



Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen  
TECHNISCH RAPPORT



## Hoofdstuk 19

# Ecosysteemdienst regulatie van luchtkwaliteit

*Johan Neiryneck, Maarten Stevens*

**Auteurs:**

Johan Neiryndck, Maarten Stevens, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**

INBO Brussel  
Kliniekstraat 25, 1070  
www.inbo.be

**e-mail:**

Johan.Neiryndck@inbo.be

**Wijze van citeren:**

Neiryndck J., Stevens M. (2014). Hoofdstuk 19- Ecosysteemdienst regulatie van luchtkwaliteit. (INBO.R.2014.1986607). In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.

**D/2014/3241/153**  
**INBO.R.2014.1986607**  
**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Vergezicht op de haven van Antwerpen van op de meettoeren in Brasschaat (Nicole De Groof)

De andere hoofdstukken van het Natuurrapport 'Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen - Technisch rapport' kunt u raadplegen op [www.nara.be](http://www.nara.be).

# **Hoofdstuk 19 – Ecosysteemdienst regulatie van luchtkwaliteit**

**Johan Neiryndck, Maarten Stevens**

INBO.R.2014.1986607

## Hoofdpijnen

- Luchtvervuiling is een belangrijk item in Vlaanderen. Vooral fijn stof heeft een groot aandeel in de milieu-gerelateerde ziektelast. Zowel Vlaamse als buitenlandse bronnen dragen tot de hoge fijn stof concentraties bij. De sectoren transport, industrie en landbouw hebben het belangrijkste aandeel in de Vlaamse emissie van fijn stof (PM<sub>10</sub>).
- Ecosystemen hebben een luchtzuiverende werking door de verwijdering van pollutanten uit de lucht via het proces van depositie. Vooral in bossen zullen meer pollutanten neerslaan, waarbij naaldbomen belangrijker zijn voor de verwijdering van fijn stof en loofbomen beter gasvormige pollutanten opnemen.
- Modellerwerk toont aan dat de verlaging van pollutantconcentraties door afvang via groenelementen beperkt is in verhouding tot brongerichte technologische luchtzuiveringstechnieken. Bovendien worden verkeersemisies bestaande uit de kleine fijn stof fractie (PM<sub>2,5</sub>) en NO<sub>2</sub> minder goed afgevangen door vegetatie.
- De meerwaarde van groenelementen moet vooral gezocht worden in het feit dat de afvang zich niet tot één pollutant beperkt. Een goede boomsoortenmenging (naald- en loofbos) levert daarbij een betere multi-pollutant verwijdering op.
- In steden kunnen bomenrijen verhoogde pollutantconcentraties veroorzaken, omdat ze zorgen voor verminderde ventilatie onder hun kruinen (*street canyon effect*).
- Ondanks de dalende trend van bepaalde pollutanten zoals SO<sub>2</sub>, blijven de concentraties van andere pollutanten, zoals PM, O<sub>3</sub> en NO<sub>2</sub>, hoog. Hieruit blijkt de noodzaak van zowel brongerichte maatregelen als afvang door vegetatie.
- Beleidsmaatregelen en normstelling m.b.t. luchtkwaliteit zijn vooral gericht op een brongerichte aanpak, waarbij een vermindering van de uitstoot van pollutanten centraal staat.
- De afvang van stikstof uit de lucht door bossen, kan leiden tot nitraatuitspoeling en verzuring van de bodem. Dit leidt op zijn beurt tot biodiversiteitsverlies, bodemdegradatie en vermindering van de (grond)bodemwaterkwaliteit. Het gebruik van de ESD bij te hoge pollutantconcentraties kan een negatief effect hebben op andere ecosystemendiensten die het bos levert.
- De efficiëntie van de afvang door groenelementen van PM, ozon en NO<sub>2</sub> moet beter bestudeerd worden om de repercussie op luchtconcentratiedalingen nauwkeuriger in te kunnen schatten. Er zijn indicaties dat het luchtzuiverend vermogen van vegetatie afneemt bij blootstelling aan hoge concentraties van pollutanten. Tevens zijn bepaalde depositiemechanismen van fijn stof, zoals resuspensie, bij hoge windsnelheden onvoldoende bestudeerd bij de verschillende landgebruiksklassen. De negatieve feedbackmechanismen en complexe depositiepatronen zijn momenteel te weinig in de modellen ingebouwd om de afvang van PM, ozon en NO<sub>2</sub> door groenelementen en andere landgebruiksklassen te kwantificeren.

# Inhoudsopgave

<b>Hoofdpijnen</b> .....	<b>4</b>
<b>Inhoudsopgave</b> .....	<b>5</b>
<b>Inleiding en leeswijzer</b> .....	<b>6</b>
<b>1. Omschrijving van de ESD</b> .....	<b>7</b>
1.1. Probleemstelling .....	7
1.2. ESD-cylus .....	9
1.3. Actoren .....	17
<b>2. Actuele Toestand ESD</b> .....	<b>18</b>
<b>3. Trend van de ESD</b> .....	<b>25</b>
3.1. Trends aanbod .....	25
3.2. Trends vraag .....	26
3.3. Trends gebruik.....	27
<b>4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD</b> .....	<b>28</b>
4.1. Mechanisme Indirecte drivers .....	28
4.2. Impact directe drivers.....	33
<b>5. Relatie biodiversiteit en milieu</b> .....	<b>35</b>
5.1. Bijdrage biodiversiteit aan levering ESD .....	35
5.2. Impact ESD op biodiversiteit.....	35
<b>6. Maatschappelijk welzijn en waardering</b> .....	<b>36</b>
6.1. Belang van het effect van de ESD.....	36
6.2. Waardering van het welzijnseffect van de ESD .....	37
6.3. Empirische gegevens voor waardering van welzijn.....	38
<b>7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik</b> .....	<b>40</b>
7.1. Impact van het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van diezelfde dienst ...	40
7.2. Impact van het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van andere diensten ...	41
7.3. Impact van de vraag en het gebruik van deze dienst op diensten elders in de wereld .....	44
7.4. Vergroten van de positieve en verminderen van de negatieve impact van de ESD .....	45
7.5. Kwantificeren van de limieten voor gebruik van de dienst.....	45
<b>8. Kennislacunes</b> .....	<b>47</b>
<b>Lectoren</b> .....	<b>62</b>
<b>Referenties</b> .....	<b>63</b>
<b>Bijlage 1 Karteringschema's en methodologie</b> .....	<b>74</b>



## Inleiding en leeswijzer

De volgende natuurrapporteringen vormen samen een ecosysteem assessment voor Vlaanderen, dat in drie fasen wordt uitgewerkt. In een eerste fase wordt een synthese gemaakt van de beschikbare kennis over ecosystemen en de diensten die ze leveren in Vlaanderen (NARA-T). In fase 2 worden bestaande beleidskaders kritisch geëvalueerd i.f.v. ecosysteemdiensten (NARA-B) en in de laatste fase worden mogelijke toekomstscenario's voor groene infrastructuur en ecosysteemdiensten verkend (NARA-S). Elk van die fasen leidt tot een afzonderlijk product. De verschillende producten worden inhoudelijk op elkaar afgestemd.

NARA-T biedt een overzicht van de voordelen die we als maatschappij van de natuur ontvangen, hoe die voordelen gewaardeerd worden en welke mechanismen de levering van die voordelen beïnvloeden. De focus ligt op het ecosysteemdienstenconcept. Ecosysteemdiensten (ESD) zijn de voordelen die de samenleving van ecosystemen ontvangt onder de vorm van materiële en immateriële goederen en diensten (bv. voedsel, veiligheid, gezondheid). De maatschappelijke effecten hiervan beïnvloeden de omvang en de verdeling van onze economische welvaart en ons maatschappelijk welzijn.

NARA-T bestaat uit een uitgebreid technisch rapport en een syntheserapport. Het technisch rapport is een wetenschappelijk achtergronddocument en bestaat uit twee delen: 16 ESD-hoofdstukken en 10 overkoepelende hoofdstukken. In de 16 ESD-hoofdstukken worden de belangrijkste ecosysteemdiensten in Vlaanderen besproken: waterproductie, houtproductie, voedselproductie, wildbraadproductie, productie van energiegewassen, regulatie van waterkwaliteit, regulatie van luchtkwaliteit, regulatie van geluidsoverlast, regulatie van overstromingsrisico, kustbescherming, regulatie van het globaal klimaat, behoud van de bodemvruchtbaarheid, bestuiving, plaagbeheersing, regulatie van erosierisico en groene ruimte voor buitenactiviteiten. Deze 16 ESD-hoofdstukken vormen de kennisbasis voor de 10 overkoepelende hoofdstukken, waarin antwoorden worden gezocht op de belangrijkste onderzoeksvragen van NARA-T. Het syntheserapport vat voor een brede doelgroep de belangrijkste bevindingen van het technisch rapport samen en formuleert de aanbevelingen voor het beleid.

NARA-T is opgebouwd rond een conceptueel raamwerk, de ESD-cyclus, dat de interacties tussen mensen en ecosystemen en het belang van ecosystemen voor welvaart en welzijn duidelijk maakt. Dit raamwerk moet helpen de logica en de verhaallijn van NARA-T duidelijk te maken en moet daarnaast een zekere eenvormigheid in de ESD-hoofdstukken tot stand brengen om de analyses in de overkoepelende hoofdstukken te faciliteren. Elk van de 16 ESD-hoofdstukken wordt uitgewerkt a.d.h.v. dit raamwerk. Daarbij wordt de ruimte gelaten om, afhankelijk van de beschikbare kennis en data en gangbare visies op het onderwerp, per hoofdstuk aparte accenten te leggen. Dit raamwerk en de voornaamste begrippen worden uitvoerig besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport.

Het voorliggende hoofdstuk is een onderdeel van het technisch rapport en bespreekt de **ESD 'reguleren van luchtkwaliteit'**. Vlaanderen is een regio met een relatief hoge mate van luchtverontreiniging. Voor de verbetering van de luchtkwaliteit zet de Vlaamse overheid in eerste instantie in op een brongerichte aanpak, waarbij de uitstoot van vervuilende stoffen beperkt wordt door hoog efficiënte zuiveringstechnieken. Wanneer pollutanten echter verspreid zijn in de lucht, kunnen de concentraties van vervuilende stoffen verminderd worden door vegetaties. Dit hoofdstuk beschrijft hoe en in welke mate ecosystemen kunnen bijdragen aan de verwijdering van luchtpolluenten uit de atmosfeer. De focus ligt daarbij op de afvang van fijn stof en gasvormige pollutanten.

Inhoudelijk steunt dit hoofdstuk op de ESD-cyclus en het begrippenkader dat gepresenteerd wordt in hoofdstuk 2. Voor de concrete uitwerking ervan, werd het raamwerk echter gespecificeerd voor de ESD reguleren van de luchtkwaliteit (Figuur 1). De paragrafen van dit hoofdstuk behandelen de verschillende onderdelen van het conceptueel raamwerk. In **paragraaf 1** wordt de ecosysteemdienst omschreven en gekaderd in de Vlaamse context en wordt de ESD-cyclus kort toegelicht i.f.v. de besproken dienst. Daarnaast worden de structuren en processen binnen de ecosystemen besproken die de levering van de dienst bepalen en worden de beheerders en gebruikers van de dienst geïdentificeerd.

**Paragraaf 2** beschrijft de actuele toestand van de ecosysteemdienst en tracht via beschikbaar kaartmateriaal een beeld te schetsen van de vraag, het aanbod en het gebruik van de dienst in Vlaanderen. **Paragraaf 3** bespreekt, waar de beschikbare gegevens het toelaten, de trend in het aanbod, de vraag en het gebruik van de ecosysteemdienst in Vlaanderen tijdens de voorbije 20 jaar ( $\pm$  sinds 1990).

In **paragraaf 4** bespreken we hoe en in welke mate directe en indirecte drivers het aanbod van en de vraag naar de ecosysteemdienst beïnvloeden. Indirecte drivers zijn factoren die geen rechtstreeks effect op de ecosysteemprocessen hebben, maar die wel beïnvloeden via directe drivers. Directe drivers werken rechtstreeks in op ecosysteemprocessen en veroorzaken meestal een meetbare fysische verandering in het ecosysteem en via deze weg op het aanbod van diensten door die ecosystemen. Het gebruik en de optimalisering van ecosysteemdiensten kan via de directe drivers een impact hebben op het milieu en de biodiversiteit. **Paragraaf 5** bespreekt in welke mate het gebruik van de ecosysteemdienst de biodiversiteit beïnvloedt.

De baten die ecosysteemdiensten genereren, dragen bij aan onze economische welvaart en aan het maatschappelijk welzijn. Aan die baten wordt een zeker belang, of een bepaalde appreciatie of waarde toegekend. In **paragraaf 6** worden de belangrijkste baten van de ecosysteemdienst geïdentificeerd en wordt besproken in welke mate ze een bijdrage leveren aan de verschillende welzijns- en welvaartscomponenten. Daarnaast wordt ook besproken hoe dit welzijnseffect kan ingeschat worden (monetair/niet-monetair) en wat de gevolgen zijn van een keuze voor één bepaalde waarderingmethode voor de interpretatie van het belang van de ecosysteemdienst.

In **paragraaf 7** wordt onderzocht of en in welke mate het gebruik van de dienst een impact heeft op de huidige en toekomstige levering van zowel de dienst zelf als van de in de andere hoofdstukken besproken ecosysteemdiensten. Hierbij wordt gekeken naar interacties tussen de besproken en andere ecosysteemdiensten op verschillende ruimtelijke schaalniveaus en doorheen de tijd.

**Paragraaf 8** ten slotte geeft een overzicht van de kennis die ontbreekt voor het kwantificeren, in kaart brengen en waarderen van de ecosysteemdienst.

## 1. Omschrijving van de ESD

### 1.1. Probleemstelling

Vlaanderen is een regio met een relatief hoge mate van luchtverontreiniging (Van Steertegem, 2009). Er is een algemene consensus dat de huidige luchtkwaliteit een zeer groot effect heeft op de volksgezondheid (Torfs et al, 2006; Buekers et al., 2012). Dit effect is voornamelijk geassocieerd met blootstelling aan fijn stof dat verantwoordelijk is voor ongeveer 75% van de totale milieu gerelateerde ziektelast in Vlaanderen. Voor wat fijn stof betreft, behoort Vlaanderen samen met Zuid-Nederland, het Duitse Ruhrgebied, Noord Italië en een aantal Oost-Europese landen (Polen, Tsjechië, Slovaakse, Bulgarije) tot de meest vervuilde regio's van Europa (EEA, 2013). Ook de negatieve gezondheidseffecten die worden geassocieerd met concentraties van fijn stof (PM<sub>2.5</sub>) (voornamelijk afkomstig van uitstoot door transport) zijn in Vlaanderen bij de hoogste in Europa.

De luchtverontreiniging in Vlaanderen is het resultaat van enerzijds grensoverschrijdende luchtverontreiniging en anderzijds Vlaamse emissies. Industrie, transport en landbouw zijn de belangrijkste sectoren die verantwoordelijk zijn voor de uitstoot van luchtpolluenten (zie Kader 1). Een brongerichte aanpak van luchtvervuiling zorgt voor een verminderde uitstoot van polluenten. Er zijn verschillende biologische en fysicochemische luchtzuiveringstechnieken die bijzonder efficiënt luchtpolluenten aan de bron filteren (reductie-efficiëntie tussen 50 en 100%). Sterk geconcentreerde polluenten in de luchtstroom kunnen daarbij selectief verwijderd worden. Afhankelijk van de sector in kwestie worden voor de verschillende polluenten specifieke technologieën ingezet. Zo wordt voor de reductie van fijn stof in de industrie sterk ingezet op nageschakelde reductiemaatregelen (mechanische afscheiders, mouwenfilters, elektrostatische precipitators, natte wassers,...) (Schrooten et al., 2003). De emissiereductie in de transportsector wordt gerealiseerd door gebruik van een combinatie van nageschakelde technieken bij dieselveertuigen en verschillende motor- en brandstoftechnologieën. In de veeteelt wordt de reductie van fijn stof dan weer gerealiseerd door toepassing van onderdrukkingstechnieken (bv. gebruik water en olie, aanpassing voeding) of opvang- en controletechnieken (filtratie, ionisatie, natte wasser) (Schrooten et al., 2003; Aarnink en van der Hoek, 2005). Deze technologieën zijn bijzonder efficiënt maar eens de polluent in het milieu verspreid is, niet meer van toepassing.

Eens de dispersie in het milieu heeft plaatsgevonden, kan de blootstelling aan de polluenten verminderd worden door afvang door groenelementen. Hoewel de zuiveringsefficiëntie lager is dan bij brongerichte technologische oplossingen, kunnen ecosystemen hierbij een zekere rol spelen. Groenelementen dragen bij aan het neerslaan en de opname van vervuilende stoffen uit de lucht. De bijdrage van ecosystemen aan de daling van pollutentconcentraties en bijgevolg een gezondere leefomgeving, is een ecosysteemdienst. In de volgende paragrafen van dit hoofdstuk bespreken we

hoe en in welke mate de ecosystemen in Vlaanderen de dienst leveren, welke de belangrijkste factoren zijn die de levering beïnvloeden en hoe die dienst gewaardeerd wordt.

### Kader 1 - Bijdrage van antropogene binnenlandse en buitenlandse bronnen tot emissie

In Vlaanderen dragen verschillende sectoren tot de binnenlandse emissie van de meest belangrijke pollutanten bij (Tabel 1).

De landbouwsector levert de belangrijkste bijdrage tot de rechtstreekse uitstoot van totaal zwevend stof (TSP: total suspended particles) en PM<sup>1</sup><sub>10</sub>. Daarnaast is de landbouwsector nog steeds de hoofdverantwoordelijke van de vermistende en verzurende emissie in Vlaanderen. Recente berekeningen suggereren ook dat de landbouwsector, via de uitstoot van ammoniak, de belangrijkste bijdrage zou leveren tot de vorming van secundair PM (Deutsch et al., 2013).

De industrie is vooral verantwoordelijk voor de emissie van zware metalen (op Cu en Cr (transport) na) en de emissie van NMVOS<sup>2</sup>. De transportsector levert de belangrijkste bijdrage tot de emissie van PAK's<sup>3</sup>, EC<sup>4</sup>, primair/secundair<sup>5</sup> PM<sub>10</sub> en ozonprecursoren<sup>6</sup> (vorming troposferisch ozon of "bad ozone" die bijdraagt tot fotochemische luchtverontreiniging). De emissie van dioxines<sup>7</sup> is voornamelijk gerelateerd aan de huishoudens.

**Tabel 1.** Aandeel van de verschillende sectoren in de binnenlandse emissie van luchtpolluenten (in %, 2009-2011). Bron: milieurapport 2012 (bijdrage van biogene emissies (bv. biogene vluchtige organische stoffen) door natuur en tuin werden niet begroot)

	landbouw	energie	industrie	transport	huishoudens	handel& diensten
emissie NMVOS (excl. Natuur & tuinen)	4%	10%	53%	11%	19%	4%
emissie PAK's in lucht	6%	1%	7%	50%	32%	5%
emissie dioxines	1%	11%	20%	0%	68%	1%
emissie zware metalen in lucht (Cr)	2%	13%	33%	45%	7%	2%
emissie zware metalen in lucht (Hg)	1%	41%	43%	0%	13%	2%
emissie zware metalen in lucht (Ni)	10%	21%	56%	5%	4%	4%
emissie zware metalen in lucht (Pb)	4%	6%	72%	14%	4%	0%
emissie zware metalen in lucht (As)	1%	11%	74%	0%	12%	1%
emissie zware metalen in lucht (Cd)	1%	18%	66%	3%	10%	2%
emissie zware metalen in lucht (Cu)	1%	2%	7%	82%	9%	0%
emissie zware metalen in lucht (Zn)	1%	3%	47%	43%	5%	1%
emissie van stof (primair TSP)	56%	1%	18%	19%	6%	0%
emissie van stof (primair PM <sub>10</sub> )	39%	2%	24%	26%	10%	0%
bijdrage van gasvormige emissies tot secundair PM <sub>10</sub>	25%	10%	18%	40%	5%	1%
emissie van stof (primair PM <sub>2,5</sub> )	20%	2%	32%	31%	15%	1%
emissie van elementair koolstof (EC)	20%	0%	15%	52%	12%	1%
vermistende emissie	55%	5%	8%	19%	12%	1%
verzurende emissie	42%	10%	16%	26%	6%	1%
emissie ozonprecursoren (excl. natuur & tuinen)	10%	10%	27%	41%	10%	2%

<sup>1</sup> Fijn stof is stof dat voor het merendeel bestaat uit deeltjes met een aërodynamische diameter kleiner dan 10 µm. Dit stof wordt aangeduid als PM<sub>10</sub>. De aërodynamische diameter van een deeltje is de diameter van een bolvormig deeltje met een dichtheid van 1 kg m<sup>-3</sup> dat dezelfde valsnelheid heeft als het betreffende deeltje. De deeltjes worden ingedeeld in fracties op basis van hun grootte. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub> en PM<sub>0,1</sub> zijn de fracties van de deeltjes met een aerodynamische diameter<sup>1</sup> (a.d.) kleiner dan respectievelijk 10, 2.5, 1 en 0.1 µm.

<sup>2</sup> Niet-methaan vluchtige organische stoffen die in de atmosfeer terecht komen door industriële procesemissie, diverse verbrandingsprocessen, industrieel en huishoudelijk gebruik van solventen (o.a. van verven, ontvetters en ontvlekkers) en uitlaatemissies van verkeer en vervoer

<sup>3</sup> polycyclische aromatische koolwaterstoffen die vrijkomen bij onvolledige verbranding van of verkoling van diverse koolstof bevattende materialen zoals fossiele brandstoffen, voedingsmiddelen en hout

<sup>4</sup> roet (fractie van stofdeeltjes) dat vrijkomt bij onvolledige verbranding van koolstofhoudende brandstoffen zoals diesel en benzine (vloeibare brandstoffen), maar ook steenkool en hout (vaste brandstoffen)

<sup>5</sup> Secundair fijn stof: zwevend stof dat ontstaat in de atmosfeer door chemische reacties uit gasvormige componenten zoals NO<sub>x</sub> (NO + NO<sub>2</sub>), SO<sub>2</sub> en NH<sub>3</sub>

<sup>6</sup> Voorloperstof van ozon zoals NO<sub>x</sub> en VOS (vluchtige organische stoffen)

<sup>7</sup> groep van organische verbindingen, waaronder enkele zeer giftige, die kunnen ontstaan bij verbranding van materialen die gechloteerde koolwaterstoffen bevatten



Emissiebronnen liggen echter voor een groot aantal pollutanten in het buitenland. Voor PM<sub>10</sub> en PM<sub>2.5</sub> zou respectievelijk 43% en 55% vanuit emissiebronnen uit het buitenland aangevoerd worden (MIRA, 2013). Antropogene bronnen in Vlaanderen zouden voor minder dan 30% verantwoordelijk zijn voor de totale fijn stof concentraties. De Vlaamse bijdragen van primaire PM<sub>10</sub>-componenten tot de totale PM<sub>10</sub>-fractie zoals EC, zouden dan weer significant hoger zijn (45% op achtergrondlocaties en 60-86% op hotspot-achtige locaties) (Deutsch et al., 2013). Dit heeft te maken dat EC voornamelijk door het wegverkeer wordt uitgestoten en op lage hoogte.

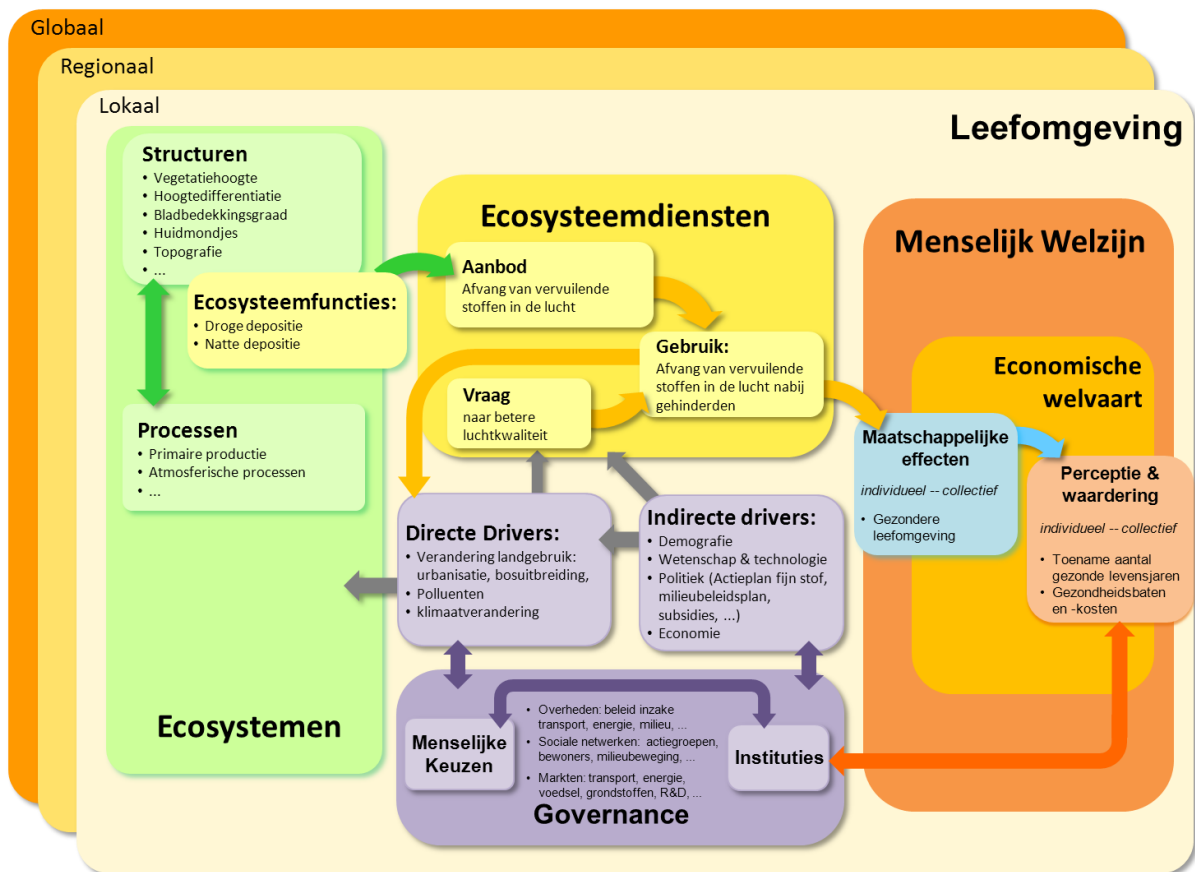
Voor SO<sub>x</sub>, NO<sub>y</sub> en NH<sub>x</sub> was in 2009 respectievelijk 53%, 65% en 29% van de depositie afkomstig uit het buitenland (MIRA-indicatorrapport 2012). De lagere bijdrage van ammoniak door buitenlandse bronnen kan toegeschreven worden aan het feit dat ammoniak op lage hoogte wordt uitgestoten en dicht bij de bron wordt afgezet.

De meeste pollutanten kunnen grote afstanden in de atmosfeer afleggen. Daarom wordt soms ook wel gesproken over grensoverschrijdende luchtverontreiniging. Hoe langer de verblijftijd van een stof in de atmosfeer, hoe verder een stof zich kan verplaatsen. De afstand waarover pollutanten zich kunnen verspreiden, is afhankelijk van hun fysicochemische eigenschappen, meteorologische omstandigheden en hun reactiviteit (depositiesnelheid). Atmosferische omzetting van zuren en ammoniak in aerosolen is onder meer van belang voor de afstand waarover de desbetreffende stoffen getransporteerd worden. Ammoniak zelf wordt door lage bronnen geëmitteerd en wordt, mede door de hoge reactiviteit, dicht bij de bron afgezet. Ammoniumzouten zijn minder reactief en worden over grotere afstand getransporteerd.

Zwevend stof speelt tevens een belangrijke rol in het transport van bepaalde toxische stoffen zoals zware metalen, PAK's (vooral 5- en 6-ring PAK's) en dioxines (MIRA, 2004). Vele zware metalen zitten bijvoorbeeld vast aan het oppervlak van fijn stof en worden hoofdzakelijk hierdoor verspreid. Zware metalen, afkomstig uit smelterijen en van het verkeer, PAK's, dioxines en roet(EC) bevinden zich hoofdzakelijk in de fijne fractie van zwevend stof. Zware metalen kunnen zich echter ook in de grovere fractie bevinden, voornamelijk in de omgeving van industriële installaties.

## 1.2. ESD-cylus

De ESD-cyclus in figuur 1 beschrijft schematisch hoe ecosystemen en hun diensten bijdragen aan ons welzijn en onze economische welvaart, en hoe de waardering van die bijdragen een invloed heeft op hoe we als individu of maatschappij met die ecosystemen omgaan. Deze cyclus wordt in detail besproken in hoofdstuk 2 van het technisch rapport. Hieronder wordt de cyclus enkel bondig besproken.



**Figuur 1.** ESD cyclus. Zie hoofdstuk 2 (conceptueel raamwerk) voor een gedetailleerde bespreking van het schema (gebaseerd op Haines-Young & Potschin, 2013).

De **processen en structuren** in de ecosystemen vormen de basis voor de levering van ecosysteemdiensten: de kenmerken van de vegetatie en het landgebruik bepalen in belangrijke mate welke vervuulende stoffen uit de lucht gehaald worden. Die deelverzameling van proces-structuurinteracties in ecosystemen, die functies vervullen ten voordele van de mens, noemen we **ecosysteemfuncties**. Belangrijk daarbij is dat mensen integraal deel uitmaken van die ecosystemen. De mens interageert met zijn omgeving en bepaalt daardoor mee waar en hoe de ecosysteemdienst geleverd wordt. Die beïnvloedingsprocessen worden samengevat in een set van **directe en indirecte drivers**. Directe drivers zijn factoren en processen die op lokale, regionale of globale schaal rechtstreeks veranderingen teweegbrengen in ecosystemen en in de daaruit voortvloeiende ecosysteemfuncties en -diensten (bv. verstedelijking of klimaatverandering). Aan de basis van die directe drivers ligt een complex van indirecte drivers (bv. bevolkingstoename of economische groei) die op elkaar en op die directe drivers inwerken. De directe en indirecte drivers bepalen niet alleen het aanbod van, maar ook de vraag naar ecosysteemdiensten. Zo zal een toenemende verstedelijking er niet alleen voor zorgen dat de druk op de groene ruimte toeneemt (dalend aanbod), maar ook dat de vraag naar zuivere lucht toeneemt. Wanneer er op een bepaalde plaats voldaan wordt aan de vraag naar een ecosysteemdienst, wordt de ecosysteemdienst gebruikt (afvang luchtvervuilende stoffen) en worden er **baten** gegenereerd. In het geval dat deze ESD leidt tot een daling in de concentratie van luchtvervuilende stoffen, resulteert dit in een gezondere leefomgeving.

