



Het effect van openbaar groen op luchtkwaliteit

Prof. Dr. Ir. Roeland Samson & Kyra Koch

Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Environmental Ecology and Applied Microbiology

2018



HoGent



VLAAMSE
MILIEUMAATSCHAPPIJ

Deze operationele groep kwam tot stand met steun van:
www.vlaanderen.be/pdpo



Europees Landbouwfonds
voor Plattelandsontwikkeling
Europa investeert
in zijn platteland

Inhoud

Het effect van openbaar groen op luchtkwaliteit	0
Inhoud	2
1 Inleiding.....	3
1.1 Achtergrond.....	3
1.2 Doelstellingen	3
2 Luchtverontreiniging.....	4
2.1 Fijnstof	4
2.1.1 Meettechnieken	4
2.1.2 Modelleren van fijnstof	5
2.2 Gasvormige pollutanten	5
2.3 Depositie op en opname door vegetatie	6
3 Bomen	7
3.1 Bomen en windstroming	7
3.2 Eigenschappen en soorten	8
3.3 Nadelen van bomen	10
4 Groene daken.....	11
4.1 Opbouw en systemen	11
4.2 Interactie met luchtverontreiniging	12
4.2.1 Experimenten	12
4.2.2 Modellen	12
5 Groene wanden.....	13
5.1 Opbouw en systemen	13
5.2 Interactie met luchtverontreiniging	14
5.2.1 Groene gevels.....	14
5.2.2 Living wall systems	15
5.2.3 Windtunnel-experimenten.....	15
6 Conclusie	16
Referenties.....	16

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De problematiek rond luchtverontreiniging in stedelijke gebieden is actueler dan ooit. Ondanks een daling van de $PM_{2,5}$ -concentratie (PM; particulate matter) van ongeveer 20% tussen 2005 en 2015, wordt er nog steeds niet voldaan aan de Europese normen voor luchtkwaliteit (EEA, 2017a; EEA, 2017b). Tegelijk is er een toename in het aantal mensen die in steden wonen, waardoor er steeds meer mensen blootgesteld worden aan onaanvaardbare fijnstofconcentraties. Hun gezondheid komt hierdoor ernstig in het gedrang en bovendien is luchtverontreiniging een belangrijke oorzaak van vroegtijdige sterfte (Brunekreef 1997). In het nieuwste European Environmental Agency (EEA) rapport is er sprake van 400.000 vroegtijdige sterftes in Europa elk jaar (EEA 2018). De VMM becijferde zo'n 11.000 vroegtijdige sterftes in Vlaanderen per jaar, welke voornamelijk te wijten zijn aan fijnstof, stikstofoxides, ozon en op sommige plekken aan zware metalen (VMM 2017). Vlaanderen behoort dan ook tot de meest vervuilde regio's van Europa. Bovendien heeft luchtverontreiniging een zware impact op het ecosysteem, de landbouw en de economie (Jimoda 2012).

Stedelijk groen [gaande van zeer klein (groendak) tot zeer groot (park)], ook wel groene infrastructuur (GI) genoemd, kan bijdragen aan een schonere lucht door de depositie van fijnstof op bladeren van planten (Beckett et al. 1998; Nowak et al. 2006; Litschke & Kuttler 2008; Pugh et al. 2012; Samson et al. in Pearlmutter et al. 2017) en door opname van gasvormige pollutanten door de stomata en in de waslaag (Simonich & Hites 1995). Bomen, heggen, groene daken en groene wanden fungeren als natuurlijke filter voor luchtverontreiniging en zorgen voor een netto-afname van concentraties in de lucht. Fijnstofafvang is een van de meest bestudeerde ecosysteemdiensten.

Daarnaast speelt stedelijk groen ook een belangrijke rol in het regelen van het microklimaat en het tegengaan van het stedelijk hitte-eilandeffect (Arnfield 2003; Pearlmutter et al. 2017). Het stedelijk hitte-eilandeffect houdt in dat de temperatuur in steden hoger is dan in de omliggende gebieden. Dit effect is het meest uitgesproken gedurende de nacht, vanwege onder andere de tragere afkoeling van gebouwen en straten in vergelijking met natuurlijke elementen (Saaroni et al. 2018). Gezien de aanhoudende klimaatverandering, kan dit leiden tot extreme temperaturen in steden, hetgeen zeer onwenselijk is voor de menselijke gezondheid (Robine et al. 2008; Gabriel & Endlicher 2011). Bovendien leidt het inzetten van (sterk energievereisende) koelingssystemen gedurende hittegolven tot een extra energievrijstelling in de buitenlucht, wat het stedelijk hitte-eilandeffect niet ten goede komt (Akbari 2002). Andere ecosysteemdiensten aangeleverd door GI zijn koolstofopslag (Tallis et al. 2015), verhoging van de biodiversiteit (Madre et al. 2015) door het leveren van een geschikt habitat voor allerlei organismen, bodemverbetering (Pearlmutter et al. 2017), wateropslag en -zuivering (Pearlmutter et al. 2017) en sociale en culturele doeleinden (White & Gatersleben 2011).

1.2 Doelstellingen

In 2016 ging het GREEN-AIR project van start op vraag van de Vlaamse sierteeltsector. Het project heeft als doel alle informatie rond luchtkwaliteit binnens- en buitenshuis te verzamelen en te bundelen. Deze informatie zal gebruikt worden door de sierteeltsector en groendiensten om alzo mee te kunnen werken aan onder andere een optimale en efficiënte vergroening van de stad. Deze literatuurstudie tracht in kaart te brengen hoe planten kunnen worden gebruikt om de luchtkwaliteit in onze steden te verbeteren en welke soorten hiervoor het best geschikt zijn.

De doelstelling van dit rapport in het kader van GREEN-AIR, is de bestaande wetenschappelijke kennis betreffende het luchtzuiverend effect van groene infrastructuur te bundelen. In dit rapport worden enkel buitentoepassingen behandeld.

2 Luchtverontreiniging

Luchtverontreiniging is een verzamelnaam voor componenten in de lucht die negatieve effecten hebben op de menselijke gezondheid en het ecosysteem. Het kan bestaan in vaste, vloeibare of gasvormige fase en kan afkomstig zijn van natuurlijke of antropogene bronnen. Polluenten kunnen als primair of secundair geklasseerd worden. Onder primaire polluenten verstaan we bijvoorbeeld CO-gas uit motoren van voertuigen of SO₂ uitgestoten door de industrie. Secundaire polluenten worden niet rechtstreeks uitgescheiden maar ontstaan uit chemische reacties van, of interacties tussen, primaire componenten. Ozon is hier een voorbeeld van. Luchtverontreiniging heeft vaak een zeer complexe samenstelling en definiëren van afzonderlijke componenten is moeilijk. Deze samenstelling is ook verschillend afhankelijk van de bron; een stadsomgeving zal een heel andere samenstelling van luchtverontreiniging hebben dan een meer landelijke omgeving.

