de resultante van soortspecifieke eigenschappen van de geselecteerde boomsoorten, de wijze van aanleg (bijvoorbeeld de afstand tussen individuele bomen) en van het eventuele beheer. Kwantitatieve informatie over de invloed van structuurkenmerken op de effectiviteit van beplanting in termen van luchtzuivering is beperkt maar het zal duidelijk zijn dat deze een belangrijke invloed hebben op de effectiviteit waarmee beplanting verontreiniging uit de lucht afvangt.

Bij de keuze van soorten voor een beplanting moet rekening worden gehouden met de fytotoxiciteit van NH_3 . Concentratie, blootstellingsduur, omgevingscondities en de soortspecifieke gevoeligheid bepalen het risico op beschadiging.

Of NH_3 schadelijk is voor een plant is voornamelijk afhankelijk van de omzetting capaciteit van de plant. Als de omzetting capaciteit onvoldoende is om de opgenomen NH_3 om te zetten kunnen (zichtbare) effecten optreden. Conifeer-achtigen zijn relatief gevoelig. De effecten zijn soms directe naaldbeschadiging, maar vaker het gevolg van een bemestende werking van ammoniak op een voor bomen ongunstig tijdstip waardoor vooral de vorstgevoeligheid toeneemt. De meeste ammoniakbronnen liggen in agrarisch gebied. Hogere concentraties achter een windsingel leveren voor de meeste agrarische gewassen in de directe omgeving geen problemen op, de ammoniak dient als extra stikstofbron.

Wat de extra stikstofbelasting betekent voor de windsingel zelf in termen van vegetatieontwikkeling is met behulp van de gecombineerde modellen SMART2-SUMO3 in beeld gebracht. De modellering door SMART2-SUMO3 laat vrij goede resultaten te zien. Het blijkt mogelijk te zijn om op basis van concentratiemetingen in het veld de stikstofonderschepping in de singel te schatten, waarmee SMART2-SUMO3 in staat is om stikstofgehalten in het blad te simuleren die overeen komen met de gemeten waarden, ondanks de nog vrij eenvoudige modellering. Ook blijkt het model voldoende gevoelig te zijn om onderscheid te maken tussen een situatie met alleen de achtergronddepositie en situaties met extra stikstofonderschepping door singel zelf. Het is wel noodzakelijk om de lichtonderschepping voor de betreffende functionele typen aan te passen, vooral voor vegetaties waarin eik de hoofdboomsoort is. De nadruk bij deze eerste verkenning heeft gelegen op de modellering voor eik en berk. Acacia, ook aanwezig in de singel zou als te modelleren soort kunnen worden toegevoegd aan SUMO. SUMO is nu in principe in staat om de globale effecten van de invang van stikstof door singels te modelleren. Hierbij is gebruik gemaakt van de berekende verschillen in ammoniakconcentratie voor en achter de singel, waarna op een vrij grove wijze de stikstofonderschepping door de singel is geschat. Voor een meer kwantitatieve benadering is verfijning van deze methode noodzakelijk, bijvoorbeeld door de doorlatendheid van de singel te koppelen aan de hoeveelheid biomassa van de verschillende functionele typen in de singel. Daarnaast zou het model Pluim Plus kunnen worden gebruikt voor een betere berekening van de depositie. Hiervoor is het noodzakelijk om ook Pluim Plus aan te passen door het toevoegen van het effect van lineaire elementen op de depositie. In de modelsimulatie wordt het grootste deel van de stikstof die beschikbaar is voor de vegetatie opgenomen; een relatief klein deel wordt niet opgenomen en kan dus in principe uitspoelen. SMART2 kan deze hoeveelheden berekenen, echter op dit ogenblik wordt het model onder de hier gesimuleerde omstandigheden getest. Daarom is hier afgezien van het weergeven van de uitspoeling en wordt hier voorlopig volstaan met bovengenoemde constatering. De vegetatie in de gemodelleerde singel is nog relatief jong en dus nog in zijn grootste groeifase. Oudere singels zullen minder stikstof opnemen, waardoor er meer uitspoeling zal plaats vinden. Het is daarom van belang om de singel periodiek te kappen en eventueel nieuwe bomen aan te planten. In principe zijn de modellen in staat om aan te geven wanneer de kap zou moeten plaats vinden.