Onze eigen persoonlijke kenmerken en de invloeden vanuit onze omgeving bepalen op welke wijze we de maatschappelijke effecten van ecosysteemdiensten waarnemen en **waarderen**. Die waardering heeft een invloed op de keuzes die de actoren maken (**governance**). Die keuzes bepalen direct en indirect hoe we de ecosystemen, al dan niet i.f.v. ecosysteemdiensten, beheren. De wisselwerking tussen alle actoren zal uiteindelijk bepalen welke oplossing de voorkeur krijgt en welke ingrepen op het terrein uitgevoerd worden. Onze keuzes hebben echter niet altijd een direct effect op de ecosystemen, maar kunnen ook indirect een invloed hebben. Zo kunnen technologische ontwikkelingen er bijvoorbeeld voor zorgen dat de uitstoot van vervuulende stoffen zodanig daalt, dat ook de vraag naar de ecosysteemdienst vermindert.

## Kader 2 – Luchtverontreinigende stoffen

We kunnen de pollutanten opdelen in gassen en partikels (zwevend en sedimentair stof):

De **gasvormige** species kunnen opgesplitst worden in basische gassen (bv.  $\text{NH}_3$ , amines) en zure gassen (bv. anorganische zoals  $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HNO}_4$ , HONO, HCl, HF,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}_5$ ,.. maar ook bepaalde organische zuren (mierenzuur, azijnzuur,...) al dan niet van een biogene oorsprong. Er bestaan ook andere reactieve gassen zoals ozon, koolstofmonoxide, nitraatverbindingen, peroxides, aldehyden, alcoholen, bepaalde (laagmoleculaire) vluchtige PAK's en vluchtige organische stoffen (VOS) zonder uitgesproken zuur-base reactie (minder invloed op de pH) of met een amfoteer<sup>8</sup> karakter (bv. alcoholen).

**Zwevend stof** (soms ook 'fijn stof' genoemd) is een mengsel van deeltjes van uiteenlopende samenstelling en afmeting in de lucht. De samenstelling van fijn stof is vrij heterogeen (MIRA, 2007):

- Secundaire anorganische ionen  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  (ammoniumzouten)
- Organische massa (OM): rechtstreeks bij verbrandingsprocessen uitgestoten, gevormd door oxidatie van vluchtige organische verbindingen maar omvatten ook biogene deeltjes (virussen, bacteriën, endotoxines<sup>9</sup>, pollen en schimmelsporen)
- Elementair koolstof (EC): roet (fractie van stofdeeltjes) voornamelijk dieselroet of roet afkomstig uit industriële verbrandingsprocessen
- Zeezout: verdamping van opstuivende zeewaterdruppels
- Mineraal stof: door de wind (maar ook door voorbijkomend verkeer) opgewaaid bodemstof

Verder wordt er een onderscheid gemaakt tussen primaire en secundaire pollutanten. Primaire luchtpolluenten zoals  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , EC en primair fijn stof komen na emissie in de atmosfeer terecht. Daar ondergaan deze stoffen chemische reacties onder invloed van het zonlicht en de aanwezigheid van andere stoffen. Door atmosferische omzettingen kunnen daarbij secundaire pollutanten gevormd worden zoals salpeterzuur ( $\text{HNO}_3$ ; gasfase) en zwavelzuur ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Ammoniak kan in de atmosfeer verder reageren met  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$  en HCl om secundair fijn stof (ammoniumzouten) te vormen ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{HSO}_4$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ). Het is bekend dat ammoniumnitraat niet stabiel is en bij lage relatieve vochtigheid en/of hoge temperatuur terug kan ontbinden in zijn gasvormige precursoren ( $\text{NH}_3$  en  $\text{HNO}_3$ ). Ozon is een secundaire pollutant die gevormd wordt uit de geëmitteerde voorloperstoffen  $\text{NO}_x$  en VOS onder invloed van zonlicht.

### 1.2.1. Ecosystemen en ecosysteefuncties

Deze paragraaf legt de focus op het eerste deel van de ESD-cyclus: hoe dragen ecosystemen bij aan het reguleren van luchtkwaliteit en welke structuren en processen spelen daarin een rol? De ecosysteemdienst 'regulatie van luchtkwaliteit' omvat de afvang van fijn stof en andere pollutanten door vegetatie. Vegetatie is in staat fijn stof en gasvormige pollutanten uit de lucht in te vangen via het proces van droge en natte depositie, waardoor de luchtkwaliteit verbetert.

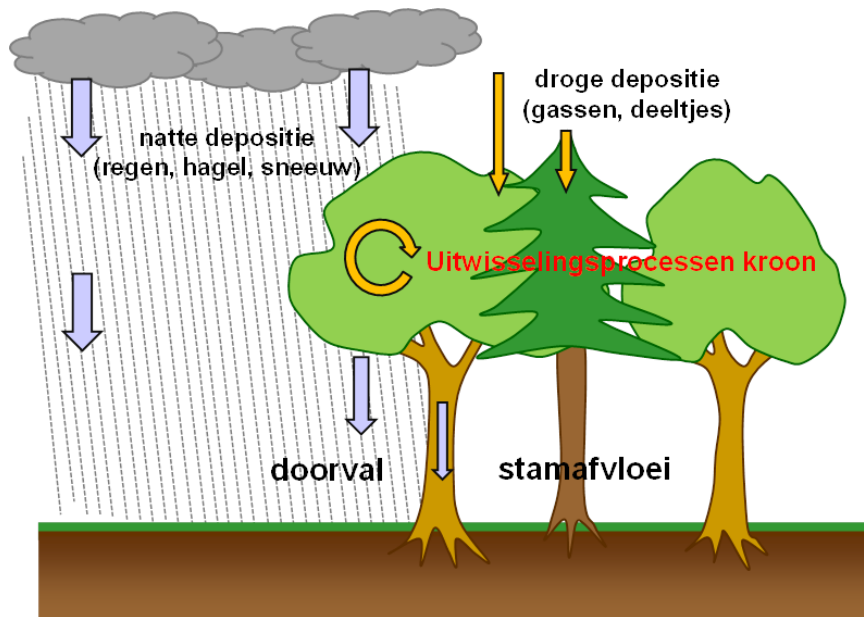
#### 1.2.1.1. Depositie op ruwe vegetaties of oppervlaktes

Depositie (verticaal transport) is het belangrijkste verwijderingsproces van luchtpolluenten uit de atmosfeer. Een pollutant die geëmitteerd wordt, kan na het verblijf in de atmosfeer of na het ondergaan van omzettingen, uit de atmosfeer uitgewassen worden (natte depositie) of via turbulentie neerslaan op aquatische of terrestrische ecosystemen (droge depositie).

Atmosferische depositie in terrestrische en aquatische ecosystemen omvat diverse processen die verantwoordelijk zijn voor het neerslaan van gassen, partikels, mist-wolkdruppels tot regen, hagel en sneeuw. De **totale depositie** (TD) in een ecosysteem wordt hier gedefinieerd als de som van **natte** (WD) en **droge depositie** (DD) (figuur 2). Op grotere hoogte (midden- tot hooggebergte) levert ook de occulte neerslag (via mist-, neveldruppeltjes) een substantiële bijdrage tot de totale depositie. Deze depositievorm is minder belangrijk in een laagland als Vlaanderen (< 5%).

<sup>8</sup> Een chemische verbinding is amfoteer als het zowel met een base als met een zuur kan reageren

<sup>9</sup> Celwandbestanddelen van gram-negatieve bacteriën (hebben gewoonlijk een extra membraan aan de buitenkant)



**Figuur 2.** Voorstelling depositieproces in een boscysteem waarbij pollutanten uit de atmosfeer worden verwijderd.

De **natte depositie** (WD) wordt gedefinieerd als de hoeveelheid opgeloste en niet-opgeloste chemische verbindingen opgevangen tijdens neerslag (regen, sneeuw, hagel). Natte depositie wordt beïnvloed door (a) de aard van emissiebron, (b) de afstand tot de emissiebron, (c) de overheersende windrichting, (d) de landschapstopografie, (e) de tijd verlopen sinds het laatste neerslagmoment en (f) de neerslagintensiteit en -duur (Hansen & Nielsen, 1998). De landgebruiksvorm beïnvloedt de natte depositie niet.

De **droge depositie** (DD) die op de vegetatie neerslaat, omvat de geïntercepteerde of geabsorbeerde depositie van gassen en partikels in afwezigheid van neerslag (figuur 2). Deze depositie kan zowel plaatsgrijpen als neerslag op het externe blad/plantoppervlakte of als absorptie doorheen de huidmondjes of stomata<sup>10</sup>. Droge depositie is een gevolg van dezelfde atmosferische uitwisselingsmechanismen die verantwoordelijk zijn voor de oppervlaktefluxen van warmte, vocht en massa, maar worden alsnog *sterk beïnvloed door talrijke (fysische, chemische en biologische) oppervlakte-eigenschappen van het ontvangende oppervlak* (Hicks et al., 1987). Droge depositiefluxen worden bepaald door (a) de aard van de emissiebron, (b) de afstand tot de emissiebron, (c) de overheersende windrichting, (d) de ruwheid en de vorm van het ontvangende oppervlak (filtereffect), (e) de temperatuur, (f) de windsnelheid, (g) de bladnatheid, (h) het vegetatietype en (i) metabolische processen (Hansen & Nielsen, 1998). Hierin speelt de landgebruiksvorm wel een belangrijke rol.

De droge depositie van gasvormige pollutanten en partikels is afhankelijk van de aerodynamische ruwheid van de landgebruiksvorm. Het zijn voornamelijk ruwe vegetaties zoals bossen en hoge bebouwing die veel turbulentie opwekken en daardoor potentieel in staat zullen zijn om een grote hoeveelheid pollutanten af te vangen. Bossen en bebouwing voeren een grotere trekkracht uit op de windstroming, waardoor de snelheid in de onderste luchtlagen vertraagd wordt. Door de wrijving tussen de luchtstromen en de vegetatie ontstaan er wervelingen in de lucht waardoor verticale turbulentie gegenereerd wordt. De aerodynamische ruwheid van de vegetatie of bebouwing wordt weergegeven door de ruwheidslengte (m of cm) en wordt gedefinieerd als de hoogte waarop de windsnelheid theoretisch naar nul gaat.

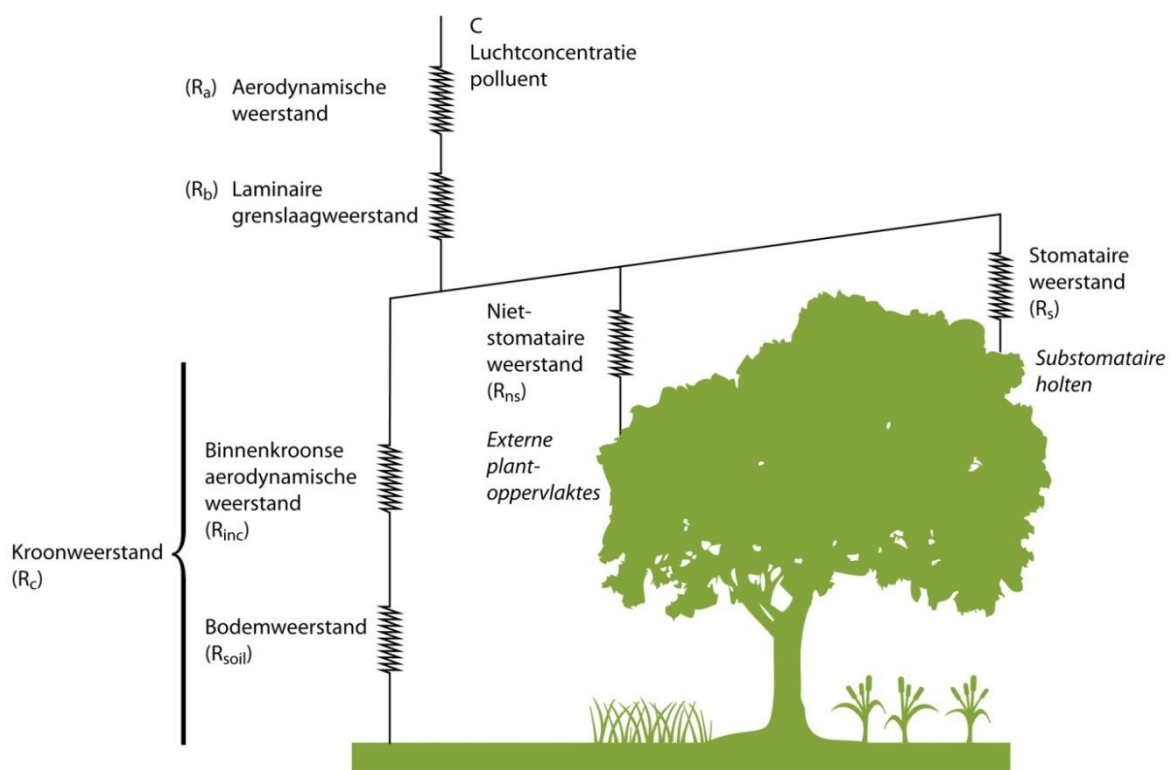
In vergelijking tot andere 'natuurlijke' landgebruiksklassen, veroorzaken bossen de grootste wrijvingsweerstand aan het oppervlakte. Daardoor is de turbulente uitwisseling tussen bos en de atmosfeer gemiddeld een grootteorde hoger dan heide en grasland (Fowler et al., 1999). Door hun groter volume en bladoppervlakte vangen bomen 2 tot 16 maal meer fijn stof af dan lage vegetatie (Fowler, 1989). Ongelijkjarig, ongelijkvormig bos met een hoge natuurwaarde, bepaalde parken en bossen met grote oude bomen en veel onregelmatige open plekken hebben een hoge ruwheid. Het filterend vermogen neemt toe naarmate de bestandshoogte (ouderdom) en de verticale

<sup>10</sup> Huidmondjes of stomata: microscopisch kleine openingen, gevormd door twee sluitcellen, bij vaatplanten meestal aan de onderzijde van de bladeren, waar koolzuurgas, zuurstofgas en waterdamp door diffunderen

structuur toenemen. Tevens versterken openingen in het kronendak (minder dichte kroon) de turbulentie. Bij te ijle bestanden (te lage densiteiten of plant area index (PAI<sup>11</sup>)) vermindert de aerodynamische ruwheid en neemt de droge depositie af ten voordele van de natte depositie, die begint te overheersen. Ook bij te hoge densiteiten (of PAI, kroonsluitingsgraad) neemt de ruwheidslengte af, zeker als het zwaartepunt van de vegetatie hoog gesitueerd is en er dus minder verticale structuur in het bosbestand aanwezig is (Tolkamp en Olsthoorn, 2006; Shaw en Pereira, 1982). Gelijktijdig, gelijkvormige, slecht gedunde bosbestanden (hoogproductief bos) hebben een lager filterend vermogen (lage aerodynamische ruwheid) omwille van (te) hoge dichtheden (hoge PAI), een lage vegetatiehoogte samen met de aanwezigheid van goed aaneengesloten kronen. Luchtlagen scherpen daarbij enkel over het bosbestand zonder veel wrijving te verwekken.

De effectieve opname van een pollutant hangt bijkomend af van de biologisch en fysicochemische eigenschappen van het ontvangend oppervlak en van de grenslaag rond dit oppervlak. De eigenschappen van het kronendak bepalen hoeveel pollutant, die verticaal aangeleverd wordt via turbulentie, uiteindelijk zal opgenomen worden. Daarbij spelen ook de eigenschappen van de pollutant in kwestie een rol, omdat ze interageren met de fysicochemische staat van de kroonoppervlakte. Ook voor bebouwing bepalen deze oppervlakte-eigenschappen hoeveel er finaal van de pollutant zal opgenomen worden. Een aantal bouwmaterialen zoals beton hebben echter een zeer lage affiniteit voor opname van PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub> en NO<sub>2</sub>, zodat de feitelijke depositie op beton beperkt blijft in vergelijking met stedelijke groenelementen (Hewitt, 2010). Salpeterzuur (HNO<sub>3</sub>) en zwavelzuur (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) kunnen daarentegen sterk neerslaan op gebouwen (bv. kalk(zand)steen). Ozon speelt dan weer een belangrijke rol in de vertering van kunststoffen. Ondanks het belang van aerosoldepositie in vertering en het bevuilden van stedelijke gebouwen, zijn de depositiepatronen ervan nog relatief onbekend (Fowler et al., 2009).

De resultante van turbulente transfer samen met de transfer tot het bladoppervlakte, bepalen de droge depositiesnelheid (cm of mm s<sup>-1</sup>) of de droge depositie van de pollutant (kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>). Indien natte depositie (onafhankelijk van vegetatietype) ook in rekening wordt gebracht, kan de totale depositie van de pollutant berekend worden. Door de afvang kan een concentratiedaling van de pollutant optreden (absoluut in ppb of µg m<sup>-3</sup> of relatief in %).



**Figuur 3.** Voorstelling van het droge depositieproces voor gasvormige pollutanten

<sup>11</sup> PAI: de plant area index, de hoeveelheid blad- en stamoppervlakte per oppervlakte-eenheid, is de som van leaf area index (LAI) en stem area index (SAI)



Om opgenomen te worden door de vegetatie moet de pollutant een aantal weerstanden overschrijden, waaronder een aerodynamische weerstand ( $R_a$ ), een laminaire<sup>12</sup> grenslaagweerstand ( $R_b$ ) en een kroonweerstand ( $R_c$ ) (figuur 3). Deze laatste kan in zijn meest eenvoudige vorm voorgesteld worden als een parallel netwerk van een stomataire ( $R_s$ ) en externe of niet-stomataire weerstand ( $R_{ns}$ ). Gasvormige pollutanten zoals  $NO_2$ ,  $NH_3$  en ozon kunnen door de stomata opgenomen worden. Er grijpt echter ook een belangrijke depositie van gassen en partikels op externe oppervlakten (bladeren, stam, ...) plaats. Deze depositie zal na regenbuien (wash-off) op de bodem terecht komen. Een ander niet-stomatair verwijderingsmechanisme betreft chemische reacties van bv. ozon binnen het kronendak (met bv. bodem geëmitteerd NO of door de kroon geëmitteerd BVOS). Dit leidt ook tot verwijdering ("quenching" of blussen) van ozon uit de atmosfeer.

De droge depositiesnelheid ( $vd$ ) wordt voorgesteld als de inverse van de totale weerstand ( $R_t = R_a + R_b + R_c$ ) en kan ook worden omschreven als de snelheid waarmee een ontvangende oppervlakte, zoals een kronendak, de atmosfeer reinigt van een pollutant.

#### *Overzicht van de belangrijkste weerstanden en de rol van de vegetatie*

**$R_a$ :** De aerodynamische weerstand wordt grotendeels bepaald door de ruwheidslengte (een maat voor wrijving van lucht met het terrein of de landgebruiksvorm), die in belangrijke mate bepaald wordt door de gemiddelde hoogte van het bosbestand (of vegetatie in het algemeen). Bij hogere turbulentie is de weerstand lager.

**$R_b$ :** De laminaire grenslaagweerstand is de weerstand die geassocieerd wordt met het transport door de laminaire grenslaag die in contact is met het vegetatieoppervlakte. Deze weerstand varieert i.f.v. de wrijvingsnelheid (of windsnelheid), maar ook de eigenschappen (moleculaire diffusiviteit, gewicht) van de desbetreffende pollutant beïnvloeden de laminaire grenslaagweerstand. Zo ondervinden zwaardere moleculen een hogere weerstand tijdens diffusie door de laminaire luchtlaag. Bij naaldbos is de weerstand doorgaans lager dan bij loofbos (sterker gekoppeld met de atmosfeer omwille van de fijne naaldstructuren), waardoor de  $R_b$  bij naaldbos quasi gelijkgesteld kan worden aan 0. Bij hogere windsnelheden of turbulentie is de weerstand lager.

**$R_c$ :** De kroonweerstand wordt bepaald door complexe interacties en feedbackmechanismen met de plant. Deze weerstand wordt in de meest simpele vorm benaderd als een parallel netwerk van twee weerstanden:

- stomataire weerstand  $R_s$ : bepaalt de opname/absorptie doorheen huidmondjes en is afhankelijk van:
  - o eigenschappen van de pollutant zoals de diffusiesnelheid<sup>13</sup> (hoog voor  $NH_3$ , laag voor  $SO_2$ ), maar ook afbraaksnelheid en oplosbaarheid spelen daarbij een rol
  - o atmosferische variabelen zoals lichtintensiteit, temperatuur en vochtdeficit (bepalen stomataire opening en transpiratie)
  - o bodemvocht: bepaalt de waterpotentiaal van de plant (vochthuishouding in de plant)
  - o specifieke eigenschappen van de plantensoort zoals:
    - bladoppervlakte index LAI<sup>14</sup>
    - Stomatale dichtheid
    - Maximale geleidbaarheid van de stomata
    - Affiniteit van de plant voor stikstof (ammoniakconcentratie in substomatale ruimtes, afhankelijk van algemene stikstofbehoefte of -status van de plant )
- Niet-stomataire weerstand  $R_{ns}$ : ook externe of cuticulaire<sup>15</sup> weerstand genoemd. Dit is bepalend voor de interceptie op het vegetatieoppervlakte en is afhankelijk van:
  - o fysicochemische eigenschappen van externe plantweefsels bv. kroontheid, zuurtegraad, aanwezigheid van vetachtige bestanddelen in cuticula,...
  - o de PAI of LAI (grootte depositieoppervlakte)

<sup>12</sup> Laminair: lagen van het gas bewegen zich parallel ten opzichte van elkaar voort

<sup>13</sup> Diffusie: verplaatsing ten gevolge van de willekeurige beweging van deeltjes

<sup>14</sup> LAI (leaf area index): het totale groene bladoppervlak aan een kant gemeten, per eenheid van bodemoppervlakte

<sup>15</sup> Cuticula: een vettig laagje was boven op de epidermis, dat beschermt tegen uitdrogen

In meer open bosbestanden bestaat er een sterke uitwisseling met het bodemcompartiment. Dit is afhankelijk van de grootte van de turbulentie binnen het bestand. Het weerstandsschema kan dan uitgebreid worden met een weerstand voor binnenkroons aerodynamisch transport  $R_{inc}$  en een bodemweerstand  $R_{soil}$  die de uitwisseling met de bodem idealiseert (figuur 3).

De droge depositie(flux) wordt verkregen door de concentratie van de pollutant te vermenigvuldigen met de depositiesnelheid. Zowel de pollutant als de depositiesnelheid kunnen afhankelijk zijn van een grote temporele en ruimtelijke variabiliteit.

Er bestaan belangrijke verschillen in depositiemechanismen tussen pollutanten. **Fijn stof** wordt bijvoorbeeld niet geabsorbeerd doorheen de stomata, maar wordt enkel op de externe gedeeltes van de vegetatie afgezet. De depositiesnelheid hangt daarbij sterk af van de partikeldiameter en de oppervlaktekarakteristieken (Erisman et al., 1994). Het verticaal transport van partikels is in zekere mate vergelijkbaar met dat van gassen (figuur 3), maar het transportproces door de laminaire grenslaag verloopt enigszins anders. Partikels met een diameter kleiner dan  $0.1 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{0.1}$ ) gedragen zich min of meer als een gas en komen via diffusie op het oppervlak terecht. De depositie van grotere partikels  $> 10 \mu\text{m}$  wordt daarentegen in toenemende mate gecontroleerd door sedimentatie. De invloed van eigen gewicht is daarbij belangrijk, maar ook de aanwezigheid van horizontaal georiënteerde componenten is van belang. De depositie van partikels waarvan de grootte varieert tussen  $0.1$  en  $1 \mu\text{m}$ , wordt bepaald door impactie en interceptie en hangt sterk af van de intensiteit van de turbulentie. Deeltjes moeten dicht genoeg bij het bladoppervlak komen om opgenomen te worden. Vooral bij hogere windsnelheden krijgen de partikels meer inertie, waardoor ze efficiënter door de grenslaag kunnen penetreren. Bij impactie kunnen de deeltjes de gebogen luchtstroom omheen het botsingsoppervlak niet volgen, waardoor ze na passage doorheen de laminaire grenslaag tegen het oppervlak aan vliegen. In geval van interceptie blijven kleine deeltjes de luchtstroom volgen, maar indien ze een obstakel (tak, boom) voldoende dicht naderen, kunnen ze er tegenaan kleven.

In het algemeen zijn naalden van coniferen vanwege de kleine, spitse vorm effectiever voor fijn stof captatie dan bladeren van loofbomen. Dit leidt tot een minder ontwikkelde laminaire grenslaag ( $R_b = 0$ ) en een betere uitwisseling/koppeling met de atmosfeer (Beckett et al., 2000; Saebo et al., 2012). Naaldbomen behouden bovendien ook hun naaldmassa buiten het vegetatiesseizoen, waardoor hun groot botsingsoppervlak behouden blijft in het seizoen wanneer  $\text{PM}_{10}$ -concentraties pieken (Beckett et al., 2000). Bladeren met een dikke cuticula die veel vetachtige bestanddelen bevatten, zoals bij naaldbomen, zijn eveneens zeer geschikt voor het wegvangen van minder wateroplosbare organische componenten zoals PAK's en dioxinen (Jacobs et al., 2010). Zware metaal partikels kunnen direct door de cuticula opgenomen worden (Smith et al., 1990). De depositie van fijn stof is optimaal wanneer de bladeren vochtig zijn, een ruw, plakkerig en/of behandeld bladoppervlak bezitten en elektrostatisch geladen zijn (Beckett et al., 2000; Pye, 1987). Afgevangen stof kan worden verwijderd door neerslag en op de bodem terechtkomen. Door wind kan fijn stof deels van het bladoppervlak opwaaien (resuspensie<sup>16</sup>). Dit treedt op bij 10 tot 90% van de neergeslagen partikels. Voor resuspensie zijn wel relatief hoge windsnelheden nodig (Nowak, 1994).

Plantensoorten met veel actieve huidmondjes per eenheid bladoppervlak, nemen relatief meer gasvormige pollutanten zoals  $\text{NO}_2$  en  $\text{NH}_3$  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** componenten dan naalden van naaldbomen. Volgens Hanson en Lindberg (1991) wordt de opname van  $\text{NO}_2$  bijna uitsluitend door stomatale opening geregeld. Ze schrijven de lagere opnamesnelheid van  $\text{NO}_2$  bij naaldbomen toe aan het bestaan van een substantiële mesophyll-weerstand<sup>17</sup>, waarbij de diffusie van  $\text{NO}_2$  doorheen het blad vertraagd wordt. Het feit dat loofbos meer stikstofbehoevend is dan naaldbos, draagt waarschijnlijk bij tot een betere opname van stikstofspecties in het algemeen.

Goed wateroplosbare, gasvormige pollutanten zoals  $\text{NH}_3$  kunnen naast absorptie via stomata ook neerslaan op bladoppervlaktes, vooral wanneer zich een waterfilm gevormd heeft. Op het bladoppervlak kunnen zich na reactie met  $\text{H}_2\text{SO}_4$  of  $\text{HNO}_3$  ammoniumzouten vormen, die na regenbuien op de bosbodem terecht komen (wash-off). Het is ook mogelijk dat ammoniak, opgelost in waterlaagjes (bij dauwvorming), terug kan vervluchtigen wanneer de waterlaagjes ochtenddauw verdampen (Wyers & Erisman, 1998).

Op natte bladoppervlaktes bestaat ook de mogelijkheid tot inwisseling van neergeslagen of gevormd ammonium en waterstofionen met basische kationen die aanwezig zijn in de apoplast<sup>18</sup>

<sup>16</sup> verwaaiing

<sup>17</sup> Weerstand die een pollutant ondervindt bij diffusie binnenin het blad

<sup>18</sup> Apoplast is de ruimte waar passieve, niet selectieve diffusie van stoffen plaatsvindt

van de bladweefsels (Staelens et al., 2008). Na inwisseling komen die basische kationen in het doorvalwater<sup>19</sup> terecht (figuur 2). Op die manier wordt stikstof en waterstof rechtstreeks opgenomen of gebufferd in het kronendak. Wanneer waterstof, gevormd uit een zuur, wordt gebufferd door basische kationen (op rijkere standplaatsen), kan de depositie van zuren versterkt worden (bv. oxidatie van HSO<sub>3</sub><sup>-</sup> wordt versterkt door het feit dat gevormd H weggenomen wordt).

#### 1.2.1.2. Afvang door lijnvormige groenelementen of stedelijk groen

Bij lijnvormige groenelementen (zoals bijvoorbeeld bomenrijen, bufferstroken tussen landschappelijk waardevol gebied en industrie of bufferzones rond veehouderijen, wegverkeer of stedelijke omgeving), speelt de verticale depositie, als zonet beschreven voor grote, meer aaneengesloten vegetaties, minder een rol. Bij lijnvormige groenelementen worden pollutanten uit aanstromende lucht afgevangen en wordt er door wijzigingen in het horizontaal stromingspatroon (opstuwung van vervuilde lucht en menging met schonere lucht door gecreëerde turbulentie) een extra verdunning van de pollutent gecreëerd (Van Hove, 2006; Pronk et al., 2013). Er treedt door botsing met de vegetatie dus ook opname op (via neerslag op het oppervlakte of absorptie via stomata) van bv. PM<sub>10</sub>, NH<sub>3</sub> of NO<sub>2</sub>, maar de opgenomen hoeveelheden zijn eerder beperkt in verhouding tot de uitgestoten hoeveelheden. Voor wat betreft verkeersemmissie blijft de concentratieopname in grootteorde beperkt tot maximaal enkele percenten.

Het aanbrengen van vegetatiebuffers of 'greenbelts' wordt aangeraden op industriële terreinen, vooral voor captatie van zwaardere stofdeeltjes. Aanbrengen van vegetatiebuffers leidt tot windsnelheidsreducties tot 60% achter het groenscherm. Deze luwte blijkt enorm effectief te zijn voor het terugbrengen van de emissiesterkte van grove stofdeeltjes die zich na het groenscherm ophopen en minder terug gaan opwaaien. Tevens worden (de gemakkelijk afvangbare) grove stofdeeltjes opgevangen door de vegetatie zelf. Op die manier wordt de emissie van grove stofdeeltjes op industriële terreinen waar veel opslag, overslag en productie plaatsvindt, beperkt (Mensink et al., 2011).

In een stedelijke omgeving kan er afvang van fijn stof, EC, O<sub>3</sub> en NO<sub>2</sub> plaatsgrijpen in stadsparken, achtertuinen, hagen en aaneengesloten bomenrijen die zich bevinden in drukke, smalle, hoge 'street canyons'<sup>20</sup>. Langs drukke binnenstedelijke wegen wordt het luchtzuiverend effect van bomen (door opname van EC of NO<sub>2</sub>) echter tenietgedaan door het aerodynamisch effect gegenereerd door de bomenrijen zelf (Vos et al., 2013). De takken, twijgen en bladeren van het groen vertragen de luchtstroming zodat de windsnelheid in de 'street canyon' verlaagd wordt. Deze snelheidsverlaging manifesteert zich op twee verschillende manieren. Enerzijds zorgt die ervoor dat verkeersemmissies minder verdunnen, zodat de concentraties reeds aan de bron verhogen. Anderzijds zorgt de verlaging in windsnelheid en de aanwezigheid van een bladerdak ervoor dat de vervuilde lucht in de 'street canyon' minder snel vermengd zal worden met zuiverdere lucht van boven de daken. Dit versterkt het negatief effect op de luchtkwaliteit in de 'street canyon'.

#### 1.2.2. Bijdrage van vegetatie tot emissie

Ecosystemen zijn zelf ook verantwoordelijk voor de uitstoot van een aantal stoffen die de luchtkwaliteit beïnvloeden. Deze emissies zijn minder belangrijk als bron van luchtvervuiling, maar worden hier voor de volledigheid wel kort behandeld.