2.1 Fijnstof

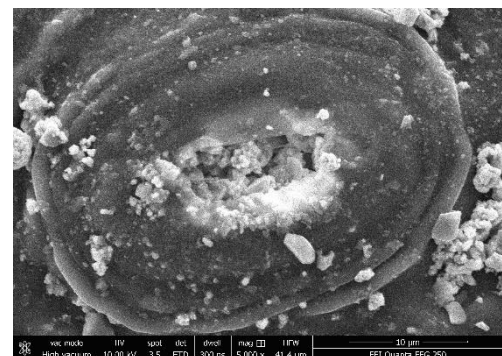
De chemische samenstelling van fijnstof is een zeer complex gegeven omdat het van veel verschillende bronnen afkomstig kan zijn (Vercauteren 2007). Een deel van het fijnstof in de lucht is afkomstig van natuurlijke bronnen (zeezout, zand, etc.). De rest (10-50%, volgens Beckett et al. 1998) heeft een antropogene oorsprong, waarbij verkeer (vooral uitstoot door dieselmotoren) een belangrijke bron vormt, naast uitstoot door huishoudens. Fijnstof bestaat vooral uit elementair en organisch koolstof, sulfaten (SO₄²⁻), nitraten (NO₃⁻), ammoniak (NH₃), mineralen, zeezout en sporenelementen. Om welke sporenelementen het gaat, is afhankelijk van de emissiebronnen. In het onderzoek van Tomašević et al. (2005) waren de meest voorkomende partikels roet en stof met fracties van Pb, Zn, Ni, V, Cd, Ti, As en Cu.

2.1.1 Meettechnieken

Om de hoeveelheid fijnstof op een blad te bepalen, kan een verscheidenheid aan meettechnieken worden toegepast. De *gravimetrische methode* is een veelgebruikte techniek op PM afvangst te achterhalen (Beckett et al. 2000; Dzierzanowski et al. 2011; A. Przybysz et al. 2014; Sæbø et al. 2012). De massa van de partikels wordt bepaald door het afwassen van de bladeren, gevolgd door filtratie en weging van het residu. Deze techniek heeft echter verschillende nadelen (Weerakkody et al. 2017). Sommige partikels blijven vastzitten in de bladstructuur waardoor ze niet allemaal worden afgewassen. Chloroform kan gebruikt worden om de waslaag op te lossen waardoor de partikels ook hier uit vrijkomen (Dzierzanowski et al. 2011). Dit heeft echter ook zijn nadelen; sommige deeltjes die uit polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) bestaan worden mee opgelost in de chloroform (Weerakkody et al. 2017).

Het *tellen* van opgevangen fijnstofdeeltjes is mogelijk door Scanning Elektronen Microscopie (SEM) (Sternberg et al. 2010; Ottelé et al. 2010; Perini et al. 2017; Castanheiro et al. 2016; Baldacchini et al. 2017; Weerakkody et al. 2017; Weerakkody et al. 2018). Aan de hand van zwart-witbeelden (Figuur 1) kunnen de deeltjes van het bladoppervlak worden onderscheiden en hun samenstelling achterhaald. Daarna wordt een beeldanalyseprogramma gebruikt om het aantal deeltjes en hun grootte te achterhalen. Hiervoor worden verschillende vergrotingen toegepast: 100x voor >10 µm, 250x voor 2.5-10 µm and 500x voor <2.5 µm. Om uit dit soort data besluiten te kunnen trekken, dient een voldoende aantal beelden genomen te worden.

Een derde techniek is *magnetische biomonitoring*, hetgeen een goede indicator is voor verkeersgerelateerd fijnstof (Matzka &



Figuur 1: SEM-foto van fijnstofdeeltjes op een stomata (huidmondje). Bron: Ana Castanheiro

Maher 1999; Hofman et al. 2013; Hofman et al. 2017). Magnetiseerbare partikels zoals magnetiet en/of hematiet worden vrijgesteld via de uitlaat, het schuren van banden over het wegdek en de slijtage van wegdek en voertuigen. Men vond een sterke correlatie tussen PM_{10} en zijn magnetische concentraties, welke uitgedrukt wordt als *saturation isothermal remnant magnetisation* (SIRM). Dit is de magnetisatie van een monster na blootstelling aan een magnetisch veld (Matzka & Maher 1999). De techniek wordt ook voorgesteld als validatie voor luchtkwaliteitsmidellen op verschillende ruimtelijke niveau's (Hofman et al. 2014).

2.1.2 Modelleren van fijnstof

Numerieke computermodellen werden reeds veelvuldig toegepast om het effect van stedelijk groen op windstroming en luchtverontreiniging te bestuderen. Het voordeel hiervan, ten opzichte van veld- en labostudies, is dat deze modellen informatie kunnen verschaffen over het volledige gemodelleerde domein, waar veld- en labostudies slechts een beperktere output hebben. Langs de andere kant is het wel essentieel dat deze modellen worden gevalideerd met experimentele metingen om betrouwbare resultaten te verkrijgen. De hoeveelheid uitgevoerde dispersiemodellen is reeds groot. De modellen kunnen ingedeeld worden volgens een aantal wiskundige principes: box, Gaussiaans, Lagrangiaans en Computational Fluid Dynamic (CFD). De verticale ruimtelijke schaal is telkens de grenslaag van de stadsomgeving, terwijl de horizontale ruimtelijke schaal kan variëren van een enkele straat tot een heel stadsdeel. Een overzicht van dispersiemodellen werd gegeven door Holmes and Morawska (2006) op verschillende ruimtelijke schalen en door Vardoulakis (2003) op *street canyon* level. Een *street canyon* kan worden gedefinieerd als een (nauwe) straat met gebouwen aan beide kanten en weinig openingen. De dimensies worden meestal uitgedrukt als de verhouding tussen de hoogte van de gebouwen gedeeld door de lengte van de straat. Onder bepaalde condities is de windstroming in deze *street canyons* min of meer afgeschermd van de windstromingen daarboven, hetgeen ervoor zorgt dat de lucht in de straat minder snel ververst wordt dan deze daarboven (DePaul & Sheih 1985). Over het algemeen zeggen Holmes and Morawska (2006) dat gasvormige deeltjes en partikels zich anders gedragen in de complexe stedelijke omgeving. Hun depositie- en opnamemechanismen worden verder besproken.