Waarschijnlijk is het mogelijk om windsingels kostenneutraal worden aangelegd en onderhouden, mits de overheid bereid is om subsidies in het kader van de SAN-regeling toe te kennen en de oogst van het hout uiteindelijk ook wat oplevert. Met betrekking tot de immateriële aspecten vormen windsingels, houtwallen en heggen een groene dooradering van het agrarisch cultuurlandschap. Als ze zodanig worden aangelegd dat er verbindingzones ontstaan tussen verschillende natuurgebieden verhoogt dat de kwaliteit van het leefgebied van veel dieren en planten en vormt het een geschikte leefomgeving voor natuurlijke vijanden van ziekten en plagen op de akker. Door het gebruik van bomen en struiken die karakteristiek zijn voor de streek neemt de landschappelijke waarde van het gebied toe en wordt het gebied aantrekkelijker voor recreanten.

De belangrijkste conclusies zijn:

- Het netto effect van een windsingel op de concentratie wordt bepaald door twee processen: snelheidsdemping en filtering.
- De filterende werking is een gevolg van de gasuitwisseling tussen blad en atmosfeer waarvoor een zekere turbulentie rond het blad nodig is. Om de luchtbeweging in een beplanting in stand te houden moet deze een zekere openheid (optische porositeit) hebben. De structuur van een windsingel is bepalend voor het effect op

de verspreiding van agrarische emissies. Eenduidige criteria voor het ontwerpen van een optimaal functionerende windsingel zijn nog niet voorhanden;

- Voor NO_2 is de filterende werking als gevolg van opname door de planten in de windsingel geschat op maximaal 10%. Voor ammoniak zou dit percentage hoger kunnen liggen.
- De globale effecten van de invang van stikstof op de vegetatieontwikkeling in de windsingel zelf kan door middel van modellering worden voorspeld. Hiervoor wordt op grond van de ammoniakconcentraties een vrij grove inschatting gemaakt van de depositie, verfijning van deze methode is noodzakelijk. Het grootste deel van de stikstof wordt opgenomen door de vegetatie, een relatief klein deel wordt niet opgenomen en kan dus in principe uitspoelen.
- Beplanting rond een stal kan mogelijk ook de verspreiding van andere agrarische emissies tegengaan zoals fijn stof en geur. Stofdeeltjes worden (deels) in het element afgevangen. De vangstefficiëntie is het hoogst voor deeltjes met relatief grote diameters ($>40\text{-}50\ \mu\text{m}$). Voor PM_{10} ligt de vangstefficiëntie in de orde grootte van maximaal ca. 25%, en op circa 10% voor PM_5 . Geur verspreid als gas zal als gevolg van de extra turbulentie die ontstaat door beplanting voor een worden gemengd en verdund met hogere luchtlagen waardoor de geurbelasting op leefniveau afneemt. Geur geadsorbeerd aan stofdeeltjes kan gedeeltelijk door beplanting worden afgevangen;
- Het is niet uitgesloten dat verspreiding van besmettelijke dierziekten via de lucht kan plaatsvinden. Er is geen informatie beschikbaar over welk effect beplanting rond een stal heeft op de verspreiding van dierziekten.
- Windsingels kunnen mogelijk tegen relatief lage kosten worden aangelegd en onderhouden. Door de aanleg neemt de biodiversiteit en de landschappelijke waarde van het agrarisch cultuurlandschap toe.

Landschapselementen zoals windsingels vormen een fysiek opstakel voor de verspreiding van stoffen en deeltjes in de atmosfeer. Het effect wordt voornamelijk bepaald door twee elkaar tegenwerkende processen: verhoogde depositie en snelheidsdemping. Met de huidige kennis is het nog niet mogelijk exact aan te geven hoeveel extra depositie van de emissies uit een stal zal optreden als gevolg van de aanwezigheid van een windsingel. De (model) resultaten uit dit onderzoek laten echter wel zien dat een windsingel op korte afstand van een stal de ongewenste verspreiding van ammoniak maar ook van andere agrarische emissies zoals fijn stof tegengaat en dat de bomen in de windsingel een deel van de stikstof opnemen vanuit de lucht. Samenvattend kan geconcludeerd worden dat landschapselementen zoals windsingels perspectief bieden voor het terugdringen en vastleggen van agrarische emissies.