Planten geven biogene vluchtige organische stoffen (BVOS) af, ongeveer een duizendtal in totaal. Vooral isoprenen (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>) worden door planten in grote hoeveelheden geëmitteerd (Karlik en Pittinger, 2012). De jaarlijkse emissie van isoprenen bedraagt ongeveer de helft van de totale BVOC emissies, wat vergelijkbaar is met de totale emissie van methaan. (Guenther et al., 2006; Sharkey et al., 2008). Isoprenen worden als een bijproduct van fotosynthese geëmitteerd. Ze worden dus bij daglicht gesynthetiseerd en staan bekend als zeer reactief. Naast isoprenen worden ook monoterpenen (C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>) en sesquiterpenen (C<sub>15</sub>H<sub>24</sub>) uitgestoten. Monoterpenen worden voornamelijk door naaldbomen geëmitteerd terwijl isoprenen voornamelijk door loofbomen uitgestoten worden. Emissie van BVOS wordt gestimuleerd bij oxidatieve stress, bij hoge temperaturen (thermoregulatie) en bij aantastingen door pathogenen (Loreto en Schnitzler, 2010).

Biogene emissies van vluchtige organische stoffen zijn reactiever dan antropogene emissies (AVOS) en hebben daardoor een groter potentieel bij ozonvorming. Vooral de reactieve isoprenen hebben de capaciteit om ozonvorming te versterken (Calfapietra et al., 2013). De hoeveelheid

<sup>19</sup> Regenwater dat na contact met de boomkronen op de bosbodem terecht komt (throughfall). Door dit aanrijksproces heeft het een andere chemische samenstelling dan het regenwater op het vrije veld.

<sup>20</sup> binnenstedelijke wegen die aan beide zijden geflankeerd zijn door een aaneengesloten rij van (hoge) bebouwing

geproduceerde ozon hangt af van de ratio tussen de VOC's en stikstofoxiden. Bij een lage VOS/NO<sub>x</sub> verhouding, die typisch waargenomen wordt in een stedelijke omgeving (veel NO<sub>x</sub>), kan de extra productie van biogene vluchtige organische stoffen (BVOS) bij grootschalige aanplanting van isopreen-emitterende boomsoorten, de ozonvorming versterken. In een landelijke omgeving limiteren de (lage) NO<sub>x</sub>-concentraties de ozonproductie. In een landelijke omgeving worden meestal reeds optimale voorwaarden voor ozonproductie aangetroffen.

Monoterpenen dragen minder bij tot ozonvorming, maar kunnen snel met ozon of andere oxidanten binden en secundair organisch aerosol (SOA) vormen. Dit versterkt de PM-concentraties in de atmosfeer.

Planten emitteren, weliswaar in kleine hoeveelheden, ook organische verbindingen die zuurstof bevatten. Voorbeelden zijn alcoholen, ketonen, aldehyden en carboxylzuren. Enkel emissie van methylbutenol door dennen zou naar emissiegrootte belangrijk zijn (Loreto en Schnitzler, 2010).

### 1.3. Actoren

De levering en het gebruik van ecosystemendiensten wordt in belangrijke mate bepaald door keuzes die de belanghebbenden of de actoren van de dienst maken. Belanghebbenden omvatten zowel de individuen en groepen die de ecosystemen bezitten (eigenaars) en beheren (beheerders), als zij die een voordeel hebben van de dienst (begunstigden), er nadeel van ondervinden (benadeelden) of de levering en het gebruik van de dienst ondersteunen en faciliteren. We beperken ons tot een bespreking van de belangrijkste begunstigden van de dienst (vraag naar de ESD) en van de beheerders en eigenaars van de ecosystemen die de dienst leveren (levering van de ESD).

De gebruikers of **begunstigden** van deze dienst zijn inwoners van Vlaanderen die een gezondheidsrisico lopen. Sommige effecten van luchtverontreiniging treffen de ganse bevolking, terwijl andere effecten enkel aangetoond zijn bij subpopulaties zoals jongeren met astma of ouderen. Bij deze gevoelige personen, zoals astmapatiënten, kinderen, ouderen, eventueel personen die zwaar fysieke arbeid verrichten of sporten bij hoge concentraties van PM<sub>2.5</sub> of ozon, is de reële impact groter dan bij anderen. Het is tevens mogelijk dat een subpopulatie een verhoogd kankerrisico heeft bij blootstelling aan relatief lage dosissen van PAK's of andere stoffen (MIRA, 2007).

Sterfte geassocieerd met luchtverontreiniging is ongeveer 15–20% hoger in steden met hogere niveaus van luchtverontreiniging, dan in minder verontreinigde steden (EEA, 2013). In een stedelijke omgeving wordt een grote bevolkingsgroep blootgesteld aan hoge concentraties van fijn stof en stikstofoxiden. Inwoners van een meer landelijke omgeving zijn daarentegen meer blootgesteld aan verhoogde concentraties van ozon (acute effecten). Vermits er geen veilige drempel voor blootstelling aan fijn stof bestaat, wordt ook de bevolking in een landelijke omgeving blootgesteld aan (relatief lagere) concentraties van fijn stof.

Het aanbod van de ecosystemedienst wordt in belangrijke mate beïnvloed door de acties van de **eigenaars en beheerders** van bosgebieden. Minder ruwe vegetatietypes (heide, grasland) en landbouwculturen dragen ook bij tot bv. afvang van fijn stof (Oosterbaan et al., 2006), maar in veel mindere mate dan bossen (Fowler et al., 1989; 1999).

## 2. Actuele Toestand ESD

Het actuele aanbod voor de ESD 'regulatie luchtkwaliteit' wordt weergegeven via de ruweheidslengte van de landgebruiksklassen (Poelmans et al., 2014). De kennis van de ruweheid van de landgebruiksklasse laat toe om, samen met de kennis van de vegetatiekarakteristieken, het turbulentieniveau, de atmosferische stabiliteit en de fysicochemische eigenschappen van de pollutant, de droge depositie (-snelheid) te modelleren. Wanneer de emissiebronnen in het buitenland liggen, wordt een bijkomende ruweheidskaart met lagere resolutie (CORINE) gebruikt om de depositie tijdens het traject tussen de emissiebron en Vlaanderen te simuleren.

Bij het karteren van de ruweheid wordt rekening gehouden met het beheer/beleid dat geïmplementeerd wordt (zie bijlage). De landgebruikskaart maakt bv. verschil tussen hoogproductieve en laagproductieve naald- en loofbossen. Daarbij worden aan hoogproductieve homogene bossen (bv. populier) lagere ruweheidslengtes (0.7 m i.p.v. 1.4 m) gegeven, omdat luchtlagen weinig ageren met het dicht aaneengesloten kroonoppervlak en gewoon over het kronendak scheren. Uit de ruweheidskaart (figuur 4) blijkt dat de ruwe landsgebruiksklassen (voornamelijk bos) zich voornamelijk in het oostelijk deel van Vlaanderen bevinden. Stedelijke agglomeraties zijn eveneens als ruwe eenheden op de kaart zichtbaar.

Voor de kartering van de ESD-vraag werd geopteerd voor het gebruik van grootschalige luchtconcentratiekaarten (Maiheu et al., 2013; Vranckx en Lefebvre, 2013). Luchtconcentratiekaarten hebben als voordeel dat de relatie met volksgezondheid beter kan gelegd worden. Gezondheidsstudies inzake luchtverontreiniging vertrekken immers vanuit dosis responsfuncties die gebaseerd zijn op luchtconcentraties (state-variabelen). Plaatselijke luchtconcentraties worden niet alleen bepaald door de aan-/afwezigheid van lokale emissiebronnen, maar zijn ook het resultaat van (buitenlandse) luchtverontreiniging die met de wind aangevoerd wordt. In het geval van atmosferische transportmodellen zoals AURORA of VLOPS, worden concentraties ingeschat op basis van Vlaamse en niet-Vlaamse emissiebronnen (puntvormig) en meteogegevens. In het geval van het ruimtelijk geo-statistisch interpolatiemodel RIO komen de kaarten tot stand door interpolatie van gemeten concentraties. In sterk ontwikkelde regio's als Vlaanderen worden deze grootschalige kaarten ook gecombineerd met lokale dispersiemodellen zoals IFDM (Immission Frequency Distribution Model) om de grote gradiënten langs verkeerswegen in kaart te brengen (Vranckx en Lefebvre, 2013). Daarmee wordt de ruimtelijke resolutie sterk verbeterd, wat de kaarten meer geschikt maakt voor evaluatie van het emissiebeleid. In dit rapport werd geopteerd voor de combinatie van het RIO en het IFDM model (Vranckx en Lefebvre, 2013). Er wordt bij de bespreking vooral de nadruk gelegd op  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{O}_3$  omwille van hun impact op de volksgezondheid.

### **NO<sub>2</sub>**

Net als ozon, is  $\text{NO}_2$  een pollutant die in de eerste plaats het ademhalingsstelsel zal beïnvloeden. Korte-termijn-blootstelling kan bij gevoelige bevolkingsgroepen resulteren in een verminderde longfunctie. Lange-termijn-blootstelling kan leiden tot verhoogde gevoeligheid voor infecties aan de luchtwegen (EEA, 2013).

De belangrijkste bron van  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) in Vlaanderen is het verkeer. Het weg-, vlieg- en scheepvaartverkeer is samen verantwoordelijk voor 61% van de totale Vlaamse uitstoot in 2011 (VMM, 2012). Het gevormde  $\text{NO}$  wordt snel geoxideerd tot  $\text{NO}_2$ -gas. Figuur 5 geeft aan dat hoge jaargemiddelde concentraties van  $\text{NO}_2$  vooral rond de drukke verkeersassen en de stadsperiferie en -centra te verwachten zijn. Daar wordt de jaargemiddelde grenswaarde voor de volksgezondheid ( $40 \mu\text{g m}^{-3}$ ) (EU air qualitative directive 2008) niet gerespecteerd. Op deze verkeersgebonden plaatsen is de vraag naar de ESD het hoogst.

Wanneer de ruweheidskaart met de  $\text{NO}_2$ -kaart geconfronteerd wordt, is er voornamelijk sprake van overlap in de (voor)stedelijke context. De aanwezigheid van bebouwing (vooral afwisseling van hoog- en laagbouw), stadsparken, stadstuinen, e.a., vormen potentieel geschikte depositieoppervlaktes. De feitelijke neerslag van  $\text{NO}_2$  in een bebouwde omgeving hangt echter ook sterk af van de oppervlakte eigenschappen van de bebouwing/bouwmaterialen. Bij beton is er totaal geen depositie van  $\text{NO}_2$  te verwachten. Aanwezigheid van groenelementen, in het bijzonder loofbomen (met hogere stikstofbehoefte) in stadsparken, kan de opname van  $\text{NO}_2$  bespoedigen. Vermits  $\text{NO}_2$  enkel via de huidmondjes wordt opgenomen, is de depositiesnelheid zeer beperkt. Bij loofbomen bedraagt de depositiesnelheid  $1-2 \text{ mm s}^{-1}$ . Meer reactieve stikstofcomponenten zoals  $\text{HNO}_3$  en  $\text{NH}_3$ , worden veel beter afgevangen (bijkomende neerslag op bladoppervlakte), waardoor hun depositiesnelheid verschillende  $\text{cm s}^{-1}$  kan bedragen. Bij de inplanting van laanbomen moet



bovendien rekening gehouden worden met het optreden van 'street canyon' -effecten<sup>21</sup> (Vos et al., 2013; VMM, 2013). Langs drukke stadswegen kan de aanwezigheid van bomenrijen de luchtconcentratie van NO<sub>2</sub> met 20% versterken (Vos et al., 2013).

Langs drukke verkeersassen nabij woonkernen kan geopteerd worden voor de aanplanting van groenelementen, ook al staat de effectiviteit van deze maatregel ter discussie (Pronk et al., 2013; Wesseling et al., 2004). Dat komt omdat de permanente opname van NO<sub>2</sub> beperkt is t.o.v. de uitstoot door het verkeer. De concentratieafname bedraagt maximum enkele percenten. Wanneer groenelementen langs snelwegen en hot-spots van NO<sub>2</sub>-emissie geplant worden, bestaat het risico dat het groenelement de windsnelheid dempt, waardoor de emissie minder met lucht wordt gemengd. Het netto-effect is een verhoging van de concentratie op korte afstand achter het groenelement (Wesseling et al., 2004).

## **PM<sub>10</sub>**

De huidige concentraties PM<sub>10</sub>, waaraan zowel de stedelijke als de plattelandsbevolking worden blootgesteld, hebben schadelijke effecten op de gezondheid (MIRA, 2007). Chronische blootstelling aan PM verhoogt het risico op het ontwikkelen van cardiovasculaire en respiratoire ziektes, evenals longkanker (EEA, 2013). Er is ook evidentie voor korte-termijn-effecten van PM op de volksgezondheid (WHO, 2013).

De bijdrage van gasvormige emissies tot secundaire PM<sub>10</sub> vorming is voornamelijk toe te schrijven aan transport (40%), landbouw (25%) en industrie (18%). Wanneer enkel primair PM<sub>10</sub> beschouwd wordt, bedragen de aandelen van deze sectoren in de emissie respectievelijk 26, 39 en 24% (MIRA, 2013). Hogere concentraties worden voornamelijk gemeten in het westelijke deel van Vlaanderen samen met hot-spots Gent en Antwerpen (zowel stad als zeehaven/kanaalzone) en de Brusselse agglomeratie (figuur 6). Er is tevens een duidelijke gradiënt van west naar oost, met lagere concentraties in het oostelijk gedeelte. De jaarrichtwaarde van 40 µg m<sup>-3</sup>, opgelegd in de Luchtdirective (2008)<sup>22</sup> wordt sinds 2008 op de meeste plaatsen gerespecteerd (MIRA, 2012). De strengere jaarrichtwaarde van 20 µg m<sup>-3</sup>, opgelegd door de Wereldgezondheidsorganisatie (WGO), wordt vrijwel overal overschreden. Er is wetenschappelijke evidentie dat er geen veilige drempel voor blootstelling aan PM bestaat (WHO, 2013).

Voor de captatie van PM<sub>10</sub> is vooral naaldbos geschikt (Beckett et al., 2000; Saebo et al., 2012; Broekx et al., 2013). De kengetallen voor de afvang van fijn stof zijn zeer uitlopend, zowel wat de afvanghoeveelheden als wat de droge depositiesnelheden betreft. In tabel 2 is de bovengrens gebaseerd op de aanname dat er geen resuspensie van fijn stof plaatsvindt, hetgeen echter zelden het geval is. Zo wordt voor naaldbos een jaarlijkse maximum afvang van 127 kg PM<sub>10</sub> ha<sup>-1</sup> gebruikt. Hewitt (2010) gebruikt voor bosgebieden in de West Midlands (UK) echter veel lagere cijfers (1-10 kg PM<sub>10</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>). Nowak et al. (2006) hanteren cijfers voor stedelijk bos tussen 26 en 36 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>. De gemiddelde depositiesnelheden voor fijne partikels (0.1-2.0 µm) zijn laag en variëren volgens Zhang et al. (2001) tussen 0.1 cm s<sup>-1</sup> (gras) en 0.7 cm s<sup>-1</sup> (naaldbos). Oosterbaan et al. (2006) hanteren voor PM<sub>10</sub>, depositiesnelheden tussen 0.33 cm s<sup>-1</sup> (gras) en 1.15 cm s<sup>-1</sup> (naaldbos).

Er is een rijkelijk aanbod van ruwheidselementen (in het bijzonder naaldbos) in het oostelijke deel van Vlaanderen, maar de vraag naar de ESD is er relatief lager. In een stedelijke omgeving met een hoge bevolkingsdichtheid en in kanaalzones/zeehavens (industriële activiteiten) is de vraag het hoogst, maar de mogelijkheden tot afvang (vooral via naaldbos) zijn er beperkt.

## **Ozon**

Ozon (O<sub>3</sub>) is een secundaire pollutant die op warme dagen onder invloed van zonlicht gevormd wordt op basis van de precursoren NO<sub>x</sub> en VOS (Vluchtige Organische Stoffen). Ozon wordt dus niet rechtstreeks uitgestoten, maar wordt in de omgevingslucht gevormd door fotochemische reacties in de atmosfeer (VMM, 2013).

Hoge O<sub>3</sub> concentraties in de lucht kunnen leiden tot respiratoire gezondheidsproblemen zoals ademhalingsproblemen, astma, verminderde longfunctie en andere longziekten. Korte-termijnstudies tonen aan dat de huidige zomerconcentraties in Europa tot een grotere mortaliteit

<sup>21</sup> Aanwezigheid van vegetatie langs het stedelijk wegennet kan tot verhoogde pollutantconcentraties leiden ten gevolge van verminderde ventilatie.

<sup>22</sup> Richtlijn 2008/50/EG van het Europees parlement en de raad van 20 mei 2008 betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa

en morbiditeit (ziektcijfer) kunnen leiden. Er is ook nieuwe bewijskracht dat ook lange-termijn-blootstelling aan ozon de gezondheid negatief kan beïnvloeden (WHO, 2013).

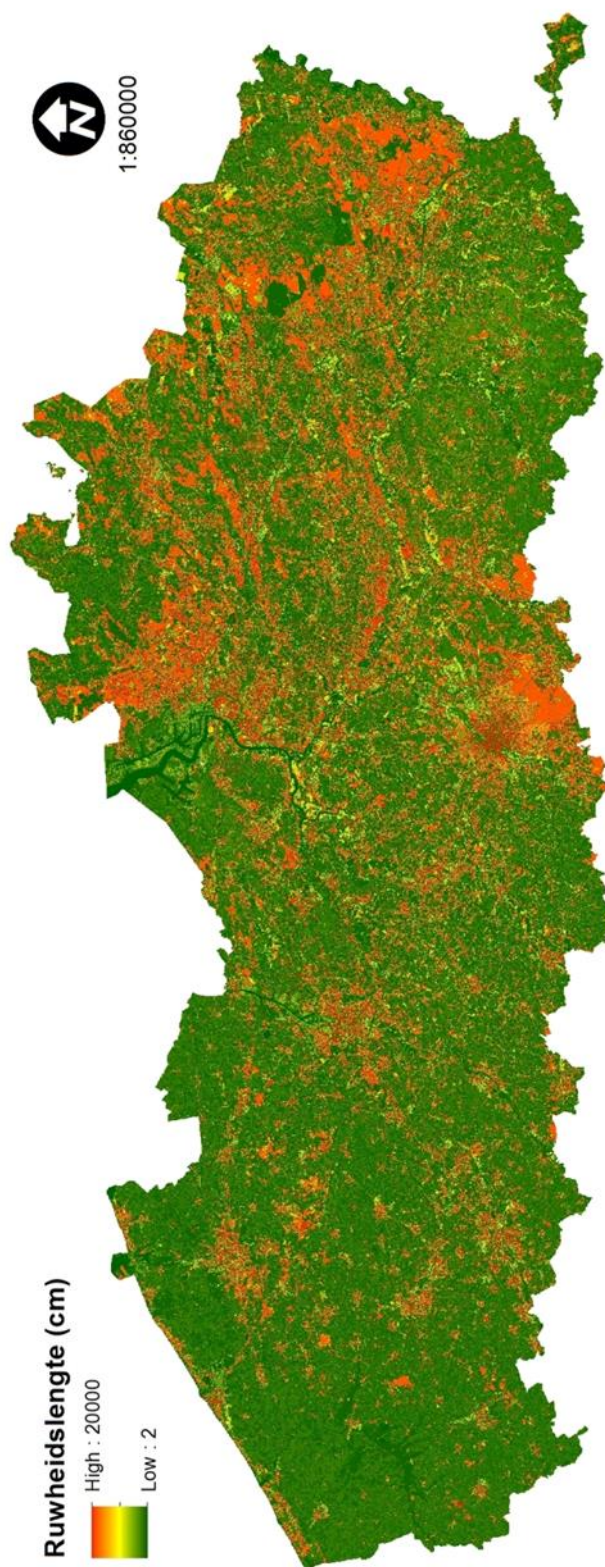
De jaargemiddelde luchtconcentratiekaart van ozon heeft een tegenovergesteld beeld als dit van NO<sub>2</sub> (figuur 7). Door de geringere titratie<sup>23</sup> door NO in landelijke omgeving, zijn de ozonconcentraties er hoger (Vranckx en Lefebvre, 2013). De grootste ozonoverlast (acute effecten naar volksgezondheid toe; aantal hoogste 8-uur gemiddelde > 120 µg m<sup>-3</sup>) wordt opgetekend in de provincie Limburg (VMM, 2013). In een stedelijke omgeving worden lagere ozonconcentraties gemeten (tot 10-15 µg m<sup>-3</sup>) ondanks het stedelijk hitte-eiland effect en de hogere concentraties van ozonprecursoren (NO<sub>x</sub>).

Voorals bosbestanden met den en berk in het oostelijk deel van Vlaanderen overlappen met de luchtconcentratiekaart van ozon. Ozon kan via de huidmondjes opgenomen worden en kan tevens geneutraliseerd worden door uitgestoten monoterpenen (quenching van ozon). Deze bosbestanden komen vrij veel voor in Limburg (waar de grootste ozonoverlast genoteerd wordt), waardoor er wel een gebruik van de ESD is, maar omdat deze regio dunner bevolkt is, genieten er minder mensen van de ESD mee. In een stedelijke omgeving zou de doelgroep veel omvangrijker zijn, maar de vraag (luchtconcentratie) is er minder uitgesproken.

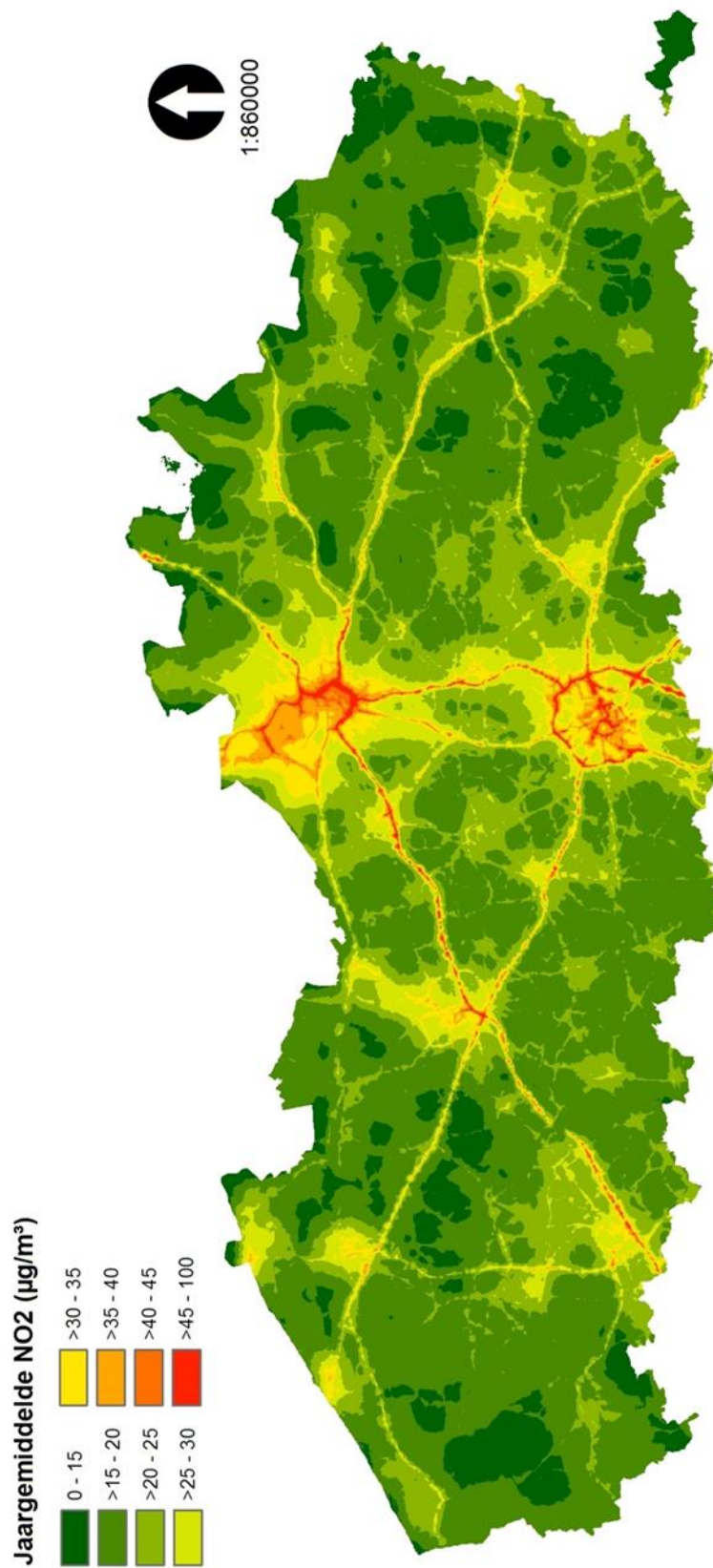
**Tabel 2.** Kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurtypes (Broekx et al., 2013), op basis van Oosterbaan (2011). Hoge kwalitatieve score komt overeen met hoge potentiële afvang. De maximum hoeveelheid houdt geen rekening met resuspensie.

Vegetatietype	Kwalitatieve score	Hoeveelheid min (kg/ha)	Hoeveelheid max. (kg/ha)	Waarde (€/kg)
kusthabitats en estuaria zonder vegetatie	1	0	0	54
kusthabitats en estuaria met lage vegetatie	3	18	36	54
kusthabitats en estuaria met bosvegetatie	6	36	73	54
bloem- en soortenrijke graslanden en ruigten	3	18	36	54
loofbossen zonder ondergroei	6	36	73	54
loofbossen met ondergroei	7	44	88	54
naaldbossen	10	63	127	54
heide en landduinen	3	18	36	54
riet	4	22	50	54
water	1	0	0	54
overige moerassen	3	18	36	54
rivieren en stilstaande wateren	1	0	0	54
weiland	3	18	36	54
akkerland	2	6,4	12	54
haag, struikengroep, erfbeplanting	2	12	24	54
bomenrij, bomengroep, houtwal, boomgaard,	6	36	54	54
rietkraag	4	22	50	54
knotbomenrij	4	25	50	54

<sup>23</sup> Het fotochemisch evenwicht tussen ozon en stikstofdioxide wordt sterk beïnvloed door de eventueel overmatige aanwezigheid van stikstofmonoxide (NO). Hoe groter de voorraad aan NO, hoe sterker er afbraak (titratie) van ozon door NO zal plaatsvinden.

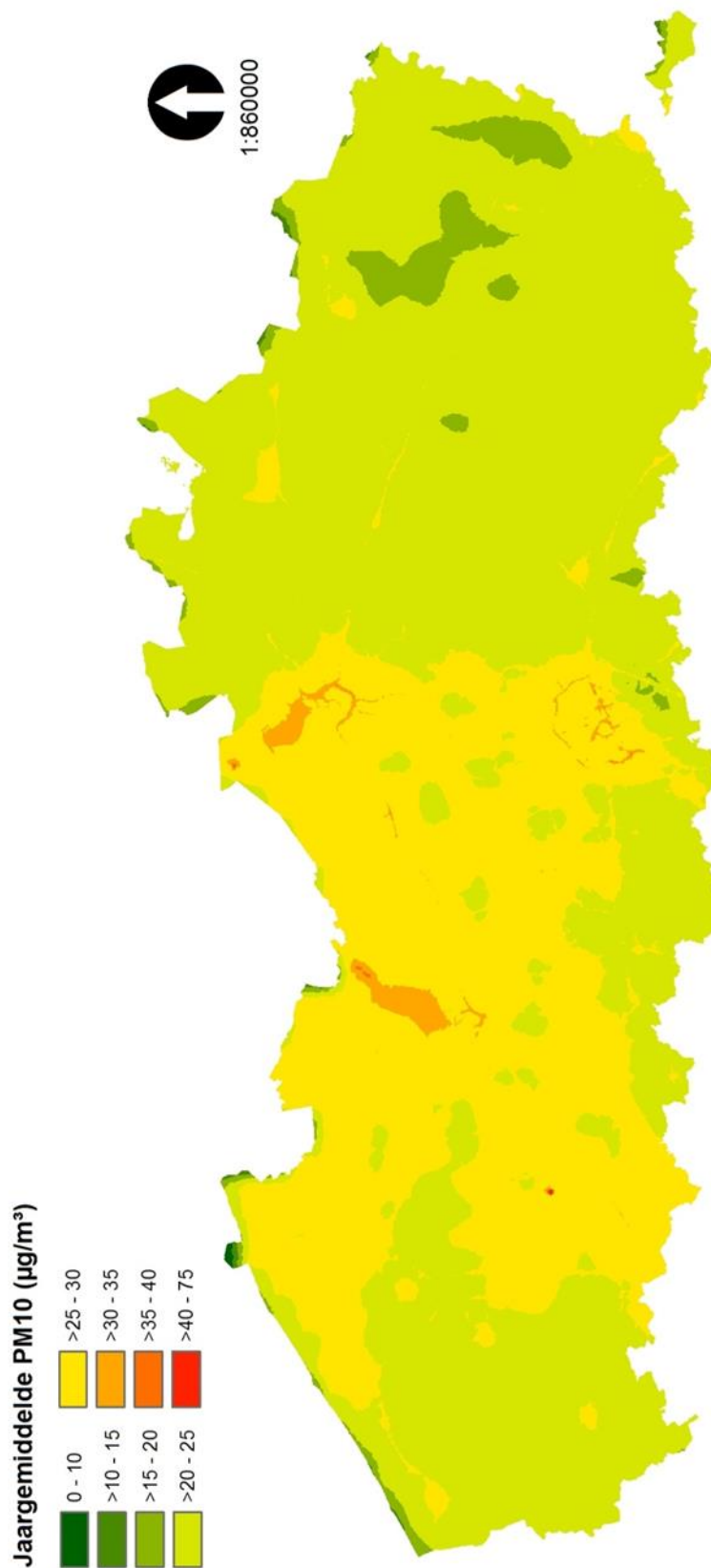


**Figuur 4.** *Ruweidsskaart van Vlaanderen en het Brussels Gewest (ruweidslengte in cm).*



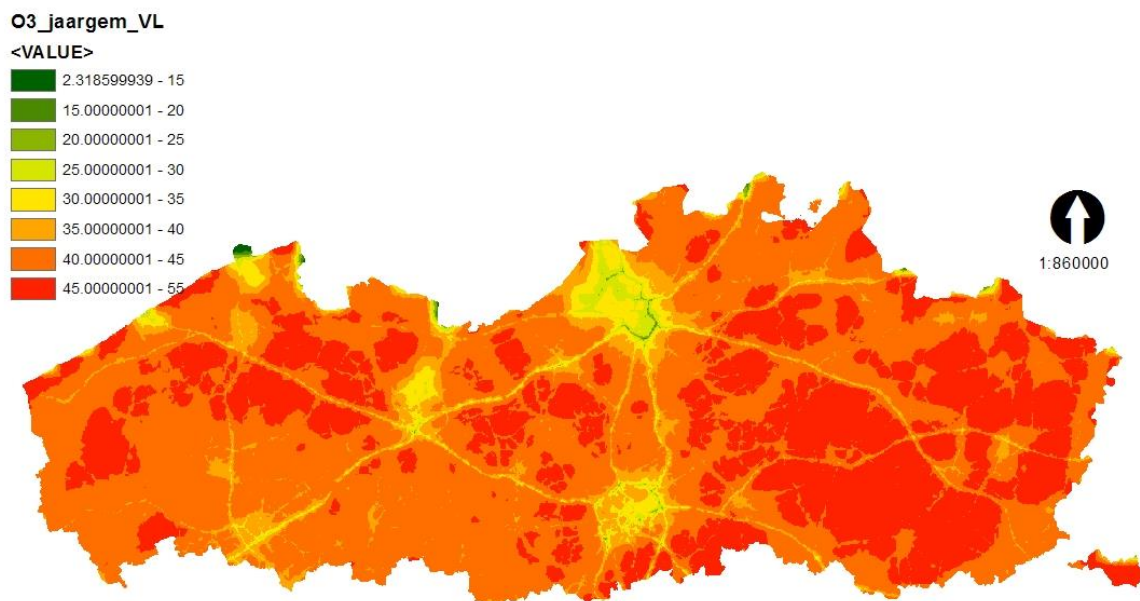
**Figuur 5.** Jaarlijkse gemiddelde luchtconcentratie van NO<sub>2</sub> (µg m<sup>-3</sup>) gemodelleerd via RIO-IFDM voor het jaar 2009 (Vrankx en Lefebvre, 2013)





**Figuur 6.** Jaarlijkse gemiddelde luchtconcentratie van  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) gemodelleerd met RIO-IFDM voor het jaar 2009 (Vranckx en Lefebvre, 2013)





**Figuur 7.** Jaarlijkse gemiddelde luchtconcentratie van  $O_3$  ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) gemodelleerd met RIO-IFDM voor het jaar 2009 (Vranckx en Lefebvre, 2013)

## 3. Trend van de ESD

### 3.1. Trends aanbod

De bosoppervlakte is het resultaat van bebossing en ontbossing. Omwille van het gebruik van uiteenlopende methodes bij het berekenen van de bosoppervlakte en omwille van de onduidelijkheid over de ontboste oppervlakte, is het niet mogelijk de trend cijfermatig te onderbouwen. Bosuitbreiding wordt gestimuleerd in het MINA-plan 4 en het Ruimtelijke Structuurplan Vlaanderen en kan zowel gerealiseerd worden in een stedelijke als landelijke omgeving. Om de leefbaarheid van de steden in Vlaanderen te verhogen, wil de Vlaamse overheid onder meer zorgen voor meer toegankelijke bossen nabij stedelijke gebieden. Sedert 2010 neemt het aantal stedelijke gebieden met een stadsbos of een opgestart stadsbosproject toe. In 2012 bezat 62% van de 56 groot- en kleinstedelijke gebieden een stadsbos of was er een stadsbosproject opgestart ([www.natuurindicatoren.be](http://www.natuurindicatoren.be)). De aanwezigheid van meer bos kan in de stedelijke omgeving een groter aanbod aan luchtzuiverend vermogen ( $O_3$ ,  $PM_{10}$ ,  $NO_x$ ) creëren. In een meer landelijke omgeving kan getracht worden om bestaande boskernen uit te breiden of bosverweving te realiseren. Vanaf 1997 is het mogelijk om landbouwgronden (al dan niet tijdelijk) gesubsidieerd te bebossen.