Het Urban Forest Effects Model (UFORE) en de nieuwere, meer geavanceerde versie "iTree Eco", kwantificeren het effect van bomen en *urban forests* op luchtkwaliteit door het in beschouwing nemen van droge depositie voor PM_{10} en $PM_{2.5}$ (Nowak & Crane 1998). Depositiesnelheden voor PM_{10} werden berekend gebaseerd op waarden gevonden door Lovett (1994), voor periodes waarin bomen al dan niet bladeren hebben, en rekening houdende met schorsoppervlakte en bladoppervlakte-index (leaf area index, LAI). Depositiesnelheden voor $PM_{2.5}$ werden uit de literatuur gehaald en varieerden met de windsnelheid (Hirabayashi et al. 2012). Hoewel het model oorspronkelijk ontwikkeld werd voor bomen, werd het ook reeds toegepast voor groene wanden (Currie & Bass 2008; Jayasooriya et al. 2017). CFD-modellen zijn tegenwoordig de beste manier om plant-pollutie-interacties in complexe omgevingen te beschrijven. Pugh et al. (2012) combineerden een CFD-model met een chemisch model. Een ander CFD-model waarbij de interactie van stedelijk groen en verspreiding van polluenten wordt beschreven is het microklimaatmodel ENVI-met (Bruse, 2007; Morakinyo et al. 2016). Hierbij werd bladoppervlakte-densiteit (leaf area density, LAD) van de vegetatie meegenomen.

2.2 Gasvormige polluenten

Naast fijnstof zijn er nog andere vervuilende stoffen in de lucht: anorganische gassen [NO_x (stikstofoxides), SO_2 (zwaveloxide), CO (koolmonoxide), ozon], VOS (vluchtige organische stoffen bv. koolwaterstoffen), en cfk's (chloorfluorkoolstofverbindingen). Epidemiologisch onderzoek heeft aangetoond dat chronische blootstelling aan deze polluenten negatieve effecten heeft op de ademhaling en ontwikkeling en cardiovasculaire problemen veroorzaakt, met verhoogde mortaliteit tot gevolg.

NO_x is een generische term voor stikstofoxides (NO, NO₂) die een belangrijke bijdrage leveren aan luchtverontreiniging. Deze gassen dragen bij aan de vorming van smog, zure regen en ozon. Meestal worden zij uitgestoten door verbranding van brandstoffen op hoge temperaturen zoals in auto's. Reacties met ammoniak of ammonium, vocht en andere stoffen kunnen zorgen voor de vorming van salpeterzuur, hetgeen diep in de longen kan penetreren en ernstige ademhalingsproblemen kan veroorzaken. Ook reageert NO_x met VOS waarbij deze samen ozon vormen, hetgeen tevens kan zorgen voor longproblemen. Zwaveldioxide (SO₂) is een giftig gas dat vrijkomt als bijproduct bij de verbranding van fossiele brandstoffen. Koolstofmonoxide (CO) is een kleur- en geurloos gas dat giftig is in voldoende hoge concentraties. Het speelt tevens een rol bij de vorming van ozon.

VOS zijn organische stoffen die een hoge dampdruk hebben bij kamertemperatuur. Deze zijn alomtegenwoordig en kunnen zowel op natuurlijke manier (Biogene VOS of BVOS) als door de mens (Antropogene VOS of AVOS) geproduceerd worden. BVOS spelen een belangrijke rol bij de communicatie tussen planten. Sommige van deze stoffen kunnen resulteren in lange-termijn gezondheidseffecten.

2.3 Depositie op en opname door vegetatie

Wanneer luchtverontreinigende stoffen worden uitgestoten, worden deze getransporteerd door de atmosfeer en opnieuw afgezet op oppervlakken. Deze *depositie* kan op twee manieren gebeuren, nl. via natte en droge depositie. Bij natte depositie worden pollutanten door de neerslag (regen, sneeuw of mist) uitgewassen uit de lucht, waarna het opgeloste materiaal verspreid wordt over het aardoppervlak. Voor droge depositie zijn er vier mechanismen, welke bestaan uit eenvoudige fysische principes. Het eerste is *sedimentatie*, en gebeurt onder invloed van de zwaartekracht. Ten tweede is het ook mogelijk dat deeltjes in direct contact komen met het plantoppervlak en door *diffusie* (Browniaanse beweging) op het blad afgezet worden. Daarnaast kunnen deeltjes ook interageren via *impactie* en *interceptie* (Freer-Smith et al. 2005). Impactie is het proces waarbij een kleiner deeltje wordt afgezet op een oppervlak doordat het, vanwege zijn inertie, de stromingslijnen boven het oppervlak niet kan volgen. Bij interceptie worden deze deeltjes afgezet doordat ze zich voldoende dicht bij het oppervlak bevinden en eraan 'blijven hangen'. De aard van de interacties is afhankelijk van de deeltjesgrootte (Litschke & Kuttler 2008), windsnelheid (Beckett et al. 2000), luchtvochtigheid en plantspecifieke eigenschappen (Kardel et al. 2011) zoals de ruwheid van een materiaal. Hoe ruwer het materiaal (bijvoorbeeld behaarde in plaats van gladde bladeren), hoe groter de kans dat een deeltje wordt afgezet op het bladoppervlak. Bovendien tonen bepaalde studies aan dat vegetatie vervuiling efficiënter afvangt dan andere soorten oppervlakken, vanwege de hoge turbulentie veroorzaakt door hun complexe morfologie en hun grote oppervlakte-per-volume eenheid (Tallis et al. 2011; Roupsard et al. 2013).

De *depositiecapaciteit* beschrijft hoeveel verontreiniging er afgezet kan worden op een bepaald volume vegetatie. In de literatuur bestaat er veel discussie over hoeveel verontreiniging er wordt afgezet op vegetatie in stedelijke omgevingen, en in welke mate vegetatie kan bijdragen tot een verbetering van de stedelijke luchtkwaliteit. Voorgaand onderzoek toonde zeer uiteenlopende resultaten voor de hoeveelheid verwijderd atmosferisch fijnstof. Nowak et al. (2006) beschreven een vermindering van 0,2-1% van PM₁₀ door bomen en struiken in 11 steden in de Verenigde Staten. Wesseling et al. (2004) vonden modelmatig een verlaging van PM₁₀ met 15-20% door de inplanting van groenelementen naast een snelweg. Volgens een modelstudie door Pugh et al. (2012) werd tot 60% van PM₁₀ in *street canyons* afgevangen door groengevels, welke veel efficiënter bleken te zijn dan bomen. Volgens een windtunnelstudie door Fujii et al. (2008) was de afvangst van fijnstof 30 à 80%. Hofman et al. 2014 vond een filtratiecapaciteit van 6-10%, enkel rekening houdende met lokale emissies. Uit bovenstaande bevindingen kunnen we besluiten dat er veel onenigheid bestaat over de hoeveelheid fijnstof die afgevangen wordt. In ieder geval speelt de achtergrondconcentratie een belangrijke rol (Baldacchini et al. 2017). Bovendien is het mogelijk dat de afgezette deeltjes terug worden afgegeven aan de atmosfeer (resuspensie). Dit gebeurt vooral bij droog weer en hoge windsnelheden. Tot slot is de afstand tot de bron een belangrijke factor. Groenelementen die zich dicht bij de

vervuilingsbron bevinden (zowel in horizontale als verticale richting) vangen een grotere hoeveelheid fijnstof af dan veraf gelegen groenelementen.