Referenties

- Anonymous, 1998.
 Het Nieuwe Nationaal Model. Model voor de verspreiding van luchtverontreiniging uit bronnen over korte afstanden. Infomil, Den Haag. 292 pp.
- Breuer, L., K. Eckhardt & H.-G. Frede, 2003.
 Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* 169: 237-293.
- Clement, H., 1996.
 Interaction of atmospheric ammonia pollution with frost tolerance of plants. A study on winter wheat and Scots pine. Thesis Rijksuniversiteit Groningen.
- De Temmerman, L., 1980.
 Les dégâts aigus et subaigus occasionnés aux plantes par une décharge accidentelle d'ammoniac. *Revue de l'agriculture* 33: 763-776.
- Dijk, C.J. van, J. Mosquera, A.J. van Alfen, J.M.G. Hol, G.M. Nijeboer & Th.A. Dueck, 2004.
 Invloed van een landschapselement (windsingel) op de verspreiding van ammoniak uit een varkenshouderij. *Plant Research International Nota* 287, Wageningen. 25 pp.
- Eerden, L.J.M. van der, 1982.
 Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and Environment* 7: 223-235.
- Fangmeier, A., A. Hadwiger, L.J.van der Eerden, & H.-J. Jäger, 1994.
 Effects of atmospheric Ammonia on vegetation - a review. *Environmental Pollution* 86: 43-82.
- Hofmann, G., D. Heinsdorf & H.H. Krauß, 1990.
 Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. *Beiträge f.d. Forstwirtschaft* 24: 59-73.
- Klap, J.M., W. de Vries & E.E.J.M. Leeters, 1998.
 Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. Report 97.1. SC-DLO, Wageningen.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M. Bollen, 1995.
 Modelling of soilacidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. DLO Winand Staring Centre, Report 95, Wageningen, the Netherlands.
- Kros, J., 1998.
 De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Reeks Milieuplanbureau 3. SC-DLO, Wageningen.
- Kros, J., 2002.
 Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. Thesis. Alterra, Wageningen.
- Raupach, M.R., N. Woods, G. Dorr, J.F. Leys & H.A. Cleugh, 2001.
 The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment* 35: 3373-3383.
- Temple, P.J., D.S. Harper, R.G. Pearson & S.N. Linzon, 1979.
 Toxic effects of ammonia on vegetation in Ontario. *Environ. Pollution* 4: 297-302.
- Tesche, M. & A. Schmidtchen, 1978.
 Schädigungen an Koniferen in der Umgebung von Anlagen der Industriemäßigen Hühnerhaltung. *Arch. Phytopath. Pflanzenschutz* 14: 327-332.
- VDI, 1986.
 Verein Deutscher Ingenieure, Richtlinie Emissionsminderung Tierhaltung-Schweine. VDI 3471: 1-19.
- Vries, W. de, M. Posch & J. Kämäri, 1989.
 'Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges'. *Water, Air and Soil Pollut.* 48: 349-390.
- Vries, W. de & E.E.J.M. Leeters, 1998.
 Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands – chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. Report 69.1. SC-DLO, Wageningen.

- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000a.
Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1. Verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Rapport 045. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., R. Wegman, P.A. Slim & H.F. van Dobben, 2000b.
Modellering van bosbeheer in SUMO. Rapport nr 066. Alterra, Wageningen.
- Wamelink, G.W.W., P.A. Slim, J. Dirksen, J.P. Mol-Dijkstra & H.F. van Dobben, 2001.
Modellering van begrazing in SUMO. Rapport nr 368. Alterra, Wageningen.
- Wesseling, J.P., J. Duyzer, A.E.G. Tonneijck & C.J. van Dijk, 2004.
Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Rapport R2004/383, Apeldoorn. 74 pp.
- Willems, J.J.H. & P. Hofschreuder, 1990.
A passive monitor for measuring ammonia. In Field Intercomparison Exercise on Ammonia and Ammonium Measurement (eds. Allegrini, I., Febo, A. and Perrino, C.), pp. 113-121. Air Pollution Research Report 37, Commission of the European Communities, Brussels.