Voor het verhogen van de ESD speelt niet alleen de oppervlakte bos een rol, maar ook de ouderdom, de structuur en de samenstelling van het bosbestand samen met haar vitaliteit. Oudere bossen hebben een hoger luchtzuiverend vermogen dan jongere. Naarmate een bos ouder wordt, neemt de hoeveelheid biomassa toe, waardoor er meer ingevangen kan worden (Houben et al, 2006). Ook zal in veel gevallen de ruwheid van het kronendak groter worden. Dit wordt veroorzaakt door de toename in de bestandshoogte, de toenemende differentiatie in boomhoogtes en het ontstaan van open plekken in het bos door het omwaaien of afsterven van bomen of door menselijke ingrepen. De Vlaamse bossen bestaan voor 2/3 uit jonge bosbestanden met één dominante boomsoort. Grove den, Corsicaanse den en populier vormen in deze homogene bossen de belangrijkste soorten. In 72% van ons bosareaal zijn de bomen jonger dan 60 jaar (brochure beheervisie, 2001). De aanwezigheid van jonge, homogene, eenvormige bosbestanden is niet optimaal voor het optimaal vervullen van de ESD. De nieuwe bosinventarisatie (afwerking voorzien tegen 2020) zal meer informatie opleveren over de evolutie van de samenstelling en de leeftijds- en bestandstructuur van het bosareaal. Zoals reeds aangegeven speelt ook de vitaliteit een belangrijke rol. Een hoger blad- of naaldverlies leidt tot een lagere leaf area index. Dit impliceert een verminderde oppervlakte voor stomataire opname en interceptie op de kroon. De stomataire opname kan verder verlaagd worden door stomataire sluiting als bescherming tegen overdadig waterverlies tijdens droogtestress. Bossen met een hoog bladverlies en onderhevig aan droogtestress, zullen dus hun rol als luchtfilteraar minder goed kunnen vervullen. Van de populieren, zomereiken en 'overige loofboomsoorten' is meer dan een kwart beschadigd (Sioen en Roskams, 2012). Het percentage beschadigde bomen is het hoogst bij populier, evenals het gemiddeld bladverlies. De lage vitaliteit bij populier is voor de ESD van minder belang vermits hoogproductieve bossen op basis van populier een lagere bijdrage tot de ESD leveren (lage ruwheidslengte). Wat de naaldboomsoorten betreft, vertonen de Corsicaanse dennen gemiddeld meer naaldverlies dan de grove dennen. Er wordt verondersteld dat oude bomen minder vitaal zijn, maar dit blijkt niet uit het percentage bladverlies (Sioen en Roskams, 2012).

Naast de aanwezigheid van bos, speelt ook de bebouwing een belangrijke rol in de ruwheid van het landschap. In 2011 bestond 27% van Vlaanderen (3593 km<sup>2</sup>) uit bebouwde gronden en aanverwante gebieden (o.a. woningen, wegen, stortplaatsen, stadsparken, tuinen). Tussen 1990 en 2011 nam de bebouwde oppervlakte met 25% toe, vooral ten voordele van de woningbouw (Overloop et al., 2013).

## 3.2. Trends vraag

### 3.2.1. Emissies

Uit het MIRA-indicatorenrapport (2012) kan men besluiten dat de binnenlandse emissie van NMVOS (periode 1990-2011: - 65%), zware metalen (daling afhankelijk van de sector) en SO<sub>2</sub> (periode 1990-2011: - 85%) sinds 2000 dalende trends volgen. De NH<sub>3</sub>- en NO<sub>x</sub>-emissies daalden in de periode 1990-2011 met respectievelijk 53% en 46%. De emissie van NO<sub>x</sub> blijft echter te hoog terwijl de NH<sub>3</sub>-emissie de laatste jaren stagneert. De emissie van dioxines en PAK's blijft onveranderd. Het verder reduceren van deze kankerverwekkende stoffen blijft dus nog altijd belangrijk. Voor wat betreft primair fijn stof (TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, EC) zijn de emissies de laatste jaren eerder gestagneerd na een forse daling in de jaren 90. De emissies van fijn stofprecursoren (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>) is in de periode 1995-2009 met meer dan de helft gedaald, terwijl de emissie van de voorloperstoffen van ozon tussen 1990 en 2011 met 54% is afgenomen.

### 3.2.2. Luchtconcentraties

Voor wat betreft PM<sub>10</sub> wordt vastgesteld dat de jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-concentraties minder sterk afnemen na een aanvankelijke scherpe daling in de jaren 90 (MIRA, 2012). Sinds 2008 wordt opnieuw een lichte verbetering vastgesteld. Het verloop van de PM<sub>10</sub>-concentraties worden sterk beïnvloed door meteorologische omstandigheden. Het verloop van de jaargemiddelde concentraties van PM<sub>2,5</sub> is vergelijkbaar met dit van de PM<sub>10</sub>-fractie.

De gemiddelde omgevingsconcentraties van benzeen<sup>24</sup> namen vooral af in de stedelijke omgeving (milieurapport indicatoren, 2012), maar de benzeenconcentratie blijft er wel hoger dan in industriële en niet-stedelijke gebieden. De blootstelling aan benzeen is nog altijd verhoogd bij o.a. het tanken van brandstof, maar de Europese doelstelling wordt wel gerespecteerd. Tussen 2003 en 2011 evolueerde de concentratie aan zware metalen in de lucht op de meeste VMM-metposten gunstig, maar toekomstige Europese streefwaarden voor As, Cd en Ni werden lokaal nog overschreden. Voor PAK's en dioxines is er blijvende aandacht voor de volksgezondheid nodig.

Voor wat betreft de jaargemiddelde NO<sub>2</sub>-concentraties wordt na 2003 een lichte daling opgetekend. Ze zijn nog steeds het hoogst in de stedelijke meetstations. Voor ozon wordt een toename in de achtergrondconcentraties vastgesteld. De verminderde emissie van ozonvoorloperstoffen in Europa heeft in de eerste plaats geleid tot verminderde overschrijding van bepaalde drempelwaarden van ozon (peak shaving) (VMM, 2013). De jaarlijkse gemiddelde concentratie neemt echter toe. Het aantal dagen met een hoogste 8 uren gemiddelde > 120 µg m<sup>-3</sup>, ligt nog altijd boven de EU-lange-termijn-doelstelling (geen enkele dag overschrijding).

### 3.2.3. Deposities

De potentieel verzurende en vermestende depositie neemt sinds 1992 duidelijk af in de bosproefvlakken van het Vlaamse INBO-bosbodemmeetnet (Verstraeten et al., 2012). De afname in potentieel verzurende depositie (som van NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> en SO<sub>4</sub>), gecorrigeerd voor het neutraliserend effect van Bc (Bc: Ca K Mg) in de periode 1994-2010, varieert tussen de 56 en 127 mol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>. Dit is voornamelijk toe te schrijven aan de daling van de zwaveldepositie (- 50 tot 75%) als gevolg van de succesvolle uitvoering van de twee zwavelprotocols (Helsinki 1985, Oslo 1994) en het multi-effect Gotenburg protocol (1999) binnen de LRTAP conventie (Vestreng et al., 2007). De jaarlijkse afname van de stikstofdepositie (anorganisch stikstof) ligt in dezelfde periode tussen 0.7 en 1.1 kg N ha<sup>-1</sup>. Dit is voornamelijk toe te schrijven aan een daling in de depositie van ammonium stikstof, wat gerelateerd is aan landbouwactiviteiten. De sterke daling in de depositie van ammoniumstikstof is het gevolg van minder ammoniakemissie (daling van de veestapel, toenemende mestverwerking en daling van het kunstmestgebruik), maar wordt mee versneld door een verminderde codepositie met zwaveldioxide. De depositie van nitraat-stikstof (bv. NO<sub>x</sub> door het verkeer) bleef daarentegen nagenoeg onveranderd. Ondanks de daling in de deposities, neemt de buffercapaciteit van de bosbodems nog steeds af, weliswaar aan een lagere snelheid vergeleken met 20 jaar geleden.

De forse daling in de stikstofdepositie in Vlaanderen komt overeen met de depositietrends gemodelleerd door het OPS-model. In 2009 bedroeg de gemiddelde stikstofdepositie in Vlaanderen 26 kg ha<sup>-1</sup>. Sinds 1990 zou de depositie met ca. 17 kg N ha<sup>-1</sup> afgenomen zijn. De gemodelleerde verzurende depositie (NO<sub>y</sub> + SO<sub>x</sub> + NH<sub>x</sub>) nam in Vlaanderen met meer dan de helft af tussen 1990 en 2009 (van 5300 naar 2401 mol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup>) of een gemiddelde afname van 152 mol<sub>c</sub> ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>.

<sup>24</sup> een kankerverwekkend niet-methaan vluchtige organische stof (NMVOS)

### 3.3. Trends gebruik

De trend van het gebruik (aanwezigheid bos, bebouwing) kan moeilijk ingeschat worden, omdat het luchtzuiverend vermogen van bepaalde landgebruiksklassen voor de verwijdering van een aantal pollutanten uit de atmosfeer onzeker of onbekend is (zie 8. Kennislacunes). Door de toename van de bebouwing en de toename in leeftijd (bosbestandshoogte) van het bosareaal, is het aanbod waarschijnlijk wel toegenomen, maar voor een aantal pollutanten zoals de SO<sub>2</sub>-concentratie (zwaveldepositie), lood en benzeen is de vraag teruggevallen (EEA, 2013). Er is dus minder gebruik van de ESD voor deze pollutanten. Voor andere zware metalen bestaat er nog steeds een gezondheidsrisico, ondanks de dalende concentraties en is het gebruik van de ESD nog steeds relevant. Problemen met zware metalen in de lucht zijn eerder beperkt tot lokale gebieden in de wind afwaartse sector van de betrokken bedrijven (Van Steertegem, 2012).

Voor de overige pollutanten zoals NO<sub>x</sub> en fijn stof (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, UFP, EC) blijft het gebruik ongewijzigd, omdat de luchtconcentraties slechts traag afnemen en normen nog niet gehaald worden. De WGO en de CAFE (*Clean Air For Europe*) werkgroep bevestigen bovendien dat er geen drempelwaarde is voor effecten gerelateerd aan fijn stof. Het gezondheidsrisico wordt enkel weggenomen bij een blootstelling aan 0 µg m<sup>-3</sup> (Buekers et al., 2012). Ook voor een aantal kankerverwekkende stoffen zoals dioxines en (nitro-) PAK's is er blijvende aandacht voor de volksgezondheid nodig en blijft het gebruik van de ESD belangrijk. Vermits er een stijgende trend bestaat voor de jaargemiddelde ozonconcentraties en het aantal dagen met de hoogste 8 uurswaarden van 100 µg m<sup>-3</sup> per dag (norm WGO) nog ruimschoots overschreden worden (VMM, 2013), kan er gewag gemaakt worden van een toegenomen gebruik van de ESD.

## 4. Drivers voor vraag en aanbod van de ESD

### 4.1. Mechanisme Indirecte drivers

#### 4.1.1. Demografische en economische drivers

Demografische en economische drivers verhogen de vraag naar de ESD. Wanneer de bevolking aangroeit en de economie op volle toeren draait, zal ook de verkeersactiviteit verhogen (toename wagenpark), wat kan bijdragen tot verhoogde emissies (PAK's, EC, PM<sub>2.5</sub>). Bij aangroei van de bevolking zal ook de vraag naar woningen toenemen. Meer huishoudens hebben ook gevolgen voor de emissie van dioxines, PAK's en NMVOS. Veroudering van de bevolking leidt eveneens tot een toegenomen vraag naar de ESD, omdat de bevolkingsgroep van ouderen gemiddeld gevoeliger is voor blootstelling aan polluenten.

Een gestegen budget bij hogere welvaart speelt sterk in op de vraagzijde. Meer luchtverontreiniging wordt verwacht doordat er meer vraag kan zijn naar luxeproducten, transportmiddelen, energie, bijkomende woningen en vlees. Indien er een groter budget vrijkomt voor ontspanning kan dit geïnvesteerd worden in bv. buitenlandse reizen, waardoor ook de vraag naar de ESD in het buitenland kan toenemen.

Door de toegenomen vraag naar energie en de hoge prijs van fossiele brandstoffen wordt meer beroep gedaan op hout als hernieuwbare brandstof (energiehout). Houtverbranding versterkt echter de fijn stof emissies (in tegenstelling tot verbranding van aardgas). Tijdens de wintermaanden draagt aerosol gevormd door onvolledige verbranding, voor gemiddeld 10% bij tot de PM<sub>10</sub>-fractie (VMM, 2013). Bij verbranding van hout in kachels met hoger rendement (bv. 90-95 % door gebruik van twee verbrandingskamers, pelletkachel of-kegel) kan de uitstoot beperkt worden.

Meer bebouwing (zowel woningen als industriegebouwen) zorgt voor een grotere vraag naar grondstoffen waaronder hout. Gezien het relatief beperkte aandeel van de houtproductie uit Vlaamse bossen in het totale verbruik van hout in Vlaanderen, zijn er weinig gevolgen voor het aanbod van de ESD (zie ESD houtproductie). Door de grotere vraag naar invulling van woonzones en industrieterreinen, neemt de druk op de open ruimte echter toe. Zonevreemde bossen kunnen zo onder druk komen te staan. Beide drivers gaan het aanbod van de ESD eerder verlagen.

#### 4.1.2. Sociopolitieke drivers

De sociopolitieke drivers bepalen in belangrijke mate de vraag van de ESD. Deze zijn erop gericht om de luchtkwaliteit te verbeteren teneinde de gezondheidsrisico's voor de bevolking te verminderen. Ze leiden er dus toe dat de vraag naar de ESD verlaagd wordt. Richt- en grenswaarden voor bescherming van de volksgezondheid worden zowel gedefinieerd in Europese richtlijnen als door de WGO. Men maakt onderscheid tussen waarden voor chronische blootstelling (jaargemiddelden die bescherming op lange termijn nastreven) en acute toxiciteit waarbij dag- of (meerdere) uurgemiddelde normen of maxima moeten gerespecteerd worden. Daarnaast onderscheidt men ook grens- en streefwaarden. Uiteraard kan een luchtkwaliteitsverbetering ook gerealiseerd worden door het uitvaardigen van normen voor bescherming van (bouw)materialen, ecosystemen of binnen het wetgevend kader van bescherming van grond- en oppervlaktewateren zoals de Europese Nitraatrichtlijn (bv. injecteren mest) of Kaderrichtlijn water.

##### 4.1.2.1. Wetgeving die de vraag naar de ESD verlaagt

###### a) UN/ECE

Op 30 november 1999 werd binnen de Conventie van Genève het Protocol van Göteborg aangenomen, waarin voor elke partij een maximaal emissieniveau (emissieplafond) is vastgesteld voor de vier belangrijkste polluenten die verzuring, eutrofiëring of de vorming van ozon op leefniveau veroorzaken: zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>), stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>), vluchtige organische stoffen (VOS) en ammoniak (NH<sub>3</sub>). Deze plafonds moesten vanaf 2010 worden nageleefd, wat niet het geval was voor NO<sub>x</sub>. Op 4 mei 2012 werd een akkoord bereikt over de herziening van dit protocol en werd een belangrijke stap gezet in de aanpak van bovenvermelde luchtverontreiniging. In het herziene protocol zijn niet alleen reductiedoelstellingen opgenomen voor bovenvermelde polluenten, maar werd ook een doelstelling voor fijn stof (PM<sub>2.5</sub>) opgenomen. De herziene



objectieven hebben tot doel om in de EU tegen 2020 volgende emissiereducties te bereiken t.o.v. 2005: 60% voor SO<sub>2</sub>, 40% voor NO<sub>x</sub>, 30% voor VOS, 6% voor NH<sub>3</sub> en 20% voor PM<sub>2.5</sub>.

## b) EU

Naast het opleggen van richt- of streefwaarden voor luchtconcentraties of het uitvaardigen van nationale emissieplafons, probeert de EU de luchtkwaliteit ook te verbeteren door de emissie te reguleren voor bepaalde bronnen of sectoren (via richtlijnen en internationale conventies). Dit gebeurt door het opleggen van emissiestandaarden voor bv. verkeeremissie en door eisen te stellen aan de productkwaliteit (bv. samenstelling van brandstof) en beste beschikbare technieken (BBT) te promoten (zie EEA, 2013). De belangrijkste EU-richtlijnen worden hieronder weergegeven:

### I. NEC-richtlijn

De EU werkt aan een eigen strategie voor de bestrijding van verzuring, vermisting en ozonvorming: **NEC (National Emission Ceilings)-richtlijn (Richtlijn 2001/81/EG)**. Dit kadert in de Thematische Strategie inzake Luchtverontreiniging, aangekondigd binnen het 6<sup>de</sup> "Environmental Action Programme". De herziening van de NEC-richtlijn met strengere emissieplafonds voor 2020 is nog niet gebeurd. Ook fijn stof zal mee opgenomen worden. De Belgische emissieplafonds werden opgesplitst in 4 subplafonds voor 2010.

**II. Europese Kaderrichtlijn Lucht uit 1996:** handelt over de beoordeling en het beheer van de luchtkwaliteit. De kaderrichtlijn is uitgebreid met vier dochterrichtlijnen:

- de eerste dochterrichtlijn 1999/30/EG van 22 april 1999 betreffende grenswaarden voor zwaveldioxide, stikstofdioxide en stikstofoxiden, zwevende deeltjes en lood in de lucht;
- de tweede dochterrichtlijn 2000/69/EG van 16 november 2000 betreffende grenswaarden voor benzeen en koolstofmonoxide in de lucht;
- de derde dochterrichtlijn 2002/3/EG van 12 februari 2002 betreffende ozon in de lucht;
- De vierde dochterrichtlijn Lucht (2004/107/EG) betreffende arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (uitvaardigen Europese streefwaarden).

**III. Richtlijn 2008/50/EG van het Europees Parlement en de Raad** van 20 mei 2008 betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa. Deze nieuwe richtlijn 2008/50/EG is de integratie van:

- de kaderrichtlijn lucht (hierboven vermeld);
- de eerste drie bovenvermelde dochterrichtlijnen, die onder meer lood (grenswaarde in PM<sub>10</sub>), ozon, zwaveldioxide, stikstofdioxide en PM<sub>10</sub>-stof regelen;
- de beschikking betreffende de onderliggende uitwisseling van informatie.

De Europese richtlijn 2008/50/EG definieert grenswaarden voor de concentratie fijn stof (PM<sub>10</sub>) in de omgevingslucht. De daggrenswaarde van 50 µg m<sup>-3</sup> mag niet meer dan 35 keer per jaar worden overschreden en het jaargemiddelde dient onder de 40 µg m<sup>-3</sup> te blijven. De WGO definieert als dagrichtwaarde ook 50 µg m<sup>-3</sup>, maar beperkt het aantal overschrijdingen tot drie keer per jaar en beperkt de jaarrichtwaarde tot 20 µg m<sup>-3</sup>. De Richtlijn 2008/50/EG stelt ook grens- en streefwaarden in voor de jaargemiddelde concentratie van PM<sub>2.5</sub>, die een stuk hoger liggen dan de strengere WGO-gezondheidsrichtwaarde (20-25 µg m<sup>-3</sup> versus 10 µg m<sup>-3</sup>).

De Europese doelstellingen voor de bescherming van de volksgezondheid tegen blootstelling aan verhoogde ozonconcentraties (2008/50/EG), zijn gebaseerd op mogelijke schadelijke effecten van ozon boven een bepaalde drempel. Het hoogste 8-uur gemiddelde per dag mag gemiddeld over drie jaar niet meer dan 25 maal per jaar de streefwaarde van 120 µg m<sup>-3</sup> overschrijden (middellange termijn doelstelling 2010). De aanbeveling van WGO is strenger: 100 µg m<sup>-3</sup> voor het hoogste 8-uurgemiddelde van een dag. Deze concentratie zou voldoende bescherming bieden voor de volksgezondheid, alhoewel er ook nog negatieve effecten kunnen voorkomen onder deze richtwaarde. De informatie- en alarmdrempel zijn binnen de Europese richtlijn op resp. 180 en 240 µg m<sup>-3</sup> ingesteld.

Om de schadelijke gevolgen van te hoge NO<sub>x</sub>-concentraties voor de gezondheid van de mens zoveel mogelijk te voorkomen of te verminderen, legt de Europese Richtlijn Luchtkwaliteit (2008/50/EG) een NO<sub>2</sub>-jaargrenswaarde op van 40 µg m<sup>-3</sup> en een uurgrenswaarde van 200 µg m<sup>-3</sup>

die niet vaker dan 18 keer per kalenderjaar mag overschreden worden. De alarmdrempel is ingesteld op  $400 \mu\text{g m}^{-3}$  (gedurende 3 opeenvolgende uren). De WGO voorziet geen alarmdrempel, maar de uurgrenswaarde van  $200 \mu\text{g m}^{-3}$  mag nooit overschreden worden.

De Europese richtlijn 2008/50/EG legt verder een grenswaarde op voor de jaargemiddelde concentratie van benzeen. In VLAREM II is er voor benzeen ook een daggrenswaarde opgenomen. De WGO verklaart echter dat er geen veilig niveau van benzeenblootstelling kan vastgesteld worden.

### **c) Vlaamse regering**

Met het doel de EU-luchtkwaliteitsnormen voor  $\text{NO}_2$  te halen tegen uiterlijk 2015, keurde de Vlaamse regering op 30 maart 2012 het luchtkwaliteitsplan goed. Omdat  $\text{NO}_2$  voor een belangrijk aandeel veroorzaakt wordt door het wegverkeer, richt het plan zich voornamelijk hierop.

In uitvoering van de Europese kaderrichtlijn luchtkwaliteit, werkte Vlaanderen reeds een globaal Vlaams fijn stof plan uit en actieplannen voor de Gentse Kanaalzone en de stad Antwerpen samen met de Antwerpse haven. Hierin worden de maatregelen beschreven die kunnen en zullen genomen worden om ervoor te zorgen dat de luchtkwaliteit voldoet aan de vooropgestelde normen voor fijn stof. Dit omvat zowel generieke als specifieke maatregelen voor bepaalde sectoren of bedrijven.

In het Milieubeleidsplan 2011-2015 (MINA-plan 4) zijn emissiedoelstellingen opgenomen voor  $\text{PM}_{2.5}$ . Deze gelden voor transportemissies (sector transport uitgebreid met terreinvoertuigen en visserij) en voor stationaire bronnen. Er wordt gestreefd naar een maximale uitstoot van respectievelijk 2,3 kton en 6,0 kton tegen 2015. Voor stationaire bronnen werd de doelstelling van 6.0 kton in 2011 gehaald. Het is niet duidelijk of de maximale uitstoot van 2.3 kton door de transportsector tegen 2015 zal gehaald worden.

Op Vlaams niveau is er in VLAREM II sinds 6 maart 2007 een grenswaarde opgenomen voor cadmium in  $\text{PM}_{10}$ -stof. VLAREM II definieert grens- en richtwaarden voor lood, cadmium en thallium in de totale depositie.

Voor wat betreft de depositie van dioxines en PCB's zijn er geen wettelijke normen. De VMM past vanaf 2010 wel drempelwaarden toe in agrarische gebieden en woonzones, om gemeten deposities te kunnen beoordelen en te beslissen welke regio's extra aandacht verdienen. Deze drempelwaarden werden berekend op basis van een advies van het Europees Wetenschappelijk Comité voor menselijke voeding.

#### *4.1.2.2. Wetgeving die het aanbod van de ESD beïnvloedt*

### **a) EU**

#### **I. Habitatrichtlijn**

Na de Vogelrichtlijn uit 1979 werd in 1992 een tweede Europese richtlijn rond natuurbehoud uitgevaardigd. Deze Habitatrichtlijn is erop gericht de biologische diversiteit te garanderen door de natuurlijke Europese habitats en de wilde flora en fauna in stand te houden. De lidstaten moeten speciale beschermingszones aanduiden voor bepaalde habitats en soorten van communautair belang. Deze zones worden Habitatrichtlijngebieden genoemd of SBZ-H (speciale beschermingszones in het kader van de Habitatrichtlijn). Samen met de Vogelrichtlijn vormt de Habitatrichtlijn de pijler van de Europese wetgeving rond natuurbescherming.

De meeste habitattypes in Vlaanderen bevinden zich in een ongunstige staat van instandhouding (Louette et al., 2013). Om deze types tegen 2050 in een gunstige staat te krijgen, werden instandhoudingsdoelen opgesteld. Hierbij werd een lange-termijndoel voor Vlaanderen opgesteld. Deze Gewestelijke Instandhoudingsdoelen (G-IHD) werden via een maatschappelijk implementatieproces vertaald in Specifieke gebiedsdoelen (S-IHD). Deze S-IHD zijn een tweede maal vastgesteld door de Vlaamse regering op 21 oktober 2013.

De doelen houden op niveau Vlaanderen een netto uitbreiding in van habitattypes in de bossfeer van 6000 tot 9000 ha en een omvorming van bestaand bos van 27.000 tot 37.000 ha. Andere grote oppervlakte uitbreidingen voor Bijlage I-habitattypes worden toegekend aan estuaria (ca. 2500 ha), heiden en heischrale vegetaties (ca. 2500 tot 3000 ha) en graslanden (ca. 1000 tot 1500

ha). Deze habitautuitbreidingen worden deels gerealiseerd door effectieve uitbreiding, deels door omvorming. Niettegenstaande voor bepaalde doelstellingen omvormingen van bos naar open habitattypes mogelijk zijn, gebeurt een netto bosuitbreiding. Deze bosuitbreiding levert een positieve bijdrage aan de ESD. De omvorming is een genuanceerd verhaal. In functie van de luchtkwaliteit beschouwen we de omvormingen van bv. populierenaanplanting naar alluviaal bos als positief, de omvorming van naaldbos naar loofbos als neutraal (accentverschuiving van PM afvang naar gasvormige absorptie van stikstof) en de omvorming van open vegetatie naar bos als positief.

## **II. Groene infrastructuur**

De Commissie heeft de 'Green Infrastructure Strategy' gelanceerd om de ontwikkeling van groene infrastructuur in de EU in stedelijke en landelijke gebieden te promoten. Dit gebeurde in het kader van de EU biodiversiteitsdoelstellingen 2020. De 'Green Infrastructure' (GI) draagt bij tot alle andere doelstellingen van de EU Biodiversity strategy – in bijzonder de volledige implementatie van de Habitat- en Vogelrichtlijn (target 1) – en tot het onderhouden of versterken van de biodiversiteit in de buitengebieden en de mariene omgeving (targets 3 en 4). Het zal ook geïntegreerd worden in sectoren zoals landbouw, bosbouw, water, visserij, transport, energiesectoren, klimaatsverandering en -adaptatie, ....

Met 'Green Infrastructure' wordt niet alleen de ruimtelijke structuur van natuurlijke en halfnatuurlijke gebieden bedoeld, maar ook andere milieu-gerelateerde mogelijkheden die de EU-burgers toelaten om van haar multifunctionele diensten te genieten. Het onderliggende principe van de GI bestaat erin dat eenzelfde stuk land verschillende diensten kan bieden indien het zich in een gezonde staat bevindt. De groene infrastructuur is gebaseerd op natuurlijke en kunstmatige landelijke en stedelijke bouwstenen. Het beslaat ecologische netwerken door de vervlechting van het Natura 2000 Netwerk na te streven. De 'Green Infrastructure' omvat herbebossingsgebieden, groendaken, groene stedelijke gebieden, vismigratieroutes, herstel van uiterwaarden en potpolders/wachtbekkens, grasland met hoge natuurwaarde en bosgebieden. De vernieuwde belangstelling voor groen in landelijke en stedelijke gebieden is voordelig voor het aanbod van de dienst luchtkwaliteit.

### **b) Vlaamse regering**

Het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (RSV) bevat bindende bepalingen over de evolutie van het ruimtegebruik in Vlaanderen. Eén ervan is de uitbreiding van de oppervlakte planologisch bosgebied met 10.000 ha. Deze doelstelling werd onderschreven door het Vlaams Regeerakkoord van 2009. Daarnaast voorziet het RSV ook de realisatie van 10.000 ha ecologisch verantwoorde bosuitbreiding binnen de gebieden van de natuurlijke structuur. In de doelstellingen van Vlaanderen in Actie, Pact 2020, is opgenomen dat zowel de beboste oppervlakte als de kwaliteit ervan aanzienlijk moeten toenemen en dat minstens de helft van de stedelijke of kleinstedelijke gebieden in 2020 beschikt over een stadsbos of er een heeft opgestart.