Voor de absorptie van gasvormige componenten van luchtverontreiniging is de stomatale opname van belang (Rondon & Granat 1994). Stomata zijn de huidmondjes waardoor de plant aan gasuitwisseling kan doen en deze bevinden zich voornamelijk op de bladeren. De stomatale opening (Figuur 1) is ondermeer afhankelijk van de waterbeschikbaarheid in de bodem en de luchtvochtigheid. Hoe groter deze stomatale opening en hoe meer stomata er aanwezig zijn, hoe makkelijker polluenten kunnen worden opgenomen door de plant. Bijvoorbeeld, Fares et al. (2014) vonden dat de stomatale opname door een Mediterraans naaldwoud veel hoger was in de lente, wanneer er voldoende water beschikbaar was, dan in de droge warme zomer. Algemeen wordt aangenomen dat opname van gasvormige polluenten snel gebeurt zolang deze snel gemetaboliseerd worden in de plantencel en snel worden verwijderd uit de intracellulaire ruimtes. Dit betekent dat de opname versnelt bij verhoogde concentraties in de lucht, zo lang de planten zelf niet te veel schade ondervinden van de polluenten. NO₂ en O₃ worden vrijwel direct opgenomen en worden snel verwijderd uit het milieu zolang de plantenweefsels niet te erg beschadigd worden. (Przybysz et al. 2014, Grote et al. 2016). Bovendien bepalen de verschillende watergebruiksstrategieën van verschillende soorten bomen de timing, de grootte en de duur van de stomatale opening. Anisohydrische bomen (bvb. *Populus* en *Quercus*) houden hun stomata zo lang mogelijk open in droogte-omstandigheden, waardoor ze efficiënt zijn in de opname van polluenten, maar minder goed zijn in het besparen van water. Isohydrische bomen gebruiken een omgekeerde strategie, zij sluiten hun stomata snel bij afname van de waterbeschikbaarheid.

3 Bomen

Fijnstofafvang door stadsbomen werd reeds uitvoerig bestudeerd en er bestaan vele parameters die dit proces beïnvloeden. Een uitvoerige beschrijving is terug te vinden in Janhäll (2015). Bomen kunnen zorgen voor een verbetering van de plaatselijke luchtkwaliteit, en dus de menselijke gezondheid, door het verwijderen van gasvormige polluenten en fijnstof (Weber 2013). Bovendien voelen burgers zich vaak sterk verbonden met de stadsbomen in hun omgeving. Logischerwijs kan het aanplanten van bomen dikwijls op veel steun rekenen. Bomen kunnen echter sterk van elkaar verschillen, zowel op kruin- als bladniveau, waardoor bijvoorbeeld de fijnstofopname significant kan verschillen tussen soorten, aangezien deze afhankelijk is van soortspecifieke karakteristieken, welke verder beschreven worden. Ook hun gevoeligheid voor omgevingsstress kan danig verschillen en er bestaan trade-offs tussen al deze eigenschappen. Hiemstra ontwierp een soortentabel die de uitgevoerde ecosysteemdiensten van ruim 100 boomsoorten beschrijft, alsook de nadelige eigenschappen zoals de emissie van VOS (<http://edepot.wur.nl/460540>).

3.1 Bomen en windstroming

Windstroming is de drijvende kracht achter het afvangen van fijnstof. De meeste studies in verband met windstroming door bomen werden uitgevoerd op straatniveau (bijvoorbeeld Amorim et al. 2013). Door bepaalde boomkruineigenschappen (bijvoorbeeld de kruingeometrie /en ruimtelijke verdeling van de bladeren) kan een plaatselijke versnelling of vertraging van de windstroming ontstaan, waardoor de tijd bepaald wordt waarin een deeltje zich voldoende dicht bij het bladoppervlak bevindt voor depositie. Met name bomen met zeer dichte kruinen zijn prominente



Figuur 2: Een typische *street canyon* in Gent, België (bron: Hofman et al. 2013).

obstakels voor luchtstroming in slecht geventileerde en nauwe straten, de zogenaamde *street canyons* (Pugh et al. 2012). Verschillende modelstudies tonen dan ook aan dat bomen een plaatselijke verhoging veroorzaken in fijnstofconcentraties in *street canyons* (bvb. Amorim et al. 2013), hoewel dit sterk zou afhangen van de architectuur van de straat. Bovendien werd een verhoging van de fijnstofconcentraties door bomen nog niet experimenteel aangetoond. Figuur 2 toont een typische *street canyon* in België.

3.2 Eigenschappen en soorten

In het algemeen wordt aangenomen dat naaldbomen efficiënter zijn in de accumulatie van fijnstof ten opzichte van loofbomen, aangezien deze laatste een iets dikkere grenslaag bezitten dan naaldbomen omwille van hun hogere ruwheid en kleinere bladoppervlakte (Sæbø et al. 2012; Dzierzanowski et al. 2011). Bovendien blijven naaldbomen wintergroen en bezitten ze een hogere Leaf Area Index (LAI, een maat voor de hoeveelheid bladoppervlak per grondoppervlak). Vanwege hun kleinere bladoppervlakten veroorzaken ze hogere depositiesnelheden (Tiway et al. 2016). Hoe dan ook, de verscheidenheid tussen soorten is even groot als de onzekerheid over de invloed van karakteristieken. Vele van deze eigenschappen veranderen namelijk gedurende het seizoen of gedurende het leven van de plant, zoals LAI, harigheid en waterafstotend karakter van de bladeren, stomatale bladgeleidbaarheid en kruinarchitectuur (Grote et al. 2016). Zo zorgen bijvoorbeeld de aanwezigheid van haren, het type waslaag (Beckett et al. 2000; Sæbø et al. 2012) en de zouten en ionen op het bladoppervlak ervoor dat de depositiesnelheid wordt verhoogt (Altimir 2006). De eigenschappen van de waslaag in bijvoorbeeld *Tilia* en *Acer*, beide hydrofiele soorten, zorgen voor bijna een verdubbeling van de fijnstofdepositie tegenover *Platanus* (Dzierzanowski et al. 2011). Omdat waterdruppels op een hydrofiel oppervlak makkelijk uitspreiden, wordt fijnstof makkelijk afgezet op (natte) hydrofiele bladeren. Hofman et al. (2014) toonden incapsulatie aan (dit is het inbouwen van vervuiliingsdeeltjes in de waslaag van het blad) waardoor partikels geïmmobiliseerd worden in het blad. Bovendien is de complexiteit van de bladvorm van belang. Zo zijn genera met complexe bladeren zoals *Pseudotsuga* of *Fraxinus* beter in staat fijnstof af te vangen dan genera met eenvoudig gevormde bladeren (Beckett et al. 2000; Freer-Smith et al. 2005). Tenslotte verschillen bomen ook in hun capaciteit om het fijnstof vast te houden, eens het is afgevangen (Liu et al. 2018), maar hierover werd slechts weinig onderzoek uitgevoerd. Liu et al. (2018) vonden een retentie van 29 tot 46%, wat wil zeggen dat het merendeel van de PM fractie op het blad weer wordt afgespoeld.