#### *4.1.2.3. Subsidies, ecologiepremies, aanbevelingen die de vraag naar de ESD verlagen*

Subsidies kunnen in combinatie met wetgeving een actieve rol spelen in de vraag naar ESD. Er werden vooral veel subsidies verleend voor maatregelen die de vraag (emissies) verlagen. Er is bv. de verhoogde investeringsaftrek voor investeringen in onderzoek en ontwikkeling van nieuwe producten en toekomstgerichte technologieën die geen negatief effect hebben op het leefmilieu of het negatieve effect op het leefmilieu beogen te minimaliseren (in uitvoering van het K.B. van 27 augustus 1993). Best beschikbare technieken (BBT<sup>25</sup>) vormen een belangrijk begrip in het milieuvergunningenbeleid voor bedrijven, zowel in Vlaanderen (VLAREM), als in Europa (Europese IPPC-richtlijn en Richtlijn Industriële Emissies). De Vlaamse BBT-studies geven een overzicht en beschrijving van de milieu- en energievriendelijke maatregelen in verschillende industriële sectoren en stellen daarbij een ranking op. De studies bevatten verder aanbevelingen voor milieuvergunningvoorwaarden en regelgeving (VLAREM), ecologiepremies en verder onderzoek. De studies komen tot stand in een participatief proces, waarin zowel de industrie als de overheid betrokken zijn.

---

<sup>25</sup> BBT zijn technieken en organisatorische maatregelen die het best scoren op milieugebied, onder technisch en economisch haalbare omstandigheden.

Naar duurzame woningbouw toe, is er bv. de 'Vlaamse maatstaf duurzaam wonen en bouwen in Vlaanderen'. Het departement LNE en het Team Duurzame Ontwikkeling van DAR (Diensten Algemeen Regeringsbeleid) ontwikkelden samen een maatstaf voor duurzaam wonen en bouwen in Vlaanderen. Die maatstaf biedt bouwteams een handleiding aan om doorheen de verschillende bouwfases duurzaamheid te integreren, van selectie van de bouwplaats tot en met de oplevering.

Via het Vlaams Landbouwinvesteringsfonds (VLIF) moedigt de Vlaamse overheid landbouwers aan om te investeren in maatregelen om luchtverontreiniging tegen te gaan (bv. luchtwassers of aanpassingen aan ventilatiesystemen, mestscheiders, isolatie van stallen,...).

Voor wat betreft het wegverkeer, zijn er talrijke subsidies die de emissies van NO<sub>x</sub> en fijn stof willen terugdringen. Zo zijn er subsidies voor deeltjesfilters en katalysatoren, een aardgaspremie enz...

#### 4.1.2.4. Subsidies die het aanbod verhogen

Aan de aanbodzijde werden maatregelen genomen in het kader van het Bosdecreet, waarbij langetermijn-bosbouw financieel ondersteund wordt, met hogere subsidies voor langlevende boomsoorten zoals es en eik. Er wordt ook een subsidie uitgekeerd aan landbouwers om landbouwgronden (tijdelijk) uit productie te halen en te bebossen (set aside).

### 4.1.3. Culturele, wetenschappelijke en technologische drivers

Culturele, wetenschappelijke en technologische drivers kunnen ertoe bijdragen dat de vraag naar de ESD verlaagd wordt.

Een groter bewustzijn over de milieuproblemen en de beperkte draagkracht van de aarde, kan meer mensen aanzetten om bewuste keuzes te maken inzake voeding (meer vegetarisch eten, verkleinen van de voetafdruk voor stikstof en koolstof), woningbouw en wegverkeer. Wat betreft het verkeer wordt de bevolking meer bewust gemaakt van de impact van het fijn en ultrafijn stof, op de gezondheid van kinderen, senioren en zieken die in de nabije omgeving van drukke snelwegen wonen. Andere landbouwtechnieken kunnen leiden tot minder water- en nutriëntenverbruik per oppervlakte-eenheid (o.a. organic farming; aanbrenge van groenbemesters etc., diervoeding met lagere proteïne inhoud).

Door sterk aan de emissiebron te werken, wordt de vraag naar 'natuurlijke' luchtfiltering minder groot. Vele technische innovaties hebben de luchtkwaliteit verbeterd. Nieuwe verbrandingssystemen voor gebouwenverwarming verbruiken minder brandstof om dezelfde hoeveelheid energie te produceren. Daarbij leiden ook de verbeterde isolatietechnieken, onder meer in de (ver)nieuw- en passiefwoningbouw, tot een lager energieverbruik. Voor wat betreft het verkeer, verbruiken moderne automotoren minder brandstof per verreden kilometer. Benzine en diesel bevatten minder zwavel en lood. Katalytische convertors reduceren de emissie van schadelijke gassen. Door de invoering van de nieuwe euro 5-normen voor personenwagens, zullen rechtstreeks uitgestoten PM<sub>2,5</sub>-emissies in de toekomst sterker dalen. In de transportsector, industrie en veeteelt worden specifieke maatregelen genomen om de uitstoot van fijn stof aan de bron te reduceren (Schrooten et al., 2003; Aarnink en van der Hoek, 2005). Energiecentrales gebruiken filters en scrubbers om de hoeveelheid uitgestoten fijn stof en zwavelhoudende gassen te reduceren. Via warmtekrachtkoppeling<sup>26</sup> wordt brandstof bespaard in vergelijking met de gescheiden productie van energie en warmte. Schone technologieën worden meer gepromoot (groene stroom opwekken via windturbines, zonne-energie, warmtepomp, ..). Er is meer vraag naar kachels die brandhout en houtchips efficiënt (met hoog rendement) kunnen verbranden, waardoor er minder bijdrage is tot PM<sub>10</sub> vorming. Er wordt meer overgeschakeld naar aardgas omdat het een milieuvriendelijke en goedkopere energiebron is. Voor condensatieketels kunnen (al dan niet in combinatie met een warmtepomp) subsidies verkregen worden.

---

<sup>26</sup> gecombineerde opwekking in één proces, op basis van een brandstof, van warmte en elektriciteit (of mechanische energie), waarbij ook de warmte nuttig wordt gebruikt. Zonder warmtekrachtkoppeling wordt deze warmte via koelwater afgevoerd.

## 4.2. Impact directe drivers

### 4.2.1. Verandering landgebruik

Conversie van lage vegetatietypes naar bos (door bv. bebossing van landbouwgronden) kan leiden tot een groter aanbod van de ESD, afhankelijk van de beoogde graad van natuurlijkheid van het bos. Omvorming van landbouwgronden naar hoogproductieve ecosystemen zoals korte omloop hout, dichte aanplantingen (jong- of dichtwasstadium) of plantages dragen matig bij tot het luchtzuiverend vermogen. Indien urbanisatie ten koste gaat van lage vegetatietypes, neemt de ruwheid globaal toe. Indien verstedelijking ten koste gaat van bos, blijft de ruwheid min of meer hetzelfde. De oppervlakte eigenschappen van de bebouwing bepalen of de feitelijk depositie van de pollutant al dan niet hoger zal worden in vergelijking tot het gekapte bos.

De inspanningen om naaldbos naar loofbos om te vormen, leveren verbeteringen op naar de opname van gasvormige pollutanten zoals NO<sub>2</sub>, maar is minder interessant voor fijn stof captatie. Indien de conversie doelt op een meer natuurgericht Bosbeheer, zoals het aanbrengen van openingen in het kronendak, het optimaliseren van de verticale structuur, het creëren van meer hoogtedifferentiatie, het verlengen van de bedrijfstijd (bos ouder laten worden) en het nastreven van een grotere diversiteit aan boomsoorten, zal dit eveneens het aanbod van de ESD verhogen.

### 4.2.2. Polluenten en nutriënten

Blootstelling aan hoge ozonconcentraties kan leiden tot een verminderde (ondergrondse en bovengrondse) biomassaproductie (Wittig et al., 2009), wat een negatieve impact op de ESD heeft. Wittig et al. (2007) stelden op basis van een meta-analyse van experimenten, uitgevoerd in de noordelijke hemisfeer, en onder de huidige ozon concentraties, een significante reductie van de lichtverzadigde fotosynthetische CO<sub>2</sub> opname<sup>27</sup> (Asat) en stomatale geleidbaarheid (gs) vast (-10%). Wittig et al. (2007, 2009) stelden **vooral bij loofbomen** significante effecten vast. Jongere bomen (< 4 jaar) werden daarbij minder gevoelig dan oudere bomen bevonden. Een verdere verhoging van de O<sub>3</sub> concentratie boven de huidige niveaus, veroorzaakte progressief sterkere dalingen in Asat en stomatale geleidbaarheid. Gymnospermen<sup>28</sup> bleken hierbij over het algemeen minder gevoelig te zijn dan angiospermen<sup>29</sup>. Ook de root/shoot ratio werd significant verminderd bij verhoging van de ozonconcentraties, wat een grotere gevoeligheid van de wortelmasse voor ozonstress impliceert. Wanneer bomen blootgesteld worden aan stresscondities, bij bv. hoge waarden van oxidanten zoals ozon of bij hitte, emitteren bomen ook BVOS voor temperatuurregulatie en het verhogen van het antioxidant vermogen ('quenching' of blussen van ozon of consumptie van OH-radicalen). Dit kan evenwel ten koste gaan van een verminderde groei of metabolische activiteit (C-investering) (Calfapietra et al., 2013).

De depositiesnelheden van pollutanten kunnen onder invloed van luchtverontreiniging (verzurende depositie, ozon, fijn stof) wijzigingen ondergaan door veranderingen in stomatale en niet-stomatale depositiemechanismen. De stomatale depositie kan verminderen door sluiting van stomata bij hoge ozonconcentraties, of toenemen bij vertraagde reactie in opening/sluiting (stomatal sluggishness) met verhoogde ozonopname of transpiratieverliezen in de late middag tot gevolg (Hoshika et al., 2013; Paoletti & Grulke, 2010). Bij vergelijking van schietwilgen afkomstig uit een verontreinigde en niet-verontreinigde omgeving in Vlaanderen, worden duidelijke verschillen in stomatale eigenschappen vastgesteld door Wuytack et al. (2010). Een slechtere luchtkwaliteit leidde daarbij tot een hogere stomatale weerstand, wat tot een lagere opname van bv. ozon en NO<sub>2</sub> kan leiden. De non-stomatale depositie kan veranderen door wijzigingen in de verhouding van pollutanten in de atmosfeer (SO<sub>2</sub>/NH<sub>3</sub>). Dit kan de depositiesnelheid van zuren/basen op depositieoppervlakten wijzigen (Cape et al., 1995; Fowler et al., 2009; Neiryck et al., 2011). Wanneer de droge depositie van SO<sub>2</sub> niet geneutraliseerd wordt door NH<sub>3</sub>, valt de droge depositie van SO<sub>2</sub> stil (te lage pH) en ook omgekeerd.

De toegenomen depositie van vocht aantrekkende ammoniumzouten kan leiden tot een versterkte depositie van wateroplosbare gassen (Cape, 1996 en 1997). De depositie van fijn stof (ammoniumzouten, roetdeeltjes) en gasvormige pollutanten zoals SO<sub>2</sub>, liggen ook aan de basis van de degradatie van de epicuticulaire waslaag zoals bij Grove den (Crossley en Fowler, 1986, Burkhardt en Pariyar, 2014) en wordt in verband gebracht met een verminderde bosvitaliteit door verhoogde droogtestress (Burkhardt en Pariyar, 2014). Neerslag van hygroscopische ammoniumzouten op het depositieoppervlakte kan de bladnatheid systematisch verhogen,

<sup>27</sup> CO<sub>2</sub>-opname bij het lichtverzadigingspunt (= lichtniveau waarboven de fotosynthese niet meer toeneemt)

<sup>28</sup> Naaktzadigen zoals naaldbomen en Ginkgo

<sup>29</sup> bedektzadigen



waardoor een hogere kans bestaat op aantastingen door pathogenen. Dit is o.a. het geval bij populier (Pinon et al., 2006).

Stikstofdepositie kan de ESD geleverd door bossen zowel verbeteren (verbeterde groei door bemestend effect) als verslechteren (overmatige toediening leidt tot verminderde vitaliteit en groeivermindering). Een hoog stikstofgehalte in de assimilatieorganen veroorzaakt een verminderde weerstand tegen vorst-, schimmel- en insectenaantasting. De verhoogde gevoeligheid van dennen voor schimmelaantastingen staat in verband met het stikstofgehalte van de scheuten. Hoge stikstofdeposities zijn eveneens nadelig voor de ontwikkeling van mycorrhizavormende fungi, die van belang zijn voor de nutriëntenvoorziening van bomen op voedselarme bodems. In Nederland werd de proliferatie van algen op bladoppervlaktes van naaldbomen in verband gebracht met de hoge omgevingsconcentraties van ammoniak (Cape et al., 1989). **Loofbomen zijn minder gevoelig dan naaldbomen** voor aanrijking met stikstof, omdat ze een hogere stikstofbehoefte hebben (MIRA, 2011). Deze hogere gevoeligheid heeft een negatief effect op de ESD. Stikstof, fosfor en eventueel andere nutriënten kunnen mekaar ook versterken bij het limiteren van primaire productie (Compton et al., 2011).

#### 4.2.3. Overexploitatie

Wateronttrekking is nefast voor de luchtregulerende dienst van bossen. Sommige boomsoorten reageren op verdroging in eerste instantie door groeiafname. Later herstellen bomen zich door dieper te wortelen (Bouman et al., 2001). Wateronttrekking induceert stomatale sluiting (Hoshika et al., 2013), die ook de opname van NO<sub>2</sub> en ozon verder kan reduceren. In het algemeen is een goede watervoorziening vereist om het weldoend effect van transpiratie (goede werking van de huidmondjes) op de temperatuurreductie en de opname van gasvormige polluenten te optimaliseren (Nowak et al., 2006). Om transpiratieverliezen te beperken, wordt verminderde waterbeschikbaarheid soms ook nog gecompenseerd door blad/naaldverlies. Dit leidt tot een verminderde LAI en bijgevolg een lagere oppervlakte die beschikbaar is voor interceptie en absorptie.

Bodemverarming kan leiden tot een verminderde bosvitaliteit en groei. Daardoor kan het bos minder goed functioneren voor wat betreft de regeling van de luchtkwaliteit. Bodemverarming treft ook de mineralenhuishouding waardoor bepaalde fysiologische processen, zoals fotosynthese minder optimaal verlopen. In bosverband kan meer bladverlies of verminderde groeiresultaten resulteren in een toegenomen lichtinval wat de rekrutering van nieuwe (zuurtolerante of minder eisende) boomsoorten kan bevorderen. Er ontstaat zo meer verticale structuur, wat invloed heeft op het luchtzuiverend vermogen van het bos. Het netto-effect van bodemverarming op het luchtzuiverend vermogen is bijgevolg moeilijk in te schatten.

#### 4.2.4. Klimaatverandering

Er zijn zowel positieve als negatieve implicaties van verhoogde temperaturen op de (hoogte)groei van bomen (Way en Oren, 2010). Volgens deze auteurs is er op onze breedteligging een betere respons van loofbos op een temperatuurstijging te verwachten. Dit betekent dat er een positieve impact op loofbosareaal te verwachten is indien hoogtegroeï als maatstaf gebruikt wordt. Bij de nootdragende loofboomsoorten, zoals beuk en eik, kunnen de frequenter optreden mastjaren (waarbij veel geïnvesteerd wordt in vruchtzetting) echter gepaard gaan met een verminderde tak- en stamgroei en een verminderde bladgrootte (Piovesan & Adams, 2001). Een verminderde hoogtegroeï en bladoppervlakte kan dus bij beuk (en andere soorten waarbij mastjaren de allocatiepatronen van koolstof beïnvloeden) negatief bijdragen tot de ESD. Bij blootstelling aan hoge temperaturen (bv. in hitte-eilanden) zouden bomen ook BVOS emitteren om de bladtemperatuur te controleren. Dit impliceert ook een metabolische kost en een verminderde groei bij bomen (Calfapietra et al., 2013; Holopainen, 2011). Een toename in temperatuur kan dus via verminderde of verhoogde hoogtegroeï of biomassa-aanwas zowel een positief als negatief effect hebben op de ESD luchtkwaliteit.

Er is in Vlaanderen nog geen studie verschenen die de impact van toenemende extreme neerslag op het aanbod en het gebruik van de ESD evalueert. Het KMI vermeldt in dit verband dat de toename in neerslagintensiteit veel minder expliciet is dan de waargenomen temperatuurstijging (Tricot et al., 2008). Er zijn wel duidelijke schadegevallen door intense zware hagelbuien bekend bij grove den en in mindere mate Corsikaanse den. Dit komt vooral door hun platte kroonvorm en horizontaal uitgebouwd takkenstelsel (pers. mededeling Arthur De Haeck). Dergelijke schade kan leiden tot een verminderde ESD.

## 5. Relatie biodiversiteit en milieu

### 5.1. Bijdrage biodiversiteit aan levering ESD

Niet alleen de structuren en processen in ecosystemen op zich zijn bepalend voor de levering van de ecosysteemdienst, maar ook de variatie (de diversiteit) in de kenmerken van die processen en structuren speelt een belangrijke rol. Deze paragraaf bespreekt in welke mate de biodiversiteit (als variatie van levensvormen en kenmerken) de levering van de dienst beïnvloedt.

De structurele biodiversiteit speelt een rechtstreekse rol in de levering van de ESD 'regulatie luchtkwaliteit'. Het zijn eerder structuurvariabelen zoals de plant area index (PAI), de gemiddelde vegetatiehoogte en de hoogte van het zwaartepunt van de vegetatie die bijdragen tot het verhogen van turbulentie/ optimaliseren van aerodynamische ruwheid (Tolkamp en Olsthoorn, 2006; Shaw en Pereira, 1982). Naast de ruimtelijke opbouw van het bosbestand, speelt ook de biomassa (stock) een rol, omdat die gecorreleerd is met de bestandshoogte en ook de totale botsingsoppervlakte (bv. fijn stof) mede beïnvloedt. Deze structuurcomponenten bepalen voor een groot gedeelte de ruwheid van het oppervlakte en daarmee de grootte van de verticale turbulentie.

Bij de finale levering van de dienst spelen de biologische en fysicochemische eigenschappen van het ontvangend oppervlakte (kroonweerstand) een belangrijkere rol. Daarbij gaat vooral de functionele component een grotere rol spelen. De sturing van de kringlopen van water, energie en nutriënten door het bosbestand, zal bepalend zijn voor absorptie- en interceptieprocessen. Ook specifieke eigenschappen van plantensoorten of -genotypen (belang van rijke soortensamenstelling) zullen in deze stomataire of niet-stomataire processen een rol spelen. Wat betreft hiërarchisch organisatieniveau zou men kunnen argumenteren dat diversiteit aan soorten en genen primeert boven een landschappelijke en ecosysteemdiversiteit.

Samenvattend kan gesteld worden dat de ESD 'regulatie luchtkwaliteit' beter zal vervuld worden door oudere, meer structuurrijke bosbestanden (met meer hoogtedifferentiatie). Deze bossen bezitten meestal ook een hogere graad aan natuurlijkheid/biodiversiteit. De eerste modelonderzoeken rond effecten van een rijke boomsoortensamenstelling op het verwijderingsproces van ozon geven aan dat een breed gamma aan boomsoorten, met complementaire opnamepatronen, een meer stabiel ozonverwijderingsproces garandeert (Manes et al., 2012). Zoals de depositiemechanismen aangeven, zijn er belangrijke, soort specifieke verschillen inzake opname van gasvormige pollutanten en fijn stof. Het inzetten van een breed spectrum aan boomsoorten is dan ook te verkiezen wanneer er voor een multipolluent bestrijding gekozen wordt. Een ruime menging van soorten biedt de beste garantie voor een stabiele ecosysteemdienstverlening (Aertsens, 2012). Er kan gesproken worden van een "portfolio effect" (Bade et al., 2011; Beckett et al. 2000; Mc Donald et al. 2007; Manes et al., 2010). Vermits biodiversiteit ook gekoppeld is aan de veerkracht van het ecosysteem en aan de bosvitaliteit, kan gesteld worden dat gezonde bossen hun rol als luchtfilteraar beter gaan vervullen.

### 5.2. Impact ESD op biodiversiteit

Het gebruik van de ESD regulatie luchtkwaliteit is nadelig voor de biodiversiteit in bosgebieden, wanneer de deposities van stikstof de kritische lasten m.b.t. biodiversiteitsverlies gaan overschrijden (Bobbink et al., 2010; Van Dobben et al., 2012). Bij overschrijding van deze waarde is er een verhoogd risico op aantasting van de kwaliteit van een aantal boshabitats en wordt het op een duurzame manier realiseren van de instandhoudingsdoelstellingen van deze habitats bemoeilijkt. (Van Dobben et al., 2012). In 2009 werd in Vlaanderen in 60% van het Natura 2000-areaal een overschrijding van de kritische stikstofdepositiewaarde berekend. Daarbij wordt vooral de kritische depositiewaarde voor de boshabitats en de zoetwatermoerassen overschreden. Door het luchtzuiverend vermogen van bossen wordt een deel van de pollutanten effectief verwijderd. Minder ruwe habitats, die in de lijzijde van bossen gelegen zijn, kunnen hierbij gedeeltelijk gespaard blijven van hoge atmosferische depositiedruk.

De laatste jaren is er een hogere bewijskracht dat ook ozon de biodiversiteit in bepaalde Europese habitats zou bedreigen door gewijzigde fotosynthetische koolstofassimilatie en stomatale geleidbaarheid (Ashmore, 2005; Hayes et al., 2007; Hayes et al., 2006). Zo toonde Morrissey et al. (2007) aan dat er vooral in de Britse bosgebieden en grasland habitats evidentie was van significante aantastingen door seizoenlange ozon blootstelling.

Het overschrijden van bepaalde normen zal zich uiten in een verschuiving in de soortensamenstelling (verschijning van stikstofminnende soorten), in vergrassing (structuurverandering), in verminderde

procesregeling (stomataire opname, voorplanting) en in stocks (productie van grassen neemt toe, van andere soorten neemt die juist af). Zo zal het maximaal nastreven van bv. luchtfiltering van fijn stof door aanplanting van naaldbomen een negatieve impact hebben op de biodiversiteit omwille van de slechte strooiselkwaliteit van naaldbomen. Daar de afbraak van naaldboomstrooisel onvolledig is, worden organische zuren vrijgesteld die de verzuring van het bosesysteem gaan versnellen. Deze interne verzuringsprocessen komen bovenop de aanwezige externe verzuringsprocessen (door menselijke activiteiten atmosferisch aangevoerd), waardoor de buffercapaciteit van het ecosysteem achteruitgaat. Dit heeft een negatief effect op de bodembioologische activiteit en de bodembiodiversiteit.

## 6. Maatschappelijk welzijn en waardering

De ESD kan een rechtstreekse impact op de volksgezondheid hebben door het verlagen van fijn stof, ozon en NO<sub>x</sub> concentraties. De gebruikers of begunstigen van deze dienst zijn daarbij alle inwoners van Vlaanderen die een gezondheidsrisico lopen. Daarbij zijn bepaalde bevolkingsgroepen gevoeliger dan andere (zie 1.3.). In de meer dunbevolkte landelijke regio's is de doelgroep minder omvangrijk en genieten er minder mensen van de ESD mee. In een (voor)stedelijke omgeving, waar bevolkingsdichtheden het grootst zijn, is de vraag naar de ecosystemedienst voor regulatie van de luchtkwaliteit van NO<sub>x</sub> en PM<sub>10</sub> het hoogst.

### 6.1. Belang van het effect van de ESD

Het relatief belang van het luchtzuiverend vermogen van planten is zeer moeilijk in te schatten, omdat de uitwisseling tussen atmosfeer en planten zeer complex is en de afvang zeer pollutentafhankelijk. Van fijn stof is bijvoorbeeld geweten dat bepaalde fracties beter afgevangen kunnen worden dan andere. Verkeersemissies bestaande uit PM<sub>2.5</sub> en NO<sub>2</sub> worden doorgaans minder goed door groenelementen opgenomen. Daarnaast heerst er nog altijd een grote onzekerheid omtrent de oppervlakte eigenschappen van bepaalde depositieoppervlakten die met de pollutanten interageren. Dit geldt niet alleen voor bouwmaterialen. Ook van bepaalde natuurlijke landgebruiksklassen zijn de oppervlakte-eigenschappen onvoldoende gekend.

Het effect van de ESD zal waarschijnlijk ook variëren i.f.v. van het pollutieniveau (hot spot versus achtergrond), de aard van of de afstand tot de emissiebron (diffuus, puntvormig) en de grootte van de omgeving of de schaal waarover het effect zich laat gevoelen (street canyon, invalsweg, stedelijke achtergrond, stadspark, voorstedelijk bos, groenbuffer, bos in landelijke omgeving).

Veel studies omtrent effecten van luchtzuivering door groenelementen, hebben betrekking op een urbane omgeving vermits daar een grote bevolkingsgroep blootgesteld is aan hoge pollutentconcentraties van NO<sub>2</sub> en PM. In bepaalde urbane studies wordt een belangrijke rol in luchtzuivering toegedicht aan stedelijk groen en in het bijzonder (voor)stedelijk bos of stadsparken (Nowak et al., 2000, 2006; McPherson et al., 1994; Tallis et al. 2011). Het luchtzuiverend vermogen wordt daarbij meestal geëvalueerd aan de hand van afgevangen hoeveelheden (mass removal rates). Om een mogelijke impact op de volksgezondheid na te gaan, is het belangrijk vast te stellen tot welke (relatieve) concentratiedalingen groenelementen kunnen leiden. De afvang van substantiële hoeveelheden pollutent leidt niet altijd tot een betekenisvolle vermindering van de concentratie pollutanten in de lucht (Tallis et al., 2011). Modellerstudies tonen aan dat vooral bij grootschalige aanplanting van bos (bv. verdubbeling van de boombedekking) of bij aanwezigheid van grote stadsparken en peri-urbane bossen, een meetbare verbetering van de stadsgemiddelde luchtkwaliteit (PM<sub>10</sub>, O<sub>3</sub>) verkregen wordt (De Ridder en Lefebvre, 2003; Hewitt, 2010; McDonald et al., 2007; Alonso et al., 2011). Nowak et al. (2006) erkennen in dit verband dat de bijdrage tot de vermindering van luchtconcentratie relatief laag is, maar dat het effect zich daarentegen wel uitbreidt tot meerdere pollutanten. Aanwezigheid van dakgroen draagt minder bij tot een verbetering van de luchtkwaliteit omwille van de lage ruwheidslengtes (Speak et al., 2014).

Voor wat betreft lijnvormige elementen, speelt het effect van de verticale depositie minder. Naast afvang door de groenelementen, wordt een concentratie-verdunnend effect verkregen door de toegenomen dispersie van de pollutent (Pronk et al., 2006; Van Hove, 2006). Het inzetten van vegetatiebuffers op industriële terreinen werd door VITO als een positieve maatregel bij de verlaging van de grove fijn stofdeeltjes geëvalueerd. Meetcampagnes en theoretische modellen tonen aan dat de depositiesnelheid van grove stofdeeltjes (3 -10 µm) ten gevolge van mechanische industriële activiteiten zoals op- en overslag of productie, (veel) groter is dan de depositiesnelheid van de fijne of ultra fijne stofdeeltjes die typisch worden uitgestoten door wegverkeer (Mensink et al., 2011). Bijkomend wordt door verlaging van de windsnelheid minder stofopwaai-emissie achter

het groenscherm verkregen. Ook voor wat betreft veehouderijen besluiten Pronk et al. (2013) dat de geëmitteerde fractie waarschijnlijk efficiënter wordt afgevangen door het groenelement. Substantiële reducties van de PM<sub>10</sub>-emissie worden verkregen op voldoende afstand na het groenelement.

Het inzetten van hagen of boomrijen voor de afvang van verkeersemissies in een stedelijke omgeving is veel minder efficiënt (Pronk et al., 2013; Wesseling et al., 2004). In het geval van 'street canyons' kan een verminderde ventilatie optreden die tot substantiële concentratieverhogingen leidt (tot 20%) voor polluenten die vooral verkeer-gerelateerd zijn zoals NO<sub>2</sub> en EC (Vos et al., 2013). Wesseling et al. (2004) stellen voor om criteria te formuleren voor het ontwerpen van een optimaal groenelement voor luchtkwaliteitsverbetering rond wegen en steden.

## **6.2. Waardering van het welzijnseffect van de ESD**

### **6.2.1. biofysische termen:**

De impact van vegetatie op de luchtkwaliteit kan het best ingeschat worden door de gerealiseerde afvang door vegetatie te berekenen op basis van de daling van de jaargemiddelde of seizoen gemiddelde concentratie. Luchtconcentraties worden als toestandsindicator (state variabele) weerhouden bij het opstellen van dosis-effect relaties (MIRA, 2007). Daarbij worden omgevingsconcentraties als blootstellingsdata gebruikt om de impact op de volksgezondheid na te gaan. Voor effecten op de gezondheid die toegeschreven worden aan lange-termijn-blootstelling zoals bij fijn stof, wordt vereenvoudigd aangenomen dat de huidige jaargemiddelde concentratie en de blootstelling aan de pollutant het gezondheidsrisico bepaalt. In het geval van PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub> wordt daarom met (bevolking gewogen) jaargemiddelde concentraties gewerkt. Bij andere polluenten zoals ozon, waarvoor eerder acute effecten belangrijker zijn, wordt ervan uitgegaan dat een gezondheidseffect niet optreedt onder een drempelwaarde. Bij ozon worden de gezondheidseffecten van een dagelijks verhoogde ozonconcentratie in de omgevingslucht daarom gekwantificeerd rekening houdend met een drempelwaarde van 35 ppb of 70 µg m<sup>-3</sup> (Buekers et al., 2012).

Meestal geeft men er de voorkeur aan om de effectieve depositie van een pollutant in ecosystemen of per landgebruiksklasse weer te geven (in kg of ton ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>) d.m.v. depositiemodellen. Dit gebeurt aan de hand van gemodelleerde depositiesnelheden en gemeten of gemodelleerde omgevingsconcentraties. Daarbij moet rekening gehouden worden met een vrij grote foutmarge op het verkregen resultaat. Ook de theoretisch afgevangen hoeveelheden per boom i.f.v. de diameter (0.1 kg PM<sub>10</sub>/boom met diameter 20 cm) worden gehanteerd om de afvang per ha of voor een ganse omgeving (bos, park) door te rekenen (Bade et al., 2008; Aertsens et al., 2013). De gemodelleerde afvanghoeveelheden door de verschillende landgebruiksklassen moeten dan verder gebruikt worden om de impact op de daling van de luchtconcentratie te schatten. Met deze resultaten kan het gezondheidseffect van de ESD gewaardeerd worden.

### **6.2.2. sociale/niet-monetaire termen**

De blootstelling aan verhoogde concentraties die leiden tot verhoogde gezondheidsrisico's voor diverse doelgroepen, kan ingeschat worden op basis van het aantal verloren levensjaren (DALYs of disability adjusted life years). Deze indicator meet het aantal gezonde levensjaren die een populatie verliest door ziekte en sterfte ten gevolge van milieufactoren (Environmental Burden of Disease). DALYs worden expliciet opgezet om, nationaal of regionaal, de globale ziektelast te wijten aan verschillende oorzaken (ziekte, ongevallen, levensomstandigheden) te meten en te vergelijken. Er wordt daarbij vertrokken van luchtconcentraties van verontreinigde stoffen om effecten op de mens te kwantificeren (dosis-respons curven afgeleid uit epidemiologische studies). Daarbij wordt de ernst van het gezondheidseffect gewaardeerd en gewogen door medische expertpanels. Buekers et al. (2012) begrootten de DALYs voor 18 polluenten op 100000, wat overeenkomt met 8% van de totale ziektelast in Vlaanderen. Van een aantal gezondheidseffecten door luchtverontreiniging zijn echter nog geen dosis-effect relaties bekend en deze werden dus nog niet in rekening gebracht. Ook effecten van bodem- en waterverontreiniging werden nog niet in rekening gebracht.

De aanwezigheid van groen kan via afvang van polluenten leiden tot een toename van het aantal gezonde levensjaren afhankelijk van de gerealiseerde concentratiedaling. Het is actueel nog niet gekend hoe groot de concentratiedaling ten gevolge van groenelementen is in een stedelijke en landelijke omgeving. Momenteel worden concentratiedalingen geïnduceerd door groenelementen, vooral via modelleerstudies nagegaan.

### **6.2.3. economisch/monetaire termen:**

De monetaire effecten of economische baten bij filtering van bijvoorbeeld fijn stof, kunnen ingeschat worden door de externe schadekosten (gezondheidskosten) t.g.v. luchtvervuiling/zuivering te berekenen. Deze externe milieuschadekosten worden gedragen door de maatschappij en worden niet via het prijsmechanisme van vraag en aanbod in rekening gebracht. Externe milieukosten kunnen uit het milieukostenmodel van VITO gehaald worden (de Nocker et al., 2010). Zo'n schadekostenmodel berekent niet alleen gezondheidsschade, maar laat ook toe de schade aan de economie, aan ecosystemen of aan gebouwen te kwantificeren.

Bij de berekening van de marginale externe kosten (MEK, uitgedrukt EUR/ton emissie), wordt het verschil in externe kosten tussen 2 emissiescenario's (bv. 2010 en 2020) begroot (De Nocker et al., 2010). Hierbij worden lokale info en data rond emissie, verspreiding en blootstelling van polluenten geïntegreerd in het Europese ExtereneE raamwerk, een rekenraamwerk voor de berekening van externe kosten van energie, industrie, huishoudens en transport. Dit zijn Europese impact-assessment modellen waarbij effecten op de volksgezondheid (zowel mortaliteit als morbiditeit) monetair worden gewaardeerd. De waardering van gezondheidsschade gebeurt via het Willingness To Pay (WTP) principe. Dit is de bereidheid tot betalen om specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdig overlijden te vermijden. Om een idee te krijgen van de 'WTP' kan gestart worden vanuit de ziektekost of Cost Of Illness (COI). Deze omvat de directe kosten gerelateerd aan een ziekte (bv. medische kosten), indirecte kosten (bv. vervoer naar dokter) en welvaartsverlies omwille van pijn, lijden en verloren levensjaren. Ook de kosten gerelateerd aan productiviteitsverlies of vrije tijd worden daarbij begroot (Buekers et al., 2012).

## **6.3. Empirische gegevens voor waardering van welzijn**

### **6.3.1. Biofysische termen**

Vooraf voor de stedelijke omgeving zijn er studies uitgewerkt gezien de blootstelling van een grote groep aan verhoogde concentraties van PM en NO<sub>2</sub>. De effecten worden uitgedrukt in reductie van concentraties of de hoeveelheid van een polluent die geïntegreerd werd. Berekeningen voor Antwerpen tonen aan dat de piekconcentraties van ozon in de aanwezigheid van veel groen acht procent lager zijn, dan in de aanwezigheid van weinig groen (Verheyden, 2008). Door een verdubbeling van de stedelijke vegetatie in de agglomeratie Antwerpen (20% naar 40%) zouden de lokale ozonconcentraties met 4% kunnen verminderen, vooral door het afkoelend effect van de vegetatie (De Ridder en Lefebvre, 2003). De vegetatie heeft een duidelijke invloed op de luchttemperatuur en bepaalt zo mee het effect op ozonvorming. VITO hanteert een minimum en maximum capaciteit voor afvang van fijn stof door Natura 2000-vegetatietypes (in kg/ha zie tabel 2 en 3; Broekx et al., 2013). Hierbij is het belangrijk om na te gaan (modellieren) in welke mate de gerealiseerde afvang zich vertaalt in een concentratiedaling.

### **6.3.2. Sociale/niet-monetaire termen**

Volgens een zeer recente studie van VITO leidt fijn stof jaarlijks tot een verlies van 79500 gezonde kwaliteitsvolle levensjaren (DALYs) in Vlaanderen of 13000 DALYs per miljoen inwoners (Buekers et al., 2012). Dit is ongeveer 70% van de totale ziektebelasting veroorzaakt door milieuverontreiniging (Buekers et al., 2012). Voor acute effecten van ozonoverlast wordt de jaarlijkse Vlaamse ziektebelasting geschat op 560 DALYs. Er bestaan voor NO<sub>2</sub> duidelijke acute effecten tijdens de kortetermijn blootstelling aan lokaal verhoogde concentraties, maar door de correlatie met andere verkeersgerelateerde polluenten kan het effect van NO<sub>2</sub> daar moeilijk van gescheiden worden.

Aan de hand van opgestelde dosis-respons curven zou het effect van een concentratieverlaging van een polluent, veroorzaakt door afvang/aanwezigheid van groenelementen, op de DALYs kunnen begroot worden. Momenteel is er nog geen studie beschikbaar die de impact van de afvang van PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> en O<sub>3</sub> door groenelementen op de daling van DALYs in Vlaanderen begroot.

### **6.3.3. Monetair**

Broekx et al. (2013) schatten de economische waardering voor afvang van fijn stof op 54 euro per afgevangen kg (tabel 2). Deze kost komt overeen met de vermeden kost voor gezondheidsschade in landelijk gebied. Deze eenheidskost is gebaseerd op de berekeningen van de gezondheidseffecten (aantal Daly's, zoals beschreven in para 6.3.2) (De Nocker et al., 2010). Er werd daarbij verder gebouwd op het externe raamkosten netwerk (schadekostenmodel). Als er van uitgegaan wordt dat de afvang van 1 kg fijn stof door bomen en vegetatie gelijkgesteld kan worden met het vermijden van 1 kg emissies van PM<sub>10</sub> uit een middelhoge schouw, dan kan de



maatschappelijke baat van afvang door vegetatie geschat worden op 125 euro kg<sup>-1</sup> (De Nocker et al, 2010). Dit cijfer gaat ervan uit dat het afgevangen stof voor een deel bestaat uit een zeer kleine fractie (PM<sub>2.5</sub>) met grotere effecten op gezondheid. Als de vegetatie vooral de grovere fractie afvangt, dan worden de baten (minimaal) ingeschat op 25 euro kg<sup>-1</sup>. Voor groot Leuven kon op basis van de diameterverdeling van 23.271 individuele stadsbomen op die manier ingeschat worden dat er jaarlijks ongeveer 5 ton fijn stof (PM<sub>10</sub>) uit de lucht gefilterd werd. Dat komt overeen met een waarde van 125.000 tot 625.000 euro (Aertsens et al., 2012). Dit impliceert een economische baat van 25 tot 125 euro/boom. Voor NO<sub>x</sub> en NH<sub>3</sub> is de monetaire waardering lager dan voor fijn stof (Tabel 3).

Voor het waarden van de reductie in "verloren kwaliteitsvolle levensjaren" kunnen DALYs gewaardeerd worden aan 87.000 euro per DALY (Stassen, 2007). Voor luchtpollutie zijn externe kosten bepaald binnen het internationale raamwerk van ExternE (Externalities of Energy; ExternE-NEEDS, 2008). In geval van vroegtijdig overlijden wordt uitgegaan van een kost van 40000 € per verloren levensjaar (VLYL of value of a life year lost). Dit bedrag kan ook toegepast worden voor andere pollutanten die vroegtijdig overlijden beschouwen.

In Nederland worden de economische baten voor verwijdering van luchtverontreiniging uitgedrukt in euro per boom (Tabel 4, Bade et al., 2008). Daarbij wordt de verwijderingscapaciteit in een stedelijke omgeving hoger gewaardeerd dan deze in een landelijke omgeving. Dat komt omdat de kosten van maatregelen aan auto's om de uitstoot van vergelijkbare hoeveelheden fijn stof tegen te gaan in een stedelijke omgeving meer kosten (bv PM<sub>10</sub>/boom in landelijke omgeving= 2 euro/boom in tegenstelling tot 40 euro/boom).

**Tabel 3.** Kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof, NO<sub>x</sub> en NH<sub>3</sub> door natuurtypes (in euro/kg) Bron: VITO op basis Mira 2005

	<b>Euro kg<sup>-1</sup></b>
Fijn stof (sensitiviteit)	<b>18</b>
NO <sub>x</sub>	<b>6.5</b>
NH <sub>3</sub>	<b>4.8</b>
Fijn stof	<b>30</b>

**Tabel 4.** Economische baten per jaar van verwijdering van luchtverontreiniging door een boom van gemiddelde omvang op een knelpunt voor luchtverontreiniging (in euro per boom met een verwijderingscapaciteit van 100 gr fijn stof per jaar) Bron : Bade et al., 2008

	<b>Euro/boom</b>
Fijn stof (PM10)	<b>40.0</b>
NO <sub>2</sub> en SO <sub>2</sub>	<b>1.05</b>
<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>0.18</b>

## 7. Interacties huidig en toekomstig ESD gebruik

Ecosysteemdiensten worden geleverd door een groot aantal ecosysteemfuncties (processen, structuren). Vaak zijn meerdere ecosysteemdiensten afhankelijk van dezelfde functies. Het gebruik van de ene dienst kan er voor zorgen dat bepaalde ecosysteemprocessen of -structuren veranderen, waardoor de levering van andere diensten beïnvloed wordt. Verschillende diensten kunnen elkaar bijgevolg versterken, tegenwerken of kunnen naast elkaar bestaan. Deze interactie kan variëren naargelang de omstandigheden. Deze effecten hebben niet alleen gevolgen voor de huidige, maar ook voor de toekomstige levering van diensten. In de onderstaande paragrafen bespreken we hoe het gebruik van de dienst regulatie luchtkwaliteit de huidige en toekomstige levering van de eigen dienst en van andere diensten beïnvloedt.

### 7.1. Impact van het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van diezelfde dienst

Het gebruik van de ESD bij te hoge pollutieconcentraties kan tot een minder efficiënte luchtzuivering leiden.

De verhoogde depositie van nutriënten zoals stikstof in bos, kan in een eerste fase leiden tot een verhoogde biomassa-productie en versnelde hoogtegroeï (Aber et al., 1989). Deze verhoogde productie kan de captatie van pollutieën aanvankelijk versterken (Smart et al., 2011) maar bij decennialange blootstelling aan hoge stikstofdeposities kan groeivermindering optreden. In geval van chronische of acute blootstelling aan hoge concentraties van pollutieën/fijn stof, kan verhoogd blad- of naaldverlies optreden. Dit verhoogde verlies kan het gevolg zijn van een minder ontwikkelde oudere naaldjaargang zoals bij Grove den bij SO<sub>2</sub>-pollutie (Crossley & Fowler, 1986) of een verminderde bladoppervlakte door geringere groei en fotosynthese (Seyyednened et al., 2011). Een te lage naald- of bladbezetting vermindert het depositieoppervlak voor pollutieën (depositie op externe oppervlakten) en bijgevolg verlaagt het filterend vermogen van bos. Indien de luchtpollutie leidt tot verminderde transpiratie, wordt tevens het potentieel om pollutieën stomatair te absorberen, verlaagd (McPherson et al., 1994).

Als gevolg van decennialange stikstofdeposities kunnen bossen de atmosferisch aangeleverde stikstof (in bijzonder naaldbossen met lage stikstofbehoefte) niet meer verwerken en kunnen daardoor zelf een bron van stikstof worden. Een gevolg van de hoge stikstofstatus bij bv. naaldbos is de stijging van de ammoniakconcentratie in de substomataire ruimte, waarbij ammoniak geëmitteerd wordt wanneer de ammoniakconcentratie binnen de naalden (substomataire holten) de omgevingsconcentratie overschrijdt (Farquhar et al., 1980; Kruit et al., 2010; Neiryneck & Ceulemans, 2008; Sutton et al., 2013). Ook de depositie van NH<sub>3</sub> op externe kroonoppervlaktes kan niet onbeperkt blijven doorgaan bij hoge concentraties. Bij een te hoge depositie vertraagt de depositie en kan er zelfs desorptie van de pollutie optreden in droge weersomstandigheden (verdamping waterfilm) en bij het bereiken van te hoge pH-waarden in de waterlaagjes op het kroonoppervlak (Flechard et al., 2013; Neiryneck & Ceulemans, 2008; Wyers & Erisman, 1998). In een naaldbos leidde dit tot een verhoogde kroonweerstand voor NH<sub>3</sub> bij blootstelling aan luchtmassa's die veel ammoniak aanvoerden (Neiryneck et al., 2007). De depositiesnelheden van NH<sub>3</sub> worden daarbij concentratie-afhankelijk: een lagere depositiesnelheid wordt gemeten bij hoge ammoniakconcentraties (Cape et al., 2008).

Door het optreden van stikstofverzadiging in bosesystemen treedt naast nitraatuitspoeling (Dise et al., 1998) ook gasvormige emissie van NO/N<sub>2</sub>O uit de bodem of strooisellaag op (Pilegaard et al., 2006; Skiba et al., 1999). Nitraatuitspoeling wordt algemeen waargenomen in de permanente bosproefvlakken waar reeds 20 jaar lang monitoring van de effecten van luchtverontreiniging wordt verricht (Verstraeten et al., 2012). Uitstoot van NO (ten gevolge van onvolledige nitrificatie) blijft meestal beperkt tot naaldbos (Neiryneck et al., 2008), terwijl N<sub>2</sub>O meestal voorkomt in meer vochtige loofbosesystemen (Pilegaard et al., 2006).

Blootstelling aan overmatig hoge fijn stofconcentraties kan belangrijke negatieve feedbacks hebben op de zuiveringscapaciteit. Wijzigingen in de micromorfologische karakteristieken kunnen gevolgen hebben voor de verdere interceptie van fijn stof en de opname van gasvormige componenten via de stomata. Fijn stof captatie kan groeiverlies en stress induceren door wijziging van de bladstructuur (erosie epicuticulaire waslaag) (Burkhardt en Pariyadar, 2014). Partikels van bepaalde afmetingen blokken stomata tevens af, wat kan leiden tot een verminderde fotosynthese (blokkering van zonlicht), groei en transpiratie (Rai et al., 2010). Bij stress ten gevolge van luchtvervuiling wordt een beperking van de gas diffusie als gevolg van een toegenomen R<sub>s</sub> waargenomen. Planten die groeien in meer vervuilde omgevingen passen zich aan door de vorming

van meer maar kleinere stomata, waardoor er een netto toename van de stomataire weerstand is (Wuytack et al., 2010).

Blootstelling van bladeren aan hoge ozonconcentraties leidt volgens Moldau et al. (2011) en Hoshika et al. (2011) tot een snelle afname in stomataire geleidbaarheid en zelfs sluiting van de huidmondjes. Over het algemeen leiden hogere concentraties tot een lagere stomatale geleidbaarheid (hogere stomataire weerstand), vooral bij loofbomen (Wittig et al., 2009). Deze verminderde stomataire geleidbaarheid kan de stomataire absorptie van ozon en andere gasvormige pollutanten zoals NO<sub>2</sub> verminderen.

Bossen stoten ook belangrijke hoeveelheden biogene vluchtige organische stoffen (BVOS) uit, die de levering van de dienst negatief kunnen beïnvloeden (zie ook 1.1.4.). Bepaalde loofboomsoorten (bv. wilgachtigen, Robinia, bepaalde soorten eik zoals zomereik) emitteren isoprenen, die troposferische ozonvorming kunnen versterken. Hewitt (2010) stelde, op basis van het vermogen tot fijn stof captatie en de bijdrage aan ozonvorming, een ranking op om de netto-bijdrage van boomsoorten tot verbetering van de stedelijke luchtkwaliteit te optimaliseren. Bomen die niet de meest reactieve BVOS emitteren, maar wel een groot bladoppervlak hebben, verbeteren de luchtkwaliteit het meest. Grove den, zwarte els, lork, Noorse esdoorn, Spaanse aak, es en ruwe berk verwijderen het meest de verontreinigende stoffen zonder zelf bij te dragen tot de vorming van nieuwe verontreinigende stoffen. Men moet omzichtig omspringen bij het grootschalig aanplanten van isopreenemitterende soorten in een stedelijke omgeving met lage VOS/NO<sub>x</sub> verhouding (Nowak, et al., 2006; Calfapietra et al., 2013). Ook korte omloophouthout op basis van populier en wilg kan in theorie door de isopreenemissie ozonvorming stimuleren (Copeland et al., 2012; Beltman et al., 2013).

Andere boomsoorten (bv. naaldbomen als Pinus) emitteren terpeenverbindingen zoals monoterpenen en sesquiterpenen (Fares et al., 2010; Kurpius et al., 2002; Rannik et al., 2012). Deze worden geëmitteerd bij bv. hoge ozonconcentraties (defensiemechanismen tegen ozonoverlast en hitte) en leiden tot een belangrijke non-stomataire ozon sink. Na reactie met sterke oxidanten, zoals bv. ozon, OH- of nitraatradicalen, kan er echter secundair organisch aerosol gevormd worden (Gomez-Gonzalez et al., 2011) waardoor de aanwezigheid van fijn stof in de atmosfeer wordt versterkt. Men spreekt van een "blue haze" vorming boven bos, die zelfs in ongepollueerde condities kan optreden. Bij een verdere oxidatie van de partikels worden deze minder waterafstotend, wat de vorming van waterdruppels en partikels kan versnellen (Cape, 2007).

Hogere pollenproductie (allergenen) door bossen en heide kan optreden in gepollueerde omgeving ten gevolge van verhoogde stikstofdepositie en vooral verhoogde CO<sub>2</sub>-concentraties. Aanwezigheid van pollen versterkt daarbij de aanwezigheid van PM<sub>10</sub> (MIRA, 2007, Smith et al., 1990). Verhoogde ozonconcentraties (range: 50 – 90 µg m<sup>-3</sup>) leiden bij berken tot een verhoogd allergenengehalte in de pollen (Beck et al., 2013). Bij pollen van ruwe berk en haagbeuk werd bij korte-termijn-blootstelling (6 uur tot 2 dagen) aan matig verhoogde NO<sub>2</sub>-concentraties (34 tot 67 ppb), verhoogde allergeniciteit vastgesteld (Cuinica et al., 2014).

Er kan besloten worden dat er te veel negatieve werkzame feedback mechanismen bestaan die het gebruik van de ESD luchtzuivering kunnen beïnvloeden. Daardoor is het niet altijd mogelijk om het gebruik van de ESD juist in te schatten. Deze feedback mechanismen moeten niet alleen via onderzoek beter begrepen worden, maar moeten ook in modellen geïncorporeerd worden. Deze kennis is noodzakelijk om precieze voorspellingen voor afvang te kunnen verrichten en het aanbod van de ESD beter te kwantificeren. Voor de rest moet beseft worden dat bossen en groenelementen in het algemeen niet onbeperkt kunnen aangewend worden om de ESD te vervullen. Het is tevens niet duidelijk in welke mate de luchtkwaliteitsverbetering die merkbaar is bij bepaalde pollutanten zoals SO<sub>2</sub> en gerealiseerd werd door efficiënte filtering aan de bron, het filterend vermogen van het bos op termijn zal verbeteren.

## **7.2. Impact van het gebruik van de dienst op de toekomstige levering van andere diensten**

Hieronder wordt voor elk van de ecosysteemdiensten die in NARA aan bod komen, besproken of en hoe het gebruik van de ESD regulatie luchtkwaliteit een effect heeft op de levering van die diensten.

## Waterproductie

Het gebruik van de dienst kan de waterproducerende dienst van een bosgebied zowel positief als negatief beïnvloeden. Toename in de bosgroei (door bv. verhoogde stikstofdepositie) leidt doorgaans tot toename in de water storage en interceptie (ROTAP, 2012). Water filtreert doorheen de bosbodem en rijkt daarbij het grondwater aan. Soms treden versterkte waterverliezen (stomatair) op door een ontregeling van het stomatair apparaat. Vertraagde sluiting en opening van de stomata leidt tot versterkte waterverliezen. In het geval van een stomataire sluiting (door bv. droogte- of ozonstress), worden de waterverliezen beperkt. Soms zijn er belangrijke verschillen in totale verdamping, afhankelijk van bodemtype en boomsoort. Er is doorgaans een sterkere interceptieverdamping<sup>30</sup> bij naaldbos. De aanwezigheid van naaldbos is door de hogere (interceptie)verdamping minder aangewezen bij aanplanting in waterwinnings- en infiltratiegebieden.

## Houtproductie

Bij een matige toename van de stikstofdepositie is er een versnelde houtgroei door toegenomen assimilatie (Smart et al., 2011). De extra afgevangen stikstof zorgt voor een bemestingseffect in bosbestanden waar stikstof in het verleden groeilimiterend was (De Vries et al., 2006). In een latere fase kan groeivermindering optreden door indirecte effecten ten gevolge van overmatige stikstofdepositie en verzuring. Vaak zorgt dergelijke depositie ook voor standplaatsdegradatie of afname van de bodemvruchtbaarheid. Een overschrijding van de kritische last m.b.t. het induceren van vermistingseffecten die kan leiden tot een onevenwichtige voedingsbalans, impliceert een grotere risico op negatieve effecten op de houtproducerende dienst van het bos op lange termijn.

Er bestaat een negatieve impact (verminderde biomassa-productie) ten gevolge van blootstelling aan hoge ozonconcentraties. Zo grijpen er in planten detoxificatieprocessen van ozon plaats door bv. emissie van bepaalde isoprenoides of productie van antioxidanten. Deze impliceren een belangrijke C-investering en leiden bijgevolg tot aanwasverlies. Blootstelling aan hoge ozonconcentraties leidt tot een verminderde stomataire geleidbaarheid, fotosynthese en bijgevolg ook minder CO<sub>2</sub>-opname. De negatieve impact uit zich zowel in een verminderde bovengrondse als ondergrondse biomassa-productie (Matyssek et al., 2007). Overschrijding van de AOT40<sup>31</sup>-index boven 5000 of 10000 ppbuur, leidt tot resp. 5% of 10% bovengronds biomassaverlies. Het kritische niveau van 5000 ppbuur voor bescherming van bos (UN-ECE, 2010), wordt in Vlaanderen op vele plaatsen ruimschoots overschreden (Van steertegem, 2012).

## Voedselproductie

Luchtfiltering door (ruwe) vegetaties kan voedselproductie in rurale gebieden bestendigen door opname en detoxificatie van ozon. Depositie van zware metalen in bepaalde emissiegebieden kan leiden tot accumulatie ervan in eetbare paddenstoelen (opname in vruchtlichamen) bij bepaalde genera (genera *Agaricus*, *Macrolepiota*, *Lepista* and *Calocybe*) (Kalac en Svoboda, 2000). Opname van zware metalen vormt ook een probleem binnen een bepaalde afstand van autowegen waar planten/bomen met eetbare vruchten groeien. Waarden van Ni en Pb blijken hoger te zijn dan toegelaten waarden in moerbeien op een bepaalde afstand van drukke autowegen in Turkije (Pehlivan et al., 2012). Atmosferische depositie blijkt de belangrijkste bron van de verontreiniging van het landbouwareaal met zware metalen te zijn in Engeland en Wales (Nicholson et al., 2006). Ook in Vlaanderen levert de atmosferische depositie van zware metalen (gelinkt met industriële activiteiten) een belangrijke bijdrage in de verontreiniging van landbouwpercelen (MIRA, 2010). Aanwezigheid van "regional haze" (versterkt door vorming van secundair organisch aerosol uit BVOS) leidt tot minder fotosynthetisch actieve straling, wat de voedselproductie kan doen verminderen (Chameides et al., 1999).

## Energiegewassen

De impact van de opname van pollutanten door bossen op de productie van energiegewassen in de omgeving is niet bekend. Snelgroeiende boomsoorten zoals populier en wilg, populaire energiegewassen, stoten wel isoprenen uit die ozonvorming kunnen versterken (Beltman et al., 2013; Copeland et al., 2012). Korte omloophout aanplantingen hebben tevens een beperkte ruwheid (genereren weinig turbulentie) en bezitten dus een laag vermogen tot luchtzuivering.

## Regulatie waterkwaliteit

De captatie van stikstof door bossen kan leiden tot een verminderde bodem- en grondwaterkwaliteit door bijvoorbeeld uitspoeling van nitraat- of aluminiumconcentraties uit

<sup>30</sup> Verdamping van geïntercepteerd water tijdens en na neerslagbuien

<sup>31</sup> AOT40: Accumulate exposure over a threshold of 40 ppb

stikstofverzadigde en verzuurde bosccosystemen. Door de hoge bemestingsdruk vormt het landbouwareaal echter een veel grotere bron van stikstofdoorslag dan bos (Hallberg and Keeney, 1993). De aanwezigheid van een boscysteem (bomen, micro-organismen en bodem) zal op zich wel bijdragen tot een verbeterde waterkwaliteit, doordat bomen de water flow vertragen en sediment invangen. Wortels houden de bodem poreus, terwijl de micro-organismen polluenten afbreken en bodempartikels contaminanten (bv. pesticiden) invangen.

Rivierbossen worden erkend als effectieve filters voor nutriënten zoals stikstof, fosfor, calcium, kalium, zwavel en magnesium (Lowrance et al., 1984a, 1984b, 1986). Rivierbossen zijn zeer efficiënt bij bijvoorbeeld de verwijdering van stikstof uit agrarische run-off (Lowrance et al., 1985). Oordeelkundige aanplanting van rivierbossen kan daarbij de waterkwaliteit drastisch verbeteren (Tomer, 2005). Rivierbossen vertragen de transfer van contaminanten (pathogenen, toxische stoffen, pesticiden) naar oppervlaktewaters en verhogen de kans dat contaminanten worden gesekwestreerd in oeversedimenten. Deze worden daar geadsorbeerd in de kleifraction of getransformeerd via microbiële en chemische processen (Johnston et al., 1984).

### **Regulatie waterdebiet, erosie- en overstromingsbescherming**

De luchtregulerende werking van bos heeft geen invloed op deze ESD's.

### **Regulatie geluid**

Er is geen directe link met de regulatie van luchtkwaliteit aan te tonen.

### **Kustbescherming**

Hier kan geen direct verband met de regulatie van luchtkwaliteit aangetoond worden.

### **Regulatie globaal klimaat**

Er zijn zowel positieve als negatieve feedbacks die uitgaan van het luchtzuiverende vermogen, waardoor het netto-effect van deze ESD op de opmaak van de broeikasgasbalans moeilijk in te schatten is bij de belangrijkste broeikasgassen ( $N_2O$ ,  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $O_3$ ).

De bodememissie van  $N_2O$  (lachgas) en  $NO$  (precursor van troposferisch ozon) is belangrijk in stikstofverzadigde ecosystemen. Dit is een gevolg van de historische stikstofdepositie (Pilegaard et al., 2006; Skiba et al., 1999).

Er is een milderende impact door stomataire opname en "quenching" van ozon, waardoor ozonconcentraties verlaagd worden. Daarnaast kan de aanwezigheid van ozon in de atmosfeer versterkt worden door isopreenemissies bij bepaalde loofboomsoorten, zoals wilgachtigen, en vooral bij een lage  $VOS/NO_x$  verhouding in de atmosfeer.

Er is een verhoogde sekwestratie van  $CO_2$  in de houtmassa door de verhoogde stikstofdepositie (Magnani et al., 2007; Sutton et al., 2008). Anderzijds bestaan er bij overmatige stikstofdepositie ook negatieve (indirecte) effecten op de vitaliteit en groei van bos (Erisman en De Vries, 2000).

De opname van methaan (biologische methaanoxidatie door bacteriën) is een belangrijk proces in bosbodems. Methaanoxidatie wordt echter gereduceerd bij hogere stikstofdeposities in bossen (Butterbach-Bahl et al., 2002). Methaanemissie draagt sterk bij tot de opwarming van het klimaat en versterkt de vorming van ozon (EEA, 2013).

### **Bodemvruchtbaarheid**

De regulatie van de luchtkwaliteit heeft een negatieve invloed op de ESD bodemvruchtbaarheid. Door de efficiënte filtering van stikstof- en zwavelhoudende componenten door bossen, worden de verzurings- en vermestingsprocessen, vooral op armere bosbodems versterkt (Erisman en De Vries, 2000). De verzuring leidt tot het verlies aan buffercapaciteit, waardoor de pH van de bodem verder daalt en basische kationen verder uitspoelen. Dit leidt samen met stikstofovermaat tot een onevenwicht in de voedingsbalans. De bodemverzuring leidt verder tot een verminderde bodembioologische activiteit, met verlies aan diepgravende regenwormen en verschuiving in het soortenspectrum van micro-organismen. Bodemverzuring heeft tevens tot gevolg dat bepaalde zuurgevoelige en veeleisende soorten, zoals linde en kers, niet meer succesvol aangeplant kunnen worden. Overmatig ESD gebruik kan dus de bodemgeschiktheid voor bepaalde boomsoorten en planten in te toekomst in zeker mate gaan hypothekeren.

Overmatige captatie van stikstof leidt in bepaalde bostypes tot een vertraagde strooiselafbraak. Er treedt accumulatie van organisch materiaal op door een verminderde afbraak in de latere fase van strooiselafbraak (Berg et al., 1995). Wanneer deposities afnemen, kan de afbraak daarentegen



microbieel versneld worden wat tot verhoogde DOC<sup>32</sup>-concentraties in het bodemwater kan leiden (Verstraeten et al., 2014) wat tot koolstofverlies in bodem kan leiden.

De historische atmosferische depositie van zware metalen leidt tot de accumulatie ervan in het ecosysteem, vooral in de organische en minerale bodemlagen. Bepaalde boomsoorten staan bekend als Cd en Zn-accumulators (Lettens et al., 2011) en brengen zware metalen versneld in omloop. Dit kan leiden tot hoge concentraties in de strooisellaag, waar er verhoogde biologische activiteit is (Van Nevel et al., 2013; Van Nevel et al., 2011). Verhoogde verzuring van de toplagen, als gevolg van de filterende werking van het bos, leidt eveneens tot verhoogde oplosbaarheid van zware metalen.