Doorgaans is het moeilijk om bevindingen van verschillende studies met elkaar te vergelijken, aangezien vaak verschillende onderzoeksmethodes worden gebruikt, bijvoorbeeld met filters of gebaseerd op magnetische analyse (zie vroeger § 2.1.1). Zo vonden Becket et al. (2000) met behulp van *scanning electron microscopy* en een windtunnel-experiment dat depositiesnelheden en afvangstcapaciteit groter waren voor *Pinus nigra* > *Cupressocyparis leylandii* > *Acer campestre* > *Populus deltoides*. Sæbø et al. (2012) vonden een gelijkaardig resultaat op basis van filteranalyse. Hier kwamen *Pinus mugo*, *Pinus sylvestris*, *Taxus media*, *Taxus baccata*, *Stephanandra incisa* en *Betula pendula* uit als beste en *Acer platanooides*, *Prunus avium* en *Tilia cordata* vertoonden de minste hoeveelheid fijnstofafvangst. Ook bij het experiment van Dzierzanowski et al. (2011) werden filters gebruikt. *Spiraea japonica* kwam er als beste uit, gevolgd door *Tilia cordata* > *Physocarpus opulifolius* > *Forsythia x intermedia* > *Acer campestre* > *Fraxinus excelsior* > *Hedera helix* en *Platanus x hispanica*. Brantley et al. (2014) schatten een vermindering van de hoeveelheid roet (PM <2.5 µm) van 12% door *Acer* en *Quercus* aan de hand van filters.

In 2016 werd een groot *common-garden* experiment uitgevoerd op de Universiteit Antwerpen om te achterhalen welke boomsoorten (uit 96 soorten) het sterkst fijnstof konden afvangen (Muhammad et al. in voorbereiding). Aangezien hier een enkele methode werd gebruikt, kon een aanzienlijke hoeveelheid bomen en heesters worden geanalyseerd en met elkaar vergeleken. Er werd tweemaal een magnetische analyse uitgevoerd, nl. in het voorjaar en in het najaar, zodat de relatieve accumulatie kon worden bepaald. De meest effectieve soorten waren *Buddleja davidii* > *Viburnum opulus* > *Carpinus betulus* > *Quercus ilex* > *Viburnum lantana* > *Rosa rugosa* > *Sorbus aria* > *Aesculus hippocastanum* > *Pseudotsuga menziesii* > *Acer campestre* en de minst effectieve soorten waren *Populus*

alba < *Alnus glutinosa* < *Larix kaempferi* < *Larix decidua* < *Plantanus x acerilifolia* < *Acer pseudoplatanus* < *Robinia pseudoacacia* < *Quercus palustris* < *Rosa canina* < *Liquidambar styraciflua*. De aanwezigheid van haren bleek een positieve indicator te zijn voor fijnstofaccumulatie. De specifieke bladoppervlakte (SLA) en bladbevochtigbaarheid (*wettability*) bleken negatieve indicatoren. Dit betekent dat dikkere, stijve bladeren (bijvoorbeeld naalden) beter in staat zijn fijnstof af te vangen. Ook plantensoorten met een hydrofoob (waterafstotend) oppervlak blijken hiertoe beter in staat.

Ook in kader van het effect van bomen op gasvormige polluenten werd al heel wat onderzoek gedaan. Nowak & Crane (1998) ontwikkelden een model om de depositiesnelheden van SO₂, NO_x, CO, O₃ en PM te berekenen voor verschillende bladoppervlakten en boomsoorten. Dit model werd toegepast in verschillende Europese case studies om de impact van verschillende boomsoorten op luchtzuivering na te gaan. Resultaten voor een dergelijke simulatie voor het Verenigd Koninkrijk (Tiway et al. 2016) worden gegeven in Tabel 1. Deze tabel toont aan dat depositie niet noodzakelijk gecorreleerd is met LAI en benadrukt het belang van de verschillende analysetechnieken.

Tabel 1: Geschatte verwijdering van gasvormige polluenten en fijnstof voor diverse stadsbomen in Newcastle-upon-Tyne, VK. LAI = leaf area index, GP = gasvormige polluenten, OVP = ozonvormingspotentieel.

Wetenschappelijke naam	LAI	PM10	GP	OVP
<i>Betula populifolia</i>	2.0	88	388	23
<i>Quercus phellos</i>	2.3	200	1392	12277
<i>Plananus x acerifolia</i>	2.4	181	619	5490
<i>Prunus serotina</i>	2.4	100	574	20
<i>Acer pseudoplatanus</i>	2.8	170	997	379
<i>Liquidambar styraciflua</i>	3.6	70	299	2827
<i>Tilia cordata</i>	3.9	76	520	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	4.1	97	593	21
<i>Aesculus hippocastanum</i>	5.6	320	2268	861
<i>Fagus sylvatica</i>	6.1	549	2934	441
<i>Picea abies</i>	9.8	224	4335	11648

Nowak et al. (2006) vonden een jaarlijkse afvangst van 711.000 ton (\$3.8 miljard) voor O₃, PM₁₀, NO₂, SO₂ en CO van alle bomen in de steden in de USA. Voor Barcelona werd een grootschalige modelleerstudie uitgevoerd aan de hand van het UFORE (Urban Forest Effects) model (Chaparro & Terrasdas 2009). Tabel 2 toont de geschatte verwijdering van fijnstof en gasvormige polluenten door bomen en struiken voor het jaar 2008. Takahashi et al. (2005) onderzochten 70 verschillende straatbomen en hun specifieke opname van stikstofdioxide in Japan. Zij vonden *Robinia pseudo-acacia*, *Sophora japonica*, *Populus nigra* en *Prunus lannesiana* als meest effectieve soorten. Verder voerde Manes et al. (2012) een onderzoek uit naar het effect van biodiversiteit in stadsbomen op de opname van ozon in Rome. Hun resultaten suggereerden een hogere ozon-opname bij meer divers samengestelde boomgemeenschappen. De boomsoorten werden opgedeeld in drie functionele groepen, namelijk groenblijvende loofbomen, bladverliezende loofbomen en coniferen. Doordat de ozon-opname van iedere functionele groep afhankelijk werd bevonden van verschillende parameters (fysiologie van de plant, ozonconcentratie in de lucht), blijkt een mix van deze functionele groepen het beste scenario om klimaatextremen te overwinnen. Daarnaast vonden Nowak et al. (2000), aan de hand van modellen, dat stadsbomen de hoeveelheid ozon in stadskernen verlagen. Echter zag men tegelijk een stijging van de ozonconcentratie in de omliggende gebieden, waardoor men enkel van een lokaal positief effect kan spreken. De samenstelling van de boomsoorten had in deze studie weinig effect op de ozonconcentratie. Er zijn echter ook bronnen die de opname van gasvormige polluenten door bomen tegenspreken. Uit het experiment van Yli-Pelkonen et al. (2017) bleek dat bomen weinig tot geen invloed hadden op de hoeveelheid gasvormige polluenten in de lucht, in tegenstelling tot de opname van fijnstof, die in deze studie wel positief was.

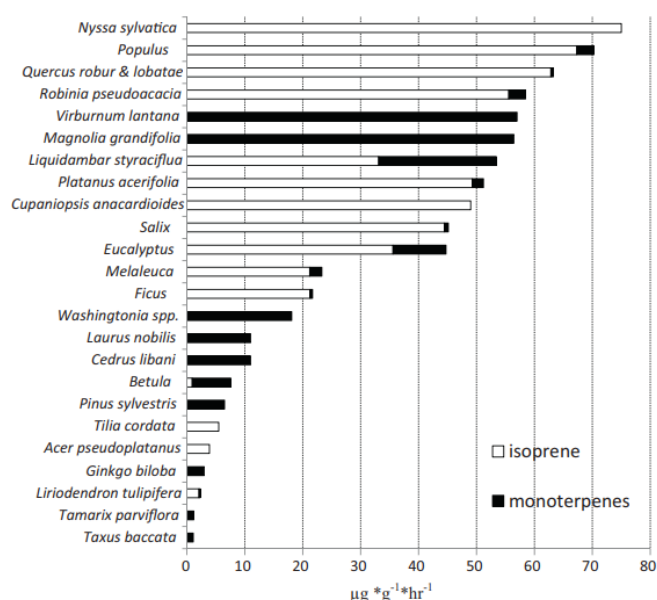
Tabel 2: Verwijdering van gasvormige polluenten (en fijnstof) uit de atmosfeer en de geschatte maatschappelijke waarde voor Barcelona in 2008. Bron: Chaparro & Terrasdas (2009).

Soort verontreiniging	Aantal ton	Geschatte maatschappelijke waarde (€) voor 2008
Koolstofmonoxide (CO)	5.6	3.693
Stikstofdioxide (NO ₂)	54.6	253.290
Ozon (O ₃)	72.6	336.941
Fijnstof (PM ₁₀)	166	514.280
Zwavel dioxide (SO ₂)	6.8	7.703
Totaal	305.6	1.115.908

3.3 Nadelen van bomen

Er bestaan vormen van fijnstof van biologische afkomst (BPM) die worden uitgestoten door fungi (sporen) en bloeiende planten (pollen). Een deel van deze BPM zijn klein genoeg om allergische reacties te veroorzaken (Cariñanos et al. 2001). Daarom wordt pollen-uitstoot als één van de belangrijkste nadelen van stedelijk groen beschouwd (Grote et al. 2016). Andere atmosferische polluenten kunnen zich met deze BPM binden zodat de reacties nog verergeren (Beck et al. 2013). Voor ruimtelijke planning kan dit een dilemma vormen, aangezien het inplannen van bomen dicht bij een vervuiliingsbron op deze manier pollenallergie in de hand werkt. Hiermee moet dus rekening gehouden worden bij het selecteren van bomen.

Een ander probleem is de uitstoot van biogene vluchtige organische stoffen (BVOS's) (Grote et al. 2016). Planten nemen deze stoffen amper op terwijl ze wel door bepaalde boomsoorten wordt uitgescheiden. Bijvoorbeeld, *Populus* en *Quercus* geven in sterke mate isopreen af (Churkina et al. 2015) waardoor deze significant kunnen bijdragen aan de vorming van atmosferisch ozon bij een voldoende hoog NO_x niveau (Figuur 3) (Calfapietra et al. 2013). In sommige situaties kan dit effect belangrijker zijn dan hun luchtzuiverende functie. Secundair fijnstof is nauw verwant aan de aanwezigheid van mono- en sesquiterpenen, welke worden uitgestoten door soorten als *Pinus*, *Betula* en *Aesculus* (Derwent et al. 1996). Er bestaan echter ook situaties waarin boomsoorten meer VOS opnemen dan uitstoten (Doty et al. 2007), maar deze zijn slechts beperkt.



Figuur 3: Veelvoorkomende stadsbomen met hoge, gemiddelde en lage BVOS-uitstoot. Bron: (Churkina et al. 2015)

4 Groene daken

Onder 'groendak' wordt verstaan: een dak met een soort beplanting daarop, hetzij natuurlijk of aangepland door de mens. Deze vorm van dakbedekking is al eeuwenoud en werd reeds gebruikt in het oude Rome en bij de vikings. Vandaag de dag kan de hoeveelheid dakoppervlak in een stedelijke omgeving aanzienlijk zijn, en wordt het geschat op 20 à 40% van de totale horizontale oppervlakte (Akbari et al. 2003). Met andere woorden, er is heel wat potentieel voor groendaken in een stedelijke omgeving. Vele groenbedrijven hebben zich hier dan ook op gericht waardoor de hedendaagse industrie hier op is aangepast en in sommige steden is het zelfs verplicht om een groendak aan te planten bij nieuwbouw.

4.1 Opbouw en systemen

Zoals bij vele types groene infrastructuur, bestaan er een aantal types en definities van groendaken en deze zijn niet altijd even duidelijk. In dit hoofdstuk hebben we getracht toch een duidelijk overzicht te maken.

Extensief groendak – dit is een type groendak dat weinig onderhoud en water nodig heeft. Het substraat is vrij ondiep (20-80 mm) waardoor hier enkel planten kunnen groeien die aangepast zijn aan droge leefomstandigheden. De meeste sedumdaken vallen in deze categorie.

Semi-intensieve groendaken – deze hebben een redelijke substraatdiepte (100-200 mm) zodat toch een bepaalde variëteit aan plantensoorten, alsook kleine struiken, de kans hebben om te groeien.

Intensieve groendaken – intensief betekent hier dat er intensief onderhoud van het groendak nodig is. Zulke groendaken zien eruit als parken of tuinen. Het substraat is hier diep genoeg (200-500+ mm) zodat ook bomen en struiken kunnen gebruikt worden in het ontwerp.

Biodiverse groendaken – hier wil men meer de nadruk leggen op natuurlijke plantengemeenschappen en is het groendak gericht op het creëren van een habitat voor inheemse fauna en flora. Hierbij zou natuurlijke kolonisatie van de vegetatie een gepaste rol kunnen spelen.

Bruine daken – dit is een soort groendak op een schrale, voedselarme, bodem, kenmerkend voor verlaten industriële gronden waar weinig nutriënten aanwezig zijn. Door de schaarse omstandigheden kunnen hier enkel specialisten overleven, waardoor dit een uitstekend habitat is voor sommige zeldzame plantensoorten.

Uit het bovenstaande blijkt dat substraatdiepte een sleutelrol speelt bij de aanleg, type en onderhoud van een groendak. In het algemeen dient het substraat minimum 80 mm diep te zijn, tenzij met voorgegroeide sedummatten wordt gewerkt. De diepte bepaalt welke plantensoorten kunnen worden aangeplant, de hoeveelheid water die kan worden vastgehouden en, als gevolg, het totale gewicht. De diverse groeimedia verschillen ook sterk in gewicht en samenstelling. Ampim et al. (2010) bespreken de verschillende types groeimedia en de substraatdieptes.

4.2 Interactie met luchtverontreiniging

Voor een uitgebreide review over groendaken en hun effect op luchtkwaliteit verwijzen we naar Rowe (2011).

4.2.1 Experimenten

De verbetering van luchtkwaliteit door planten is moeilijk te meten en dit verklaart meteen waarom er slechts een beperkt aantal studies bestaan op dit vlak. Het gebruik maken van laboratoriumtesten, bijvoorbeeld groeikamer experimenten, versimpelt dit enigzins. Morikawa et al. (1998) bestudeerden de stikstofopname van 217 plantensoorten. Dit onderzoek toont aan dat er nood is aan de karakterisatie van plantensoorten voor groendaken, meer bepaald in termen van luchtzuivering en regeling van het microklimaat. Zo vonden zij bijvoorbeeld dat *Bromelia's* 657 keer slechter presteren in de opname van stikstof tegenover *Eucalyptus viminalis*. Een potentiële plant voor groendaken, namelijk *Kalanchoë blossfeldiana*, presteerde niet bijzonder goed. Takahashi et al. (2005) bestudeerden de opname van NO₂ door onder andere *Sedum* (soort niet gegeven) en deze presteerde ook niet bijzonder goed. Tan & Sia (2005) bekeken de impact van groendaken op SO₂ en NO₂ in Singapore, door de plaatselijke luchtkwaliteit te analyseren voor en na de installatie van het groendak. De resultaten suggereren een afname in SO₂ van 37% en NO₂ van 21%.

Over de invloed van groendaken (en tevens groene wanden) op gasvormige componenten werd weinig informatie gevonden, aangezien deze niet zo eenvoudig te kwantificeren zijn. Fijnstof is iets eenvoudiger te kwantificeren dan gasvormige componenten, vanwege de verschillende meettechnieken die hierboven besproken werden. Bijvoorbeeld, Speak et al. (2012) gebruikten magnetische technieken om de opname van fijnstof tussen 4 verschillende groendak-plantensoorten te bekijken (Manchester, UK). Er werden twee grassoorten (*Agrostis stolonifera* en *Festuca rubra*) en twee kruidachtigen (*Plantago lanceolata* en *Sedum album*) bekeken. De grassen bleken effectiever te zijn in de opname van fijnstof. Deze verschillen werden geacht, tenminste deels, veroorzaakt te worden door de microstructuren van de bladeren. Er werd ook een inschatting gemaakt van de totale hoeveelheid afgevangen fijnstof. Indien alle platte daken zouden bedekt zijn met *Sedum*, zou dit – volgens Speak et al. (2012) – 2.3% van de totale emissies kunnen wegvangen. Voor de grassoorten vond men een percentage van 17.5%. Bovendien wordt er geschat dat 2000 m² groendak met gras tot 4000 kg fijnstof kan afvangen (Johnston & Newton 2004). Dit zou concreet betekenen dat 1 m² groendak de jaarlijkse uitstoot van 1 wagen zou kunnen afvangen.

4.2.2 Modellen

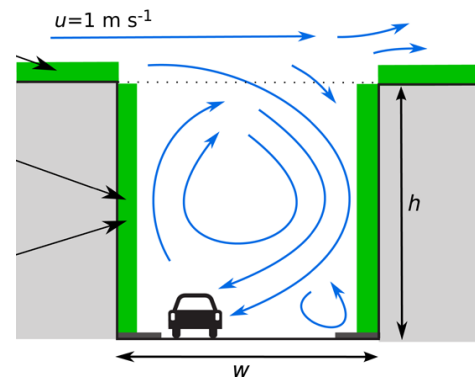
Currie & Bass (2008) gebruikten het Urban Forest Effects (UFORE) model om het effect van groene daken op luchtkwaliteit te onderzoeken in Canada. Aangezien niet elke soort met zijn specifieke karakteristieken apart gemodelleerd kan worden, werden een aantal vereenvoudigingen doorgevoerd. Een belangrijke vereenvoudiging was dat de Leaf Area Index (LAI) en evapotranspiratiesnelheid van gras gebruikt werd voor alle andere plantensoorten op extensieve groendaken. Voor de intensieve groendaken werden data van heesters gebruikt. Verschillende scenario's werden also gemodelleerd. Uit de resultaten kon men besluiten dat een stijging van 10-20% van het aantal groendaken een significante bijdrage zou kunnen leveren aan een verbetering van de plaatselijke luchtkwaliteit.

Yang et al. (2008) maakten een inschatting van de verwijdering van verschillende soorten polluenten door groendaken in Chicago, USA. Chicago bezit ongeveer 300 groendaken, en van 71 groendaken werd onder andere informatie betreffende het vegetatietype verzameld via luchtfoto's. Deze studie maakte gebruik van een droge depositie-model en simuleerde jaarrond NO_2 , SO_2 , O_3 en PM_{10} concentraties. Zoals bij Currie & Bass (2008) maakten Yang et al. (2008) gebruik van data voor gras als proxy voor de plantensoorten op de extensieve daken. Voor grotere kruidachtigen en kleine bomen werden data van landbouwgewassen gebruikt. Ook hier werden verschillende scenario's gemodelleerd. Resultaten toonden aan dat in totaal 1675 kg aan luchtverontreiniging kon verwijderd worden door 19.8 ha aan groendak. De jaarlijkse afvangst per hectare groendak was 85 kg. Indien alle daken in Chicago zouden bedekt worden met groen, zou deze hoeveelheid kunnen stijgen tot 2047 ton.

Vanwege alle benaderingen en vereenvoudigingen toegepast in de modellen, kunnen hier enkel richtlijnen worden gegeven, en geen harde conclusies uit worden getrokken.

5 Groene wanden

Groene wanden en schermen kunnen toegepast worden in situaties waar er onvoldoende ruimte is voor bomen, heesters of hagen. Zij belemmeren de luchtstroming doorheen de straat niet (Figuur 4), in tegenstelling tot andere vormen van GI (Pugh et al. 2012). Bovendien is de beschikbare hoeveelheid verticaal oppervlak van gebouwen vaak groter dan het dakoppervlak (Raji et al. 2015), hetgeen vele mogelijkheden creëert. Köhler (2008) schat dat het potentiële oppervlak voor groene wanden het dubbele is van de hoeveelheid grondoppervlak in steden.

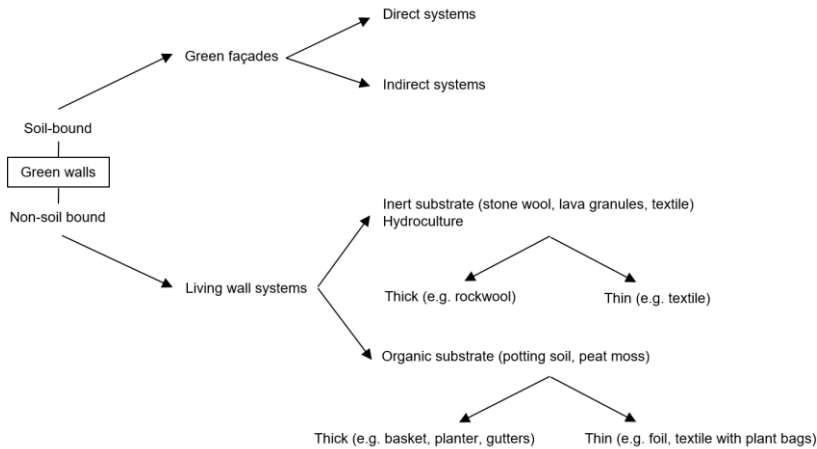


Figuur 4: Vrije luchtstroming doorheen een street canyon (source: Pugh et al. 2012).

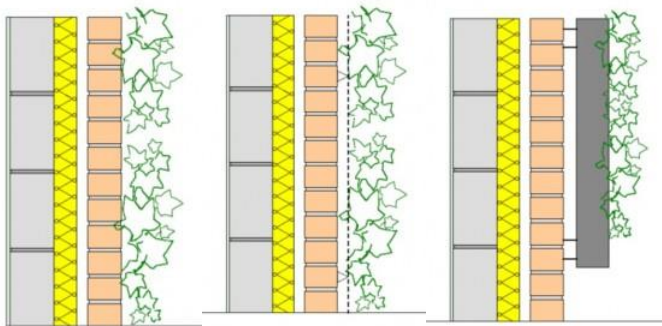
5.1 Opbouw en systemen

In het algemeen zijn er twee types groenwand te onderscheiden, namelijk *groene gevels* (green façades) en de *living wall systems* (LWS) (Figuur 5). Het gebruik van juiste benaming is hier belangrijk, om onderscheid te maken tussen de verschillende systemen. Groene gevels (Figuur 6 links en midden) bestaan uit klimplanten die in de bodem wortelen (in andere woorden: grondgebonden) en die tegen de wand omhoog klimmen met of zonder klimhulp. Deze laatste noemen we, respectievelijk, directe en indirecte groene gevels. Groene gevels zijn goedkoop, duurzaam en vergen minder onderhoud vergeleken met LWS. De plantenkeuze is wel gelimiteerd en bovendien wordt van klimplanten vaak gedacht dat ze schade toebrengen aan de gevel. Dit hoeft echter geen probleem te zijn mits de juiste plantkeuze wordt gemaakt in combinatie met de geschikte klimhulp.

Voor LWS (Figuur 6 rechts) wortelen de planten rechtstreeks in muurconstructie zelf. Het systeem zit vast aan de wand, welk kan bestaan uit voorgegroeide panelen, modules, plantenbakken of textielen. Twee groepen substraatmateriaal kunnen worden onderscheiden. Inerte substraten bestaan louter uit mechanische structuren waarin plantenwortels kunnen worden gevormd. Nutriënten worden aan het water toegevoegd. Daartegenover staat organisch substraat, hetgeen sommige nutriënten beschikbaar kan stellen voor de planten. Verder is een irrigatiesysteem onontbeerlijk om de planten van voldoende water en nutriënten te voorzien. Met deze systemen kan meteen voor een afgewerkt product worden gezorgd. Bovendien is er een groot aantal plantensoorten dat in aanmerking komt om gebruikt te worden in deze LWS (Ottel et al. 2011). Wanneer een plant sterft kan deze ook makkelijk vervangen worden. De nadelen van deze systemen zijn de hogere kosten voor installatie en het vereiste regelmatige onderhoud (Perini & Rosasco 2013).



Figuur 5: Types groene wanden



Figuur 6: Van links naar rechts: zelfhechtende directe groene gevel, indirecte groene gevel, living wall system.

5.2 Interactie met luchtverontreiniging

5.2.1 Groene gevels

Een veelvoorkomende soort gebruikt in groene gevels is klimop (*Hedera helix*). Klimop is wintergroen, houtachtig met donkergroene hoekige bladeren en is zelfhechtend (Hermy et al. 2005). In een onderzoek door Ottelé et al. (2010) werden de invloed van plukhoogte, blad-zijde (boven- of onderkant), seizoen en directe omgeving op de afvangstcapaciteit van groene gevels bestudeerd. Er werd een significant verschil ontdekt tussen het aantal partikels op bladeren verzameld nabij een drukke weg en nabij een bos. Dit verschil was echter enkel waarneembaar bij partikels van maximaal 1.5 μm en niet bij de fractie tussen 2.5 – 4 μm . Hieruit werd besloten dat de piek in fijne en ultrafijne partikels ($\text{PM}_{0.1}$) de atropogene bron van uitstoot reflecteert die geassocieerd is met verkeer (Beckett et al. 2000). Bovendien was er een significant verschil tussen het aantal deeltjes op de boven- en onderzijde van het blad met ongeveer tweemaal zoveel partikels op de bovenzijde. Plukhoogte had hier geen invloed. Ook Sternberg et al. (2010) bestudeerden fijnstofadsorptie. Zoals bij Ottelé et al. (2010) bleek de omgeving hier significant met betrekking tot het aantal deeltjes; er werden meer deeltjes waargenomen in stedelijke omgevingen.

5.2.2 Living wall systems

Een groene wand met vier verschillende soorten werd voor de eerste keer bestudeerd door Perini et al. (2017). De soorten waren wintergroen en hadden verschillende soorten bladvormen en structuur: (in dalende capaciteit van fijnstofafvangst) *Trachelospermum jasminoides* > *Hedera helix* > *Cistus xx* > *Phlomis fruticosa*. Zowel variatie tussen soorten als de seizoenale dynamiek en de impact van neerslag werden onderzocht. Dit laatste werd gedaan door het wassen van de bladeren na blootstelling. De resultaten toonden aan dat er een verschil was tussen de collectiecapaciteit tussen soorten. Een dikkere waslaag betekende meer afvangst, terwijl harigheid net een negatief effect had, hetgeen contrasteert met de bevindingen van bijvoorbeeld Sæbø et al. (2012). De grootte van de afgevangen partikels was bijna identiek voor alle soorten met een piek in het bereik van 0.5 – 2.5 µm, zoals ook werd gevonden door Ottelé et al. (2010) en Sternberg et al. (2010). De hoeveelheid partikels op de bladeren werd niet beïnvloed door het moment in het seizoen en de gesimuleerde regenval, waardoor resuspensie van (ultra)fijne deeltjes door regen onwaarschijnlijk is (Ottelé et al. 2010; Perini et al. 2017; A. Przybysz et al. 2014). Een gelijkaardig experiment werd uitgevoerd door Weerakkody et al. (2017), maar hier werd fijnstofafvangst onderzocht op straatniveau. Een vrijstaande LWS met 16 plantensoorten dichtbij een spoorweg werd onderzocht. Opnieuw zag men een significant verschil tussen soorten, ook al werd de *leaf area index* (LAI