### **Bestuiving**

De ESD regulatie luchtkwaliteit heeft een positief effect op de regulatie bestuiving. Er zijn duidelijke aanwijzingen voor effecten van luchtverontreiniging op bestuivingsmechanismen. Aanwezigheid van bepaalde pollutanten zoals ozon, kunnen de activiteit van bestuivers verstoren en de bestuiving zo verminderen. Pollutanten binden zich aan bepaalde geurmoleculen die in een geurvlug verspreid worden (McFrederick et al., 2008). Het filterende vermogen leidt tot zuiverder lucht, wat zich vooral in de onderetage van bossen laat gevoelen. Zo lagen de concentraties van SO<sub>2</sub> en O<sub>3</sub> in een dennenbestand resp. 20 tot 13% lager onder het kronendak dan erboven (Overloop et al., 1999). De betere luchtkwaliteit binnen een bos kan leiden tot minder verstoring van geurgordijnen. Aanwezigheid van gestructureerd bos met vele (boom)soorten bestendigt bovendien het aanbod van bloem- en bladnectar gedurende gans het groeiseizoen. Daarenboven werkt een grote diversiteit aan bomen/struiken bij tot een meer gevarieerde kruidvegetatie, geschikt als nectarbron voor honingbijen of andere bestuivende insecten.

### **Plaagbestrijding**

Het luchtzuiverend vermogen van bossen kan negatieve effecten op het vlak van plaagbestrijding veroorzaken. Stikstofovermaat kan bijvoorbeeld leiden tot verhoogde gevoeligheid voor schimmel- en insektenaantastingen (Erisman en De Vries, 2000). Bomen zijn fysiologisch verzwakt waardoor ze gevoeliger zijn voor vorst, droogte en biotische schadefactoren. Depositie van (waterdamp aantrekkende) ammoniumzouten op het bladoppervlakte bossen verhoogt de bladnatheid bij populier wat tot meer aantastingen leidt (Pinon et al., 2006). Doorgaans zijn meer soortenrijke, gestructureerde bossen beter gewapend tegen pathogenen dan monoculturen.

### **Recreatie en beleving**

De regulatie van de luchtkwaliteit heeft een gunstige invloed op het vlak van de recreatie en beleving. In geval van luchtfiltering creëer je zuiverder lucht in bos voor de recreant (Houben et al., 2006). Het fijn stof komt terecht op het bladerdek en in de randen van het bos, waardoor de luchtkwaliteit onder het bladerdek relatief goed is (zie bestuiving). Bosgebieden kunnen op zich dus wel belangrijke oases van betere luchtkwaliteit vormen, temeer omdat ze ook de concentraties van andere luchtverontreinigingen zoals zwaveloxiden, ammoniak en ozon kunnen verlagen. Door detoxificatie van ozon en zuivering van de lucht kan er een verbeterde beleving optreden. Het is bekend dat ammoniumzouten in fijn stof (PM<sub>2,5</sub>) leiden tot een beperkte zichtbaarheid (Barthelmie en Pryor, 1998). Captatie van fijn stof door bos kan leiden tot een betere zichtbaarheid.

### **Wildbraadproductie**

Er is geen directe link met de regulatie van de luchtkwaliteit aan te tonen.

Er kan besloten worden dat de ESD regulatie luchtkwaliteit in bepaalde gevallen niet compatibel is met andere ESD's. Op het vlak van bodemvruchtbaarheid is het luchtfilterend vermogen van bossen zelfs bijzonder nefast en ongewenst indien de kritische last m.b.t. verzurings- en vermistings-effecten van het bosecosysteem in kwestie overschreden wordt.

## **7.3. Impact van de vraag en het gebruik van deze dienst op diensten elders in de wereld**

Vermits luchtverontreiniging een grensoverschrijdend probleem is, kan het gebruik van deze dienst hier, de druk op diensten elders doen afnemen. Het is echter niet duidelijk hoe groot de impact is. Dit is een probleem dat op (sub)globale schaal moet worden aangepakt. Inspanningen die één regio levert, volstaan niet om de vraag elders te helpen verminderen.

---

<sup>32</sup> DOC: dissolved organic carbon

## 7.4. Vergroten van de positieve en verminderen van de negatieve impact van de ESD

De positieve impact van de ESD regulatie luchtkwaliteit kan verhoogd worden door de ruwheid (tree cover) in het landschap/stedelijke omgeving op te drijven. Dit kan bijvoorbeeld verkregen worden door bos ouder te later worden. Een toenemende bestandshoogte zorgt ook voor een grotere ruwheidslengte. De ruwheid wordt verder verbeterd door de plant area index (PAI) en de verticale structuur te optimaliseren (Shaw en Pereira, 1982). Grotere bomen of overstaanders<sup>33</sup> capteren efficiënter fijn stof dan kleinere exemplaren (Tonneijck en Bade, 2011). Door de boomsoortenmenging op te drijven, kan de multipolluent afvang beter gerealiseerd worden (Manes et al., 2010; Manes et al., 2012).

Aan de aanbodzijde kan de negatieve impact van ESD regulatie luchtkwaliteit verkleind worden door land- en gebruiksconversie beter te sturen. Indien vastgesteld wordt dat het uitoefenen van de ESD een negatieve impact heeft op de levering van andere diensten, zoals behoud van bodemvruchtbaarheid en –waterkwaliteit, kan voor omvorming geopteerd worden. Het is bekend dat naaldbossen veel pollutanten capteren (waaronder stikstof), maar die onvoldoende kunnen verwerken. Naaldbossen hebben een beperkte stikstofbehoefte (lage opname in houtachtige biomassa) en omdat ze voorkomen op voedselarmere standplaatsen treedt sneller nitraatuitspoeling op. Er kan op die standplaatsen beter geopteerd worden voor meer loofbos waarbij de stikstofcyclus meer gesloten verloopt (betere verwerking van stikstof door de vegetatie) en de ontzuring sneller zal plaatsgrijpen. Daarbij moeten loofboomsoorten met een grotere stikstofbehoefte en een rijke chemische bladsamenstelling (basische kationen) de voorkeur krijgen. Boomsoorten zoals boswilg, trilpopulier en linden zijn in staat om de standplaats op natuurlijke manier te bufferen tegen verzuring.

Aan de vraagzijde moet luchtzuivering veel meer aan de bron aangepakt worden, vermits dit veel efficiënter verloopt dan de luchtzuivering door bos en groenelementen. Een mooi voorbeeld daarvan is de filtering van fijn stof, die in de verschillende sectoren veel efficiënter aan de bron kan aangepakt worden (Schrooten et al., 2003; Aarnink en van der Hoek, 2005). Bebossing en aanplanting van groenelementen moet enkel aanbevolen worden als maatregel wanneer dispersie van de pollutant in de atmosfeer heeft plaatsgevonden. In een stedelijke omgeving en nabij verkeerswegen moet tevens geopteerd worden voor een oordeelkundige inplanting van groenelementen (Verheyden, 2008; Wesseling et al., 2004; Vos et al., 2013).

## 7.5. Kwantificeren van de limieten voor gebruik van de dienst

De limieten voor gebruik van de ESD regulatie luchtkwaliteit kunnen gekwantificeerd worden aan de hand van berekening van kritische lasten via de massabalansmethode (simple mass balance, UBA 2004) voor de effecten van vermisting, verzuring en depositie van zware metalen. Daar wordt voor deze effectgroepen een bepaald chemische limiet (bv. in de bodemoplossing) vooropgesteld, waarbij het vervullen van een specifieke ecosysteemdienst zoals regulatie waterkwaliteit (nitraatverliezen), behoud bodemvruchtbaarheid (verlies buffercapaciteit bodem), regulatie globaal klimaat (emissie lachgas of ozon precursoren), creëren van een evenwichtige voedingsbalans m.b.t. stikstof, biodiversiteitsverlies (bv. verschijnen stikstofminnende planten) in gedrang komt. Kritische lasten zijn in grootte afhankelijk van het gestrengheid in het criterium dat gebruikt wordt (Langouche et al., 2011):

- Chemische criteria vermestend effect stikstof:
  - nitraatuitspoeling: 25 of 50 ppm NO<sub>3</sub> (respecteren van resp. streef en – grenswaarde in drinkwater);
  - veerkracht ecosysteem voor wat betreft onevenwichtige mineraalhuishouding (geïnduceerd door stikstof) waardoor grotere gevoeligheid voor insecten- en schimmelplagen geïnduceerd wordt (maximaal toelaatbare uitspoeling van nitraatstikstof tot bv. 20 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>);
  - biodiversiteitsverlies door stikstofovermaat: bv. 1 mg N/L in bodemwater.
- Chemische criteria verzuring
  - aluminiumtoxiciteit (Bc/Al of Ca/Al = 1): overschrijding van kritische depositie gaat gepaard met een daling van de bodemvruchtbaarheid waarbij toxisch aluminium vrijgesteld wordt in de bodemoplossing waarbij

<sup>33</sup> Overstaanders zijn bomen die niet gekapt worden en kunnen doorgroeien tot grote dimensies

- zuurgevoelige boomsoorten of kruidachtige planten niet meer kunnen gedijen;
      - overschrijding van kritisch depositie die leidt tot verlies aan buffercapaciteit (verminderde bodemvruchtbaarheid of standplaatsdegradatie) vanaf een bepaalde pH-waarde of ANC<sup>34</sup>-criterium (ANC => 0, Bc/Al > 10) niet meer gerespecteerd wordt;
      - biodiversiteitsverlies door verzuring (verminderde bedekking of verdwijnen van zuurgevoelige soorten zoals Slanke sleutelbloem, Grote keverorchis, Eenbes, Bosaardbei) (kritische last op basis van pH-criterium).
- o zware metalen (UBA, 2004, Gobin et al., 2005)
  - kritische depositie m.b.t. induceren van ecotoxicologische effecten op ecosysteemniveau;
  - kritische lasten m.b.t. induceren van gezondheidseffecten voor grondwater dat als drinkwater wordt gebruikt.

De gevoeligheid van verschillende vegetatietypes voor overmatige aanrijking van atmosferisch stikstof, kan via empirische kritische lasten beoordeeld worden (Acherman en Bobbink, 2003; Van Dobben et al., 2012). Indien de kritische stikstofdepositiewaarden van deze vegetaties door de actuele stikstofdeposities worden overschreden, impliceert dit dat de ze niet langer duurzaam in stand gehouden kunnen worden. Op die manier wordt nagegaan of de gevolgen van het maximaal gebruik van de ESD regulatie luchtkwaliteit stroken met de doelstellingen vooropgesteld om de vegetatie in stand te houden.

Naast gebruik van kritische deposities voor bescherming van ecosystemen of habitats, kunnen ook kritische normen inzake luchtconcentraties voor de bescherming van gevoelige hogere of lagere plantensoorten gehanteerd worden (naar analogie met normen opgesteld voor de bescherming van de volksgezondheid). Deze kunnen gebruikt worden voor bescherming van bijvoorbeeld stikstofgevoelige plantensoorten die voorkomen in bepaalde habitats waar op het luchtzuiverend vermogen wordt ingezet. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen normen die een bescherming garanderen op lange termijn (jaargemiddelde) of normen met als doelstelling kortetermijnbescherming (daggemiddelden, 4-uurgemiddelde).

- NH<sub>3</sub>: er bestaan momenteel normen voor chronische blootstelling van hogere en lagere planten (korstmossen, mossen) aan ammoniak (jaarlijkse gemiddelde concentratie). Overschrijding van de norm leidt tot een afname in bedekking van de soort wat tot biodiversiteitsverlies leidt (Cape et al., 2009).
- NO<sub>x</sub>: Er bestaan normen voor acute en chronische blootstelling van hogere en lagere planten die leiden tot beïnvloeding van de groei: een toegenomen groei kan daarbij leiden tot verminderde bedekking van bepaalde soorten (Revised ICP vegetation Mapping Manual, 2010).
- Ozon: Er bestaan voor gewassen, half-natuurlijke vegetatie en bossen concentratie- of flux gebaseerde indices (resp. AOT<sub>40</sub> of POD<sub>y</sub><sup>35</sup>) voor bescherming tegen chronische effecten van ozon (Revised ICP vegetation Mapping Manual, 2010). Deze moeten verder verfijnd worden naar boomsoort of plantensoort. Daarbij genieten flux gebaseerde indices (POD<sub>y</sub>) de voorkeur daar die gebaseerd zijn op effectieve ozonopname (Deutsch en Vandermeiren, 2013). Meestal wordt daarbij (bovengronds) biomassaverlies als criterium genomen. Gezien de huidige criteria of thresholds voor ozonschade eerder gericht zijn op vermindering van groei en fotosynthetische activiteit, zou men zich meer kunnen richten op bv. schade aan reproductie-organen of de vitaliteit. Er kunnen ook nieuwe indices op punt gesteld worden voor andere indicatoren zoals voedselveiligheid, koolstofopslag, voederkwaliteit en vitaliteit van beschermde habitats (Morrissey, 2007). Voor ozon zijn nog weinig acute normen beschikbaar voor korte termijn blootstelling (uurlijks of 8-uurlijkse ) van bepaalde plantensoorten aan hoge concentraties.

<sup>34</sup> ANC: acid neutralizing capacity van de bodemoplossing (som basische kation – som anionen sterke zuren)

<sup>35</sup> POD<sub>y</sub>: Phytotoxic ozone dose over threshold Y

## 8. Kennislacunes

Voor het kwantificeren van de ESD regulatie luchtkwaliteit zijn er betrouwbare modellen nodig die de kroonweerstand ( $R_c$ ) of de depositiemechanismen voor een gegeven pollutent i.f.v. landgebruik kunnen simuleren. De oppervlakte-eigenschappen van de vegetatie (of bebouwing) moet voldoende gekend zijn om een precieze schatting van de afvang van de pollutent te verkrijgen. Ondanks het belang van aerosoldepositie in verwerking en het bevuilden van stedelijke gebouwen, zijn de depositiepatronen ervan nog relatief onbekend (Fowler et al., 2009).

Verder moet er rekening gehouden worden met de negatieve feedback die het uitoefenen van de ecosysteemdienst (luchtfiltrering) of de blootstelling aan hoge concentraties van pollutenten teweegbrengen op het functioneren van de vegetatie. Er kunnen veranderingen optreden in de eigenschappen van stomata (verstoorde sluitingsmechanismen). Vegetatieparameters zoals stomataire weerstand zijn immers sterk afhankelijk van de stomataire dichtheid en stomataire oppervlakte, maar die worden echter ook door luchtverontreiniging beïnvloed. De cuticula kan wijzigingen ondergaan door erosie van de epicuticulaire waslaag en verandering in bladbevochtigbaarheid. In de meeste van de huidige depositiemodellen zijn deze feedback mechanismen niet in rekening gebracht (Mensink et al., 2011).

De bestaande regionale modellen zoals EMEP of VLOPS zijn gebaseerd op een unidirectioneel weerstandsanalogon. In werkelijkheid verloopt de uitwisseling tussen vegetatie en de atmosfeer soms volgens een bidirectioneel patroon waarbij de vegetatie (kronendak of ecosysteem) ook als (emissie)bron kan benaderd worden. Voorbeelden hiervan zijn resuspensie van neergeslagen fijn stof of stomataire emissie en cuticulaire desorptie van  $NH_3$  vanaf stikstofverzadigde ecosystemen of oppervlaktes.

Mogelijke verbeteringen bestaan uit:

- Aanpassingen van stomataire weerstand  $R_s$ :
  - In rekening brengen van gewijzigde stomataire geleidbaarheid of stomataire sluiting en traagheid (sluggishness) ten gevolge van ozonstress of blootstelling in een verontreinigde omgeving in het algemeen (Paoletti & Grulke, 2010);
  - Insluiten van stomataal compensatiepunt om stomataire emissie van  $NH_3$  te simuleren (Velders et al., 2010). Sinds 2013 (versie Vlops12) houdt het model Vlops rekening met het stomataal compensatiepunt om de stomataire emissie van  $NH_3$  te simuleren (Van Jaarsveld et al., 2012). Daarvoor moet het stomatair compensatiepunt voor ammoniak per landgebruiksklasse zo precies mogelijk gekend zijn.
- Aanpassingen weerstand extern oppervlakte:  $R_{ns}$ 
  - In rekening brengen van het optreden van resuspensie bij hoge windsnelheden (fijn stof) of cuticulaire desorptie van bv.  $NH_3$ ;
  - In rekening brengen van veranderingen in de bladnatheid ten gevolge van blootstelling aan ammoniumzouten (Cape et al., 2007). Excessieve aerosoldepositie versnelt de verwerking van de epicuticulaire waslaag wat vochtverliezen versterkt en de bladweerstand wijzigt (Burkhardt en Pariyar et al., 2014).

Om de trends in het aanbod van de ESD op een doeltreffende manier te karteren, zijn er studies of chronosequenties in bosgebieden vereist om het effect van ouderdom (zoals toenemende bestandshoogte en -volume, gemiddelde bestandsdiameter), wijziging in plant area index, verticale structuur en aanwezigheid van zwaar stamhout (overstaanders, middelhout reserve) op het filterend vermogen van gassen en fijn stof, in te kunnen schatten. Volgens Bade et al. (2008) vangen zwaardere beukenbomen meer fijn stof af dan dunnere exemplaren. Het is niet duidelijk of dit ook het geval is, indien de vergelijking op oppervlakte-basis zou gebeuren.

Er is bijkomend onderzoek nodig om de depositiemechanismen van fijn stof te kwantificeren en modelmatig te simuleren. Depositie van fijn stof wordt zowel door de microstructuur van bladeren (epicuticulaire waslaag, aanwezigheid beharing) als door de geometrie van het kronendak beïnvloed (Petroff et al., 2008). Ook de partikelgrootte beïnvloedt de captatie-efficiëntie (removal efficiency). Het is niet zinvol om groenelementen langs drukke verkeerswegen te planten als blijkt dat die enkel de fractie van 3 tot 10  $\mu m$  afvangen en de verkeer gerelateerde uitstoot van  $PM_{2,5}$  ongemoeid laten. Onderzoek van Fujii et al. (2008) tonen in dit verband echter aan dat de fijne fractie zoals zeer fijn (a.d.  $< 0.25 \mu m$ ) en ultrafijn (a.d.  $< 0.1 \mu m$ ) stof, toch beter geïncapteerd zou

kunnen worden dan algemeen wordt aangenomen. Dit zou ondermeer veroorzaakt worden door haar 'sticky nature' en 'high diffusion lengths', dit in tegenstelling tot de 0.1 - 1  $\mu\text{m}$  fractie die zich in de "accumulatie mode" bevindt (Seinfeld en Pandis, 1998). Meer onderzoek in Vlaanderen kan bevestigen of dit wel degelijk het geval is.

De ruimtelijke resolutie van de luchtconcentratiekaarten is sterk afhankelijk van de gebruikte modellen (Maiheu et al., 2013). De emissiebronnen kunnen stationair (punt- of lijnvormig) of diffuus zijn, wat de keuze van het model kan beïnvloeden. De kartering van pollutanten in een stedelijke omgeving zoals  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{NO}_x$  zou waarschijnlijk ook beter op een ander schaalniveau (micro-omgeving) moeten gebeuren dan pollutanten zoals ozon en ammoniak die eerder in een landelijke omgeving piekconcentraties vertonen. Voor de specifieke modellering van 'street canyons' kunnen de modellen CAR of OSPM gebruikt worden (mondelinge mededeling David Celis).

Verder kan in de toekomst meer werk gemaakt worden van de depositiemodellering van PM,  $\text{O}_3$  en  $\text{NO}_2$  i.f.v. de hier gebruikte landsgebruiksklassen. Daarbij moeten hun oppervlakte-eigenschappen precies gekend zijn en voor bepaalde landsgebruiksklassen zijn die nog vrij onzeker. De depositiemodellen moeten gevalideerd kunnen worden aan de hand van gemeten depositiewaarden en die zijn voor bovenvermelde pollutanten in Vlaanderen niet beschikbaar (enkel luchtconcentraties worden gemeten). Het is daarom belangrijk om bij de kartering van deposities ook de onzekerheidsmarge mee te nemen. Momenteel wordt via het VLOPS-model enkel depositie van  $\text{NO}_y$  (alle geoxideerde stikstofcomponenten),  $\text{NH}_x$  en  $\text{SO}_x$  verkregen.



## Lectoren

**Niko Boone**, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

**David Celis, Bo Van den Bril**, Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Lucht, Milieu en Communicatie

**Leo De Nocker**, Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO)

**Philippe van Haver**, Dep. LNE, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid

**Jasper Wouters**, Dep. LNE, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid

## Referenties

- Aarnink A.J.A., van der Hoek K.W. (2005). Opties voor reductie van fijn stof emissie uit de veehouderij. Rapport 289 RIVM.
- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M. (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39:379-386.
- Achermann B. and Bobbink R. (eds.), 2003. Empirical Critical Loads of Nitrogen, SAEFL Report 164, Swiss Agency for Environment Forests and Landscape, Bern, pp. 43-169.
- Aertsens J., De Nocker L. Lauwers H., Norga K., Simoens I., Meiresonne L., Turkelboom F., Broekx S. (2012). "Daarom groen! Waarom u wint bij groen in uw stad of gemeente"; Studie uitgevoerd in opdracht van: ANB – Afdeling Natuur en Bos; 144 p.
- Alonso R., Vivanco M.G., Gonzalez-Fernandez I., Bermejo V., Palomino I., Garrido J.L., Elvira S. Salvador P., Artinano B. (2011). Modelling the influence of peri-urban trees in the air quality of Madrid region (Spain). *Environmental Pollution* 159:2138–2147
- Ashmore M.R. (2005). Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant Cell and Environment* 28(8):949-964.
- Bade T., Tonnejck F., van Middendorp B. (2008). De kroon op het werk. Werken aan het juiste klimaat voor mensen en bomen. Triple E Productions, Arnhem, februari 2008.
- Barthelmie R.J., Pryor, S.C. (1998). Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment— a case study from the lower Fraser Valley, British Columbia. *Atmospheric Environment* 32, 345–352.
- Beck I., Jochner S., Gilles S., McIntyre M., Buters J.T.M., et al. (2013). High Environmental Ozone Levels Lead to Enhanced Allergenicity of Birch Pollen. *PLoS ONE* 8(11): e80147. doi:10.1371/journal.pone.0080147
- Beckett K.P., Freer-Smith P.H., Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology* 6, 995-1003.
- Berg B., McLaugherty C., Desanto A.V., Johansson M.B., Ekbohm G. (1995). Decomposition of Litter and Soil Organic-Matter - Can We Distinguish A Mechanism for Soil Organic-Matter Buildup. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10(2), 108-119.
- Beltman J. B., Hendriks C., Markus T., Schaap M. (2013). The impact of large scale biomass production on ozone air pollution in Europe. *Atmospheric Environment* vol. 71, 352-363.
- Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M. et al. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol. Appl.*, 20, 30–59.
- Bouman M.A., Stelwagen L.B., De Vries E.A., Olsthoorn A.F.M. (2001). Verdrinken de bomen? Een onderzoek naar effecten van vernatting op de groei van bomen Alterra-Rapport, 314 Alterra: Wageningen. 82 pp.
- Broekx S., De Nocker L., Liekens, I., Poelmans L., Staes J., Van der Biest K., Meire P., Verheyen K. (2013). Raming van de baten geleverd door het Vlaamse NATURA 2000-netwerk. 211 pp.
- Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W., Bossuyt M. (2012). Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.
- Burkhardt, J., Pariyar, S. (2014). Particulate pollutants are capable to 'degrade' epicuticular waxes and to decrease the drought tolerance of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Environmental Pollution* 184, 659-667.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., Papen, H. (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N<sub>2</sub>O, NO/NO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management* 167 (1-3), 123-134.
- Calfapietra C., Fares S., Manes F., Morani A., Sgrigna G., Loreto F. (2013). Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution* 183:71-80.

- Cape J.N., Paterson I.S., Wolfenden J. (1989). Regional variation in surface properties of Norway spruce and Scots pine needles in relation to forest decline. *Environ. Pollut.* 58, 325–342.
- Cape J.N., Sheppard L.J., Binnie J., Arkle P., Woods C. (1995). Throughfall deposition of ammonium and sulphate during ammonia fumigation of a Scots pine forest. *Water Air and Soil Pollution* 85(4):2247-2252.
- Cape J.N. (1996). Surface wetness and pollutant deposition. In *Plant Cuticles*. Kerstiens, G., Ed. Bios Publishers, Oxford. pp. 238–300.
- Cape J.N. (1997). Photochemical oxidants - what else is in the atmosphere besides ozone? *Phyton (Horn, Austria)* 37, 45–57.
- Cape J.N. (2007). Secondary air pollutants and forests - New perspectives. *The Scientific World Journal* 7:9-14.
- Cape J.N., Jones M.R., Leith I.D., Sheppard L.J., van Dijk N., Sutton M.A., Fowler D. (2008). Estimate of annual NH<sub>3</sub> dry deposition to a fumigated ombrotrophic bog using concentration-dependent deposition velocities. *Atmospheric Environment* 42(27):6637-6646.
- Cape J.N., van der Eerden L.J., Sheppard L.J., Leith I.D., Sutton M.A. (2009). Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157(3):1033-1037.
- Chameides W.L., Yu H., Liu S.C., Bergin M., Zhou X., Mearns L., Wang G., Kiang C.S., Saylor R.D., Luo C., Huang Y., Steiner A., and Giorgi F. (1999). Case study of the effects of atmospheric aerosols and regional haze on agriculture: an opportunity to enhance crop yields in China through emission controls? *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 96, 13626–13633.
- Compton J.E., Harrison J.A., Dennis R.L., Greaver T.L., Hill B.H., Jordan S.J., Walker H., Campbell H.V. (2011). Ecosystem services altered by human changes in the nitrogen cycle: a new perspective for US decision making. *Ecology Letters* 14(8): 804-815.
- Copeland N., Cape J.N., Heal M.R. (2012). Volatile organic compound emissions from Miscanthus and short rotation coppice willow bioenergy crops. *Atmospheric Environment* 60:327-335.
- Crossley A., Fowler D. (1986). The weathering of Scots pine epicuticular wax in polluted and clean air. *New Phytol.* 103, 207–218.
- Cuínica G.C., Abreu I., de Silva J.E. (2014). Effect of air pollutant NO<sub>2</sub> on *Betula pendula*, *Ostrya carpinifolia* and *Carpinus betulus* pollen fertility and human allergenicity. *Environmental Pollution* 186: 5055.
- De Nocker L., Michiels H., Deutsch F., Lefebvre W., Buekers J., Torfs R. (2010). Actualisering van de externe milieuschadetekosten (algemeen voor Vlaanderen) met betrekking tot luchtverontreiniging en klimaatverandering, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2010/03, VITO
- De Ridder K. (2004). Benefits of Urban Green Space (BUGS), Final Report, BUGS, [www.vito.be/bugs/](http://www.vito.be/bugs/)
- Deutsch F., Vankerkom J., Vercauteren J., Bossuyt M., Fierens F. (2013). Modeloptimalisatie oor chemische subcomponenten van het BeEUROS-model, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2013/02, VITO/2013/RMA/R/49, VMM, VITO.
- Deutsch F., Vandermeiren K. (2013), Ozonschade aan vegetatie: Literatuurstudie en studie naar de haalbaarheid van een indicator op basis van de ozonflux en naar de implicaties voor de gebiedsdekkende berekening via een luchtkwaliteitsmodel, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2013/12, VITO, CODA-CERVA.
- De Vries W., Kros, H., Reinds G.J., Wamelink W., Mol J., Van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., Van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J-P. (2007). Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. *Alterra Report 1382*, Alterra WUR, Wageningen, The Netherlands, 206 pp.
- De Vries W., Reinds G.J., Gundersen P., Sterba H. (2006). The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12(7):1151-1173.
- Dise N.B., Matzner E., Forsius M. (1998). Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Forest Ecology and Management* 102, 453-456.
- EEA (2013). Air Quality in Europe. EEA-report 2012. Pp. 107

- Erisman J.W., de Vries W. (2000). Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Reviews* 8, 65–93.
- Erisman J.W., Draaijers G. (2003). Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. *Environmental Pollution* 124(3):379-388.
- Erisman J.W., Van Pul A., Wyers P. (1994). Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmospheric Environment* 28:2595-2607.
- Fares S., McKay M., Holzinger R., Goldstein A.H. (2010). Ozone fluxes in a *Pinus ponderosa* ecosystem are dominated by non-stomatal processes: Evidence from long-term continuous measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* 150(3):420-431.
- Farquhar G.D., Firth P.M., Wetselaar R., Weir B. (1980). On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: determination of the ammonia compensation point. *Plant Physiol* 66:710-714.
- Flechard C.R., Massad R.S., Loubet B., Personne E., Simpson D., Bash J.O., Cooter E.J., Nemitz E., Sutton M.A. (2013). Advances in understanding, models and parameterizations of biosphere-atmosphere ammonia exchange. *Biogeosciences* 10(7):5183-5225.
- Fowler D., Cape J.N., Coyle M., Flechard C., Kuylenstierna J., Hicks K., Derwent D., Johnson C., Stevenson D. (1999). The global exposure of forests to air pollutants. *Water, Air and Soil Pollution* 116:5 tot 32.
- Fowler, D., Cape, J.N., Unsworth, M.H. (1989). Deposition of atmospheric pollutants on forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 324, 247-265.
- Fowler D., Pilegaard K., Sutton M.A., Ambus P., Raivonen M., Duyzer J., Simpson D., Fagerli H., Fuzzi S., Schjoerring J.K. et al. (2009). Atmospheric composition change: Ecosystems-Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment* 43(33):5193-5267.
- Fujii, E. (2008). Removal Rates of Particulate Matter onto Vegetation as a Function of Particle Size. Final Report to Breathe California of Sacramento-Emigrant Trails' Health Effects Task Force (HETF) and Sacramento Metropolitan Air Quality Management District.
- Gobin A., Verlinde G., Notebaert B., Govers G. (2005). Verbeterde kwantificering van diffuse verontreiniging van oppervlaktewater met metalen uit erosie. Rapport in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Bodemkundige dienst van België, Katholieke Universiteit Leuven.
- Gómez-González Y., Wang W., Vermeylen R., Chi X., Neiryneck J., Janssens I. A., Maenhaut W., and Claeys M. (2011). Chemical characterisation of atmospheric aerosols during a 2007 summer field campaign at Brasschaat, Belgium: sources and source processes, time series, diel variations, and temperature dependencies, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 11, 23541-23572.
- Guenther A., Karl T., Harley P., Wiedinmyer C., Palmer P.I., Geron C. (2006). Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 3181-3210.
- Hallberg G.R., Keeney D.R. (1993). Nitrate, Alley, William A., ed., *Regional Ground-water Quality*, Van Nostrand Reinhold, New York, p.297-322.
- Hansen B., Nielsen K.E. (1998). Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark - coastal heath, inland heath and oak wood. *Atmospheric Environment* 32:1075-1086.
- Hanson P.J., Lindberg S.E. (1991). Dry deposition of reactive nitrogen compounds: a review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment* 25A:1615-1634.
- Hayes F., Jones M.L.M., Mills G., Ashmore M. (2007). Meta-analysis of the relative sensitivity of semi-natural vegetation species to ozone. *Environmental Pollution* 146(3):754-762.
- Hayes F., Mills G., Williams P., Harmens H., Buker P. (2006). Impacts of summer ozone exposure on the growth and overwintering of UK upland vegetation. *Atmospheric Environment* 40(22):4088-4097.
- Hewitt, N. (2010). Trees and urban air quality, in: *Proceedings of the CLIMAQS Workshop 'Local Air Quality and its Interactions with Vegetation'* January 21-22, 2010, Antwerp, Belgium, 7-8.

- Hicks B.B., Baldocchi D.D., Meyers T.P., Hosker R.P., Matt D.R. (1987). A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water, Air and Soil Pollution* 36:311-330.
- Holopainen J.K. (2011). Can forest trees compensate for stress-generated growth losses by induced production of volatile compounds? *Tree Physiology* 31(12):1356-1377.
- Hoshika Y., Omasa K., Paoletti E. (2013). Both ozone exposure and soil water stress are able to induce stomatal sluggishness. *Environ Exp Bot* 88:19-23.
- Houben B., Jongbloed F., Kroon, T., Prins M., Terhürne R. (2006). Bos als fijnstoffilter Een literatuurstudie. Geldersch Landschap en Gelderse Kasteelen, Arnhem
- Jacobs S., Staes J., Demeulenaere B., Schneiders A., Vrebos D., Stragier F., Vandevenne, F., Simoens I., Van Der Biest K., Lettens S., De Vos B., Van der Aa B., Turkelboom F., Van Daele T., Batelaan O., Temmerman S., Meire, P. (2010). Ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Een verkennende inventarisatie van ecosysteemdiensten en mogelijkheden tot maximaliseren van ecosysteemwinsten. Universiteit van Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteem management, ECOBE 010-R127. Studie in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos (ANB).
- Johnston C.A., Bubbenzer G.D., Lee G.B., Madison F.W. McHenry J.R. (1984). Nutrient trapping by sediment deposition in a seasonally flooded lakeside wetland. *Journal of Environmental Quality* 13:283-289.
- Fujii E., Lawton J., Cahill T.A., Barnes D.E., Hayes C. Spada, N. (2009). Removal Rates of Particulate Matter onto Vegetation as a Function of Particle Size.
- Kalač P., Svoboda L. (2000). A review of trace element concentrations in edible mushrooms. *Food Chemistry* 69 (3): 273–281. doi:10.1016/S0308-8146(99)00264-2.
- Karlik J.F., Pittinger D.R., (2012). Urbane trees and ozone formation: a consideration for large-scale plantation. University of California. Agriculture and natural sources, 1-9.
- Kruit R.J.W., van Pul W.A.J., Sauter F.J., van den Broek M., Nemitz E., Sutton M.A., Krol M., Holtslag A.A.M. (2010). Modeling the surface-atmosphere exchange of ammonia. *Atmospheric Environment* 44(7):945-957.
- Kurpius M.R., McKay M., Goldstein A.H. (2002). Annual ozone deposition to a Sierra Nevada ponderosa pine plantation. *Atmospheric Environment* 36(28):4503-4515.
- Langouche D., Tiedemann T., Van Ranst E., Neiryck J., Langohr R. (2001). Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in boscystemen in Vlaanderen. In: Neiryck et al., Bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluxen. Eindverslag VLINA 98/01.
- Lettens S., Vandecasteele B., De Vos B., Vansteenkiste D., Verschelde P. (2011). Intra- and inter-annual variation of Cd, Zn, Mn and Cu in foliage of poplars on contaminated soil. *Science of the Total Environment* 409(11):2306-2316.
- Loreto F., Schnitzler J.P. (2010). Abiotic stresses and induced BVOCs. *Trends in Plant Science* 15, 154e166
- Louette G., Adriaens D., De Knijf G. & Paelinckx D. (2013). Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de Habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.23). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Lowrance R., Leonard R., Sheridan J. (1985). Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil & Water Conservation* 40:87-91. Lowrance, R., J.K. Sharpe, and J.M. Sheridan. 1986.
- Lowrance R.R., Sharpe J. K., Sheridan J. M. (1986). Long-term sediment deposition in the riparian zone of a coastal plain watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 41:266-271.
- Lowrance R.R., Todd R.L., Asmussen L.E. (1984a). Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. phreatic movement. *Journal of Environmental Quality* 13:22-27.
- Lowrance R.R., Todd J., Fail Jr. O., Hendrickson Jr., Leonard L. and Asmussen L. (1984b). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34:374-377.



- Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berbigier P., Berninger F., Delzon S., Grelle A., Hari P., Jarvis P.G., Kolari P. et al. (2007). The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature* 447(7146):848-850.
- Maiheu B., Veldeman N., Viaene P., De Ridder K., Lauwaet D., Smeets N., Deutsch F. & Janssen S. (2013). Bepaling van de best beschikbare grootschalige concentratiekaarten luchtkwaliteit voor België, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2013/01, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO).
- Manes F., Incerti G., Salvatori E., Ricotta C., Vitale M. (2010). Modelling the uptake of air pollutants by urban green in the city of Rome. *Eur J Public Health* 20:151-151.
- Manes F., Incerti G., Salvatori E., Vitale M., Ricotta C., Costanza R. (2012). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecological Applications* 22(1):349-360.
- Matyssek R., Bytnerowicz A., Karlsson P.E., Paoletti E., Sanz M., Schaub M., Wieser G. (2007). Promoting the O(3) flux concept for European forest trees. *Environmental Pollution* 146(3):587-607.
- McDonald A.G., W.J. Bealey, Fowler D., Dragosits U., Skiba R.I., Smith R.G., Donovan, Brett H.E., Hewitt C.N. Nemitz E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment* 41: 8455-8467.
- McFrederick Q.S., Kathilankal J.C., Fuentes J.D. (2008). Air pollution modifies floral scent trails. *Atmos Environ* 42(10):2336-2348.
- McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A., 1994. Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service General Technical Report NE-186.
- Mensink, C. De Maerschack, B. Maiheu, B., Janssen, S., Vankerckom, J. (2011). BIJLAGE D: DE ROL VAN VEGETATIE OP DE LOKALE EN STEDELIJKE LUCHTKWALITEIT
- MIRA (2007). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van zwevend stof, Torfs R., Deutsch F., Schrooten L., Broekx S., J. Vankerckom, Matheussen C., Roekens E., Fierens F., Dumont G. & Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- MIRA (2007). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Milieu, mens en gezondheid, Bossuyt M., Colles A., Den Hond E., Verschaeve L., Tilborghs G., Wildemeersch D., Chovanova H., Van Campenhout K., Mampaey M., Teughels C., Stassen S., Collier P., Hooft P., Torfs R., Nawrot T. & Keune H., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- MIRA (2010). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2010, Verspreiding van zware metalen. Peeters B., Bierkens J., Provoost J., Den Hond E., Van Volsem S., Adriaenssens E., Roekens E., Bossuyt M., Theuns I., De Cooman W., Eppinger R., Frohnhoffs A., D'hont D., Geeraerts C., Belpaire C., Cardon M., Ceenaeme J., De Naeyer F., Gommeren E., Van Dyck E., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- MIRA (2011). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2011 Vermesting. Overloop S., Bossuyt M., Claeys D., D'hooghe J., Elsen A., Eppinger R., Wustenberghs H., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- MIRA (2013). Milieurapport Vlaanderen, Themabeschrijving Verspreiding van zwevend stof. Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- Moldau H., Vahisalu T., Kollis H. (2011). Rapid stomatal closure triggered by a short ozone pulse is followed by reopening to overshooting values. *Plant Signal Behav* 6 (2): 311-3.
- Morrissey T., Ashmore M.R., Emberson L.D., Cinderby S. and Büker, P. (2007). The impacts of ozone on nature conservation: a review and recommendations to research and policy. JNCC Report No. 403
- Neiryck J., Ceulemans R. (2008). Bidirectional ammonia exchange above a mixed coniferous forest. *Environmental Pollution* 154(3):424-438.
- Neiryck J., Flechard C.R., Fowler D. (2011). Long-term (13 years) measurements of SO2 fluxes over a forest and their control by surface chemistry. *Agricultural and Forest Meteorology* 151(12):1768-1780.
- Neiryck J., Janssens I.A., Roskams P., Quataert P., Verschelde P., Ceulemans R. (2008). Nitrogen biogeochemistry of a mature Scots pine forest subjected to high nitrogen loads. *Biogeochemistry* 91(2-3):201-222.

- Neiryneck J., Kowalski A.S., Carrara A., Genouw G., Berghmans P., Ceulemans R. (2007). Fluxes of oxidised and reduced nitrogen above a mixed coniferous forest exposed to various nitrogen emission sources. *Environmental Pollution* 149(1):31-43.
- Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C., Chambers B.J. (2006). Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Water Environ J* 20(2):87-95.
- Nowak J. 1994. The Air Pollution Removal by Chicago's Urban Forest. Chapter 5.
- Nowak D.J., Civerolo K.L., Rao S.T., Sistla S., Luley C.J., Crane D.E. (2000). A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment* 34, 1601-1613.
- Nowak, D. J.; D. E. Crane; and J.C. Stevens. (2006). Air Pollution Removal by Urban Trees and Shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115–123.
- Oosterbaan A., Tonnejck A.E.G., de Vries, E.A. (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak, Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1419. 58 pp.
- Overloop S., Roskams P. (1999). Meetstation voor luchtverontreiniging Brasschaat : jaarverslag 1998 : monitoring van de gasvormige luchtverontreiniging in het level-ii-proefvlak te Brasschaat: Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.
- Paoletti E., Grulke N.E. (2010). Ozone exposure and stomatal sluggishness in different plant physiognomic classes. *Environ Pollut* 158: 2664–2671.
- Pehlivan M., Karlidag H., Turan M. (2012). Heavy metal levels of Mulberry (*Morus Alba L.*) grown at different distances from the roadsides. *J Anim Plant Sci* 22(3):665-670.
- Petroff A., Mailliat A., Amielh M., Anselmet F. (2008). Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment* 42(16):3625-3653.
- Pilegaard K., Skiba U., Ambus P., Beier C., Brüggemann N., Butterbach-Bahl K., Dick J., Dorsey J., Duyzer J., Gallagher M., Gasche R., Horvath L., Kitzler B., Leip A., Pihlatie M. K., Rosenkranz P., Seufert, G., Vesala T., Westrate H., and Zechmeister-Boltenstern S.(2006). Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N<sub>2</sub>O), *Biogeosciences*, 3, 651-661, doi:10.5194/bg-3-651-2006, 2006.
- Pinon J., Frey P., Husson C. (2006). Wettability of poplar leaves influences dew formation and infection by *Melampsora larici-populina*. *Plant Dis.* 90, 177–184.
- Piovesan G., Adams J.M. (2001). Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. *Canadian Journal of Botany* 79:1039-1047.
- Poelmans, L., Engelen, G., Van Daele, T. (2014): landgebruikskaart NARA-T 2014. VITO in opdracht van INBO.
- Pronk A.A., Ogink N.W.M., Holterman H.J., Hofschreuder P., Vermeij, I. (2013). Effecten van groenelementen op de luchtkwaliteit : samenvattende rapportage en perspectieven toepassing groenelementen voor het verbeteren van de lokale luchtkwaliteit rondom stallen. Wageningen : Plant Research International, Business Unit Agrosysteemkunde.
- Pye K. (1987). Eolian dust and dust deposits. - Academic Press, London: 334 pp.
- Rai A., Kulshreshthan K., Srivastava P.K., Mohanty C.S. (2010). Leaf surface structure alterations due to particulate pollution in some common plants. *Environmentalist* 30:18–23.
- Rannik U., Altimir N., Mammarella I., Back J., Rinne J., Ruuskanen T.M., Hari P., Vesala T., Kulmala M. (2012). Ozone deposition into a boreal forest over a decade of observations: evaluating deposition partitioning and driving variables. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12(24):12165-12182.
- RoTAP (2012). Review of Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication, Ground Level Ozone and Heavy Metals in the UK. Contract Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Centre for Ecology & Hydrology. 292 pp.
- Saebo A., Popek R., Nawrot B., Hanslin H.M., Gawronska H., Gawronski S.W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment* 427:347-354.
- Schrooten L., De Vlioger I., Cornelis E., Lefebvre, F. Lodewijks P. en Van Rompaey, H. (2003). Evaluatie van het reductiepotentieel voor fijn stofemissies (TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>) naar het compartiment lucht in een aantal sectoren in Vlaanderen. Eindrapport: DEEL 1: Literatuur. VITO

- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics. From Air Pollution to Climate Change*. J Wiley, New York.
- Seyyednejad S.M, Niknejad M., Koochak H. (2011). A Review of Some Different Effects of Air Pollution on Plants. *Research Journal of Environmental Sciences*, 5: 302-309.
- Sharkey T.D., Wiberley A.E., Donohue A.R. (2008). Isoprene emission from plants: why and how. *Annals of Botany* 101, 5-18.
- Shaw R.H., Pereira A.R. (1982). Aerodynamic roughness of a plant canopy: a numerical experiment. *Agric. Meteorol.* 26:51-65.
- Sioen G., Roskams P. (2012). *Bosvitaliteitsinventaris 2011. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet (Level 1). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (16)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Skiba U., Pitcairn C., Sheppard L., Kennedy V., Fowler D. (2004). The influence of atmospheric N deposition on nitrous oxide and nitric oxide fluxes and soil ammonium and nitrate concentrations. *Water, Air & Soil Pollution: Focus* 4 37 – 43.
- Skiba U., Sheppard L.J., Pitcairn C.E.R., Van Dijk S., Rossall M.J. (1999). The effect of N deposition on nitrous oxide and nitric oxide emissions from temperate forest soils. *Water Air and Soil Pollution* 116(1-2):89-98.
- Slootweg J., Posch M., and Hettelingh J.P. (2010). *Progress in Modelling of Critical Thresholds and Dynamic Modelling, Including Impacts on Vegetation in Europe: CCE Status Report 2010*, Coordination Centre for Effects, Bilthoven, Netherlands.
- Smart J.C.R., Hicks K., Morrissey T., Heinemeyer A., Sutton M.A., Ashmore M. (2011). Applying the ecosystem service concept to air quality management in the UK: a case study for ammonia. *Environmetrics* 22(5):649-661.
- Smith, W. H. 1990. *Air pollution and forests*. New York: Springer-Verlag. 618 p.
- Speak A.F., Rothwell J.J, Lindley S.J., Smith, C.L. (2014). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment* 61, 283-293.
- Staelens J., Houle D., De Schrijver A., Neiryck J., Verheyen K. (2008). Calculating dry deposition and canopy exchange with the canopy budget model: Review of assumptions and application to two deciduous forests. *Water Air and Soil Pollution* 191(1-4):149-169.
- Stassen, S. et al, 2007, *DALYs versus monetary valuation for Environmental Health Priority Setting based on Data of Air Pollution and Noise in Flanders (Belgium)*, Vito, 2007
- Sutton M.A., Simpson D., Levy P.E., Smith R.I., Reis S., van Oijen M., de Vries W. (2008). Uncertainties in the relationship between atmospheric nitrogen deposition and forest carbon sequestration. *Global Change Biology* 14(9):2057-2063.
- Sutton M.A., Reis S., Riddick S.N., Dragosits U., Nemitz E., Theobald M.R., Tang Y.S., Braban C.F., Vieno M., Dore A.J. et al. (2013). Towards a climate-dependent paradigm of ammonia emission and deposition. *Philos Trans R Soc B-Biol Sci* 368(1621).
- Tallis M., Taylor G., Sinnett D., Freer-Smith P. (2011). Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning* 103 (2), 129-138.
- Tolkamp G.W., Olsthoorn A.F.M. (2006). *De invloed van structuurdunning en noodverjonging op de effectieve depositie in bossen. Een literatuurstudie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1337.7. 19 pp.
- Tomer M.D., Dosskey M.G., Burkart M.E, James D.E., Helmers, M.J. (2005). Placement of Riparian Forest Buffers to Improve Water Quality. in: Brooks, K.N. and Folliot, P.F. (eds) *Moving Agroforestry into the mainstream*. 9th N. Am. Agrofor Conf., Rochester, MN. 12-15 June 2005 Dept Forest Resources, Univ. Minnesota, St. Paul, 11 p.
- Tonneijck, F., Bade T. (2011). *Modelling the benefits of urban forests for sustainable management? ELCA-research workshop, Brussels, May 24th 2011*; 4 p.
- Torfs R. et al. (2006). *Onderzoek en inventarisatie van diffuse bronnen van fijn stof en de daarop aanwezige micro-polluenten, Voorstellen voor reductiemaatregelen*, VITO eindrapport 2006/IMS/R/139, studie in opdracht van AMINAL.

- Tricot C., Debontridder L., Delcloo A., Vandiepenbeeck M., Dewitte S., Cheymol A., Joukoff A., De Backer H., Hus J., Van Malderen R., Vannitsem S., Roulin E., Brouyaux F., Mohymont B. (2008). Oog voor het klimaat. KMI: Brussel. 58 pp.
- UBA. (2004). Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt Texte 52/04, Berlin. [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)
- UN-ECE, (2010). Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends.
- Van Steertegem, M. (Ed.) (2012). Milieurapport Vlaanderen MIRA Indicatorrapport 2012 Vlaamse Milieumaatschappij (VMM): Aalst. ISBN 978-94- 913851-5-5.
- Verheyden W. (2008). Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen: Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen. Industriële en biowetenschappen. Geel, Katholieke Hogeschool Kempen.
- Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D. en van Hinsberg, A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2397 2397. 68 pp.
- Van Hove L.W.A. (2006). De invloed van geplande groengebieden nabij de N201 op de achtergrondconcentratie van fijnstof. Alterra-rapport 3781.
- Van Nevel L., Mertens J., De Schrijver A., Baeten L., De Neve S., Tack F.M.G., Meers E., Verheyen K. (2013). Forest floor leachate fluxes under six different tree species on a metal contaminated site. *Science of the Total Environment* 447:99-107.
- Van Nevel L., Mertens J., Staelens J., De Schrijver A., Tack F.M.G., De Neve S., Meers E., Verheyen K. (2011). Elevated Cd and Zn uptake by aspen limits the phytostabilization potential compared to five other tree species. *Ecol Eng* 37(7):1072-1080.
- Velders G.J.M., Aben J.M.M., Van Jaarsveld J.A., Van Pul W.A.J., De Vries W.J. & Van Zanten M.C. (2010) Grootschalige stikstofdepositie in Nederland. Herkomst en ontwikkeling in de tijd. Rapport 500088007, Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven/Den Haag.
- Verheyden W. (2008). Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen: Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen. Industriële en biowetenschappen. Geel, Katholieke Hogeschool Kempen.
- Verstraeten A., Neiryck J., Genouw G., Cools N., Roskams P., Hens M. (2012). Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62, 50–63.
- Verstraeten A., De Vos B., Neiryck J., Roskams P., Hens M. (2014). Impact of air-borne or canopy-derived dissolved organic carbon (DOC) on forest soil solution DOC in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 83, 155-165.
- Vestreng V., Myhre G., Fagerli H., Reis S., Tarrasón L. (2007). Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos Chem Phys Discuss* 7(2):5099-5143.
- VMM (2012). Lozingen in de lucht 2000-2011.
- VMM (2013). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest-2012.
- VMM (2013). Chemkar PM10, Chemische karakterisering van fijn stof in Vlaanderen, 2011-2012
- VMM (2013). Life+ ATMOSYS: NO2-stedencampagne
- Vranckx S., Lefebvre, W. (2013). Retrospective simulations with AURORA Air Quality Maps for Belgium, LIFE+ ATMOSYS, Action 9.1 Deliverable.
- Vos P.E.J., Maiheu B., Vankerkom J., Janssen S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution* 183:113-122.
- Way D.A., Oren R. (2010). Differential responses to changes in growth temperature between trees from different functional groups and biomes: a review and synthesis of data. *Tree Physiol.* 30, 669-688.
- Wesseling J.P., Duyzer J., Tonneijck A.E.G., Dijk C.J., 2004. Effecten van groenelementen op NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub> concentraties in de buitenlucht. TNO-rapport R2004/383.

WHO, 2013, *Review of evidence on health aspects of air pollution — REVIHAAP Project Technical report*, World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

Wittig V.E., Ainsworth E.A., Long S.P. (2007). To what extent do current and projected increases in surface ozone affect photosynthesis and stomatal conductance of trees? A meta-analytic review of the last 3 decades of experiments. *Plant Cell and Environment* 30(9):1150-1162.

Wittig V.E., Ainsworth E.A., Naidu S.L., Karnosky D.F., Long S.P. (2009). Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15(2):396-424.

Wyers G.P., Erisman J.W. (1998). Ammonia exchange over coniferous forest. *Atmospheric Environment* 32:441-451.

Wuytack T., Verheyen K., Wuyts K., Kardel F., Adriaenssens S. and Samson R. (2010). The potential of bio-monitoring of air quality using leaf characteristics of white willow (*Salix alba* L.) in: *Proceedings of the CLIMAQS Workshop 'Local Air Quality and its Interactions with Vegetation'* January 21-22, 2010, Antwerp, Belgium, 36-40.

Zhang, L., Gong, S., Padro, J., and Barrie, L.: A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module, *Atmos. Environ.*, 35, 549–560, 2001.



# Bijlage 1 Karteringschema's en methodologie

## Ruwheidskaart

Voor de opmaak van een ruwheidskaart voor Vlaanderen kan voor alle ecosystemen een ruwheidslengte (characterizes the surface in terms of the efficiency of the process by which momentum is removed from the air stream, height with zero wind speed). Deze indicator geeft aan in welke mate de turbulentie en dus ook de aanlevering/depositie van de pollutant versterkt wordt boven het habitattypen in kwestie.

Bossen, bebouwing en industrieterreinen betreffen ruwe oppervlaktes. Voor wat betreft de niet-ruwe vegetatietypes (graslanden, heide, akkers, parkings,...) is de gecreëerde turbulentie te laag (lage ruwheidslengte) om volop van betekenis te zijn in het luchtzuiveringsproces. Polluenten worden minder intens aangeleverd zodat de finale opname door het ontvang oppervlakte lager zal uitvallen.

Bij bossen is voor een stuk rekening gehouden met het beheer (zie gradiënt natuurlijk technologisch). Daarbij werd aan hoogproductieve bestanden of kunstmatige aanplantingen een lagere ruwheidslengte gegeven dan aan meer natuurlijk bos.

Deze ruwheidslengte voor een vegetatietype wordt in de eerste plaats uit de depositiemodule van het VLOPS-model (HYDRA ruwheidswaarden van de LGN3+ (9 DEPAC klassen) gehaald. Daarnaast werd beroep gedaan op volgende informatie:

<http://www.baranidesign.com/wind-height/>

[http://www.tuuliatlas.fi/modelling/mallinnus\\_3.html](http://www.tuuliatlas.fi/modelling/mallinnus_3.html) (Finnish wind atlas)

<http://130.226.56.171/Support/FAQ/WebHelp/TableofRoughnessLengths.htm>

[http://collaboration.cmc.ec.gc.ca/science/rpn/gem/gem-climate/Version\\_3.3.0/dictionary\\_geophys.pdf](http://collaboration.cmc.ec.gc.ca/science/rpn/gem/gem-climate/Version_3.3.0/dictionary_geophys.pdf)

<http://www2.vlaanderen.be/economie/energiesparen/doc/windplan.pdf>

Hansen, F., 1993. Surface roughness lengths. Army Research Laboratory. 22 pp.

Deze nieuwe 10x10m ruwheidskaart kan via berekening van een gewogen gemiddelde of de "blending height" methode omgezet/geaggregeerd worden naar resoluties van 250m en 1km geschikt voor het model Vlops.

**Tabel:** overzichtstabel gebruikte ruwheidslengtes landgebruikskaart.

LGNiv3 Code	LGNiv3 Naam	LGNiv2 Naam	LG Niv1 Code	Ruwheids-lengte (m)	OPP (ha)
0	overig	overig	0	0.1	68
1100	ander hoog groen	ander hoog groen	1000	1.4	12956
1200	ander laag groen	ander laag groen	1000	0.4	14453
1300	ruigten & pioniersvegetatie	ruigten & pioniersvegetatie	1000	0.2	9828
1400	struweel	struweel	1000	0.15	4073
2000	water	water	2000	0.001	32370
3101	ander loofhout bosref	loofbos matig productief	3000	1.4	26553
3102	Beuk	loofbos matig productief	3000	1.4	5099
3103	Beuk + naaldhout	loofbos matig productief	3000	1.4	672
3104	Eik	loofbos matig productief	3000	1.4	10126
3105	Eik + naaldhout	loofbos matig productief	3000	1.4	869
3106	Ander loofhout + naaldhout	loofbos matig productief	3000	1.4	4270
3107	loofbos elzen- essen- en wilg_bwk	loofbos matig productief	3000	1.4	2174

3108	loofbos ander_bwk	loofbos matig productief	3000	1.4	10469
3201	Populier	loofbos hoog productief	3000	0.7	19335
3202	Populier + naaldhout	loofbos hoog productief	3000	1.4	106
3203	loofbos populier_bwk	loofbos hoog productief	3000	0.7	4831
3301	Ander naaldhout_bosref	naaldbos hoog productief	3000	1.4	1966
3302	Ander naaldhout + loofhout	naaldbos hoog productief	3000	1.4	1360
3303	Douglas	naaldbos hoog productief	3000	0.7	393
3304	Douglas + loofhout	naaldbos hoog productief	3000	1.4	42
3305	Fijnspar	naaldbos hoog productief	3000	0.7	2202
3306	Fijnspar + loofhout	naaldbos hoog productief	3000	1.4	344
3307	Lork	naaldbos hoog productief	3000	0.7	1781
3308	Lork + loofhout	naaldbos hoog productief	3000	1.4	518
3309	Zwarte den	naaldbos hoog productief	3000	1.4	9509
3310	Zwarte den + loofhout	naaldbos hoog productief	3000	1.4	416
3311	naaldbos ander_bwk	naaldbos hoog productief	3000	0.7	2165
3401	Grove den	naaldbos matig productief	3000	1.4	29607
3402	Grove den + loofhout	naaldbos matig productief	3000	1.4	4234
3403	grove den_bwk	naaldbos matig productief	3000	1.4	2318
4100	grasland voedselarm droog	grasland voedselarm droog	4000	0.03	3
4200	grasland voedselarm nat	grasland voedselarm nat	4000	0.03	45
4300	grasland voedselrijk droog	grasland voedselrijk droog	4000	0.03	715
4400	grasland voedselrijk nat	grasland voedselrijk nat	4000	0.03	14665
5100	droge heide	droge heide	5000	0.03	4849
5200	vochtige en natte heide	vochtige en natte heide	5000	0.03	3339
6101	mosduin	open duinlandschap	6000	0.01	40
6102	helmduin	open duinlandschap	6000	0.02	124
6103	ander open duinlandschap	open duinlandschap	6000	0.02	308
6200	gesloten duinlandschap	gesloten duinlandschap	6000	0.15	1081
6300	strand	strand	6000	0.0003	276
7101	aardappelen	akker	7000	0.07	43548
7102	aardbeiplanten	akker	7000	0.07	78
7103	braak	akker	7000	0.03	867
7104	cichorei	akker	7000	0.07	1328
7105	eiwithoudende gewassen	akker	7000	0.07	341
7106	fruit en noten	akker	7000	0.3	1476
7107	graan	akker	7000	0.16	78371
7108	hop	akker	7000	0.1	184
7109	houtachtige gewassen	akker	7000	0.5	715
7110	koolzaad	akker	7000	0.07	489
7111	oliehoudende zaden	akker	7000	0.07	12
7112	olifantegras, mariadistel	akker	7000	0.08	17
7113	overige gewassen	akker	7000	0.07	258
7114	raapzaad	akker	7000	0.07	2
7115	suikerbieten	akker	7000	0.07	21845

7116	tabak	akker	7000	0.1	55
7117	vlas en hennep	akker	7000	0.1	3222
7118	voedergewassen andere	akker	7000	0.07	6566
7119	voedergewassen bieten	akker	7000	0.07	2722
7120	akker andere bwk	akker	7000	0.07	26839
7200	boomgaard (hoogstam)	boomgaard (hoogstam)	7000	0.39	2765
7300	boomgaard (laagstam)	boomgaard (laagstam)	7000	0.25	17070
7401	blijvend grasland	cultuurgrasland permanent	7000	0.03	157016
7402	cultuurgrasland permanent_bwk	cultuurgrasland permanent	7000	0.03	32285
7403	Weiland met bomen (> 50 bomen per ha)	cultuurgrasland permanent	7000	0.25	365
7501	cultuurgrasland tijdelijk	cultuurgrasland tijdelijk	7000	0.03	86833
7502	graszoden	cultuurgrasland tijdelijk	7000	0.001	371
7601	fruit (kweek planten)	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.3	285
7602	groenten	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.07	26752
7603	Jongplanten voor de sierteelt	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.1	5
7604	kruiden	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.07	583
7605	plantgoed van niet-vlinderbloemige groenten	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.07	54
7606	sierplanten	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.07	542
7607	sierteelt	groenten, fruit en sierteelt	7000	0.07	3870
7700	korte omloophout	korte omloophout	7000	0.5	60
7801	korrelmaïs	maïs	7000	0.17	67977
7802	silomaïs	maïs	7000	0.17	120917
8200	moeras	moeras	8000	0.03	416
8300	rietland	rietland	8000	0.1	1353
9100	schorre	schorre	9000	0.0002	12
9200	slik	slik	9000	0.0002	114
9300	slik of schorre	slik of schorre	9000	0.0002	1380
10101	horeca_bebouwd	horeca	10000	0.5	531
10102	horeca_hoog groen	horeca	10000	0.5	444
10103	horeca_laag groen	horeca	10000	0.5	419
10104	horeca_overig	horeca	10000	0.1	615
10201	industrie_bebouwd	industrie	10000	0.7	2927
10202	industrie_hoog groen	industrie	10000	0.7	1043
10203	industrie_laag groen	industrie	10000	0.7	1444
10204	industrie_overig	industrie	10000	0.1	4694
10300	infrastructuur	Infrastructuur	10000	0.1	84261
10401	militaire voorziening_bebouwd	militaire voorziening	10000	0.5	171
10402	militaire voorziening_hoog groen	militaire voorziening	10000	0.5	367
10403	militaire voorziening_laag groen	militaire voorziening	10000	0.5	482
10404	militaire voorziening_overig	militaire voorziening	10000	0.03	749
10501	recreatie & sportterrein_bebouwd	recreatie & sportterrein	10000	0.5	505
10502	recreatie & sportterrein_hoog groen	recreatie & sportterrein	10000	0.5	4210

10503	recreatie & sportterrein_laag groen	recreatie & sportterrein	10000	0.5	5087
10504	recreatie & sportterrein_overig	recreatie & sportterrein	10000	0.03	3089
10601	Residentiële & commerciële bebouwing_bebouwd	Residentiële & commerciële bebouwing	10000	1.6	53473
10602	Residentiële & commerciële bebouwing_hoog groen	Residentiële & commerciële bebouwing	10000	2	39370
10603	Residentiële & commerciële bebouwing_laag groen	Residentiële & commerciële bebouwing	10000	1.1	85805
10604	Residentiële & commerciële bebouwing_overig	Residentiële & commerciële bebouwing	10000	0.1	73578
10606	Residentiële & commerciële bebouwing_landbouw	Residentiële & commerciële bebouwing	10000	0.2	16441
10701	Commerciële diensten & lichte industrie_bebouwd	Commerciële diensten & lichte industrie	10000	0.7	11825
10702	Commerciële diensten & lichte industrie_hoog groen	Commerciële diensten & lichte industrie	10000	0.7	3977
10703	Commerciële diensten & lichte industrie_laag groen	Commerciële diensten & lichte industrie	10000	0.7	6613
10704	Commerciële diensten & lichte industrie_overig	Commerciële diensten & lichte industrie	10000	0.1	14157
10801	zeehaven_bebouwd	zeehaven	10000	0.5	1776
10802	zeehaven_hoog groen	zeehaven	10000	0.5	337
10803	zeehaven_laag groen	zeehaven	10000	0.5	1636
10804	zeehaven_overig	zeehaven	10000	0.1	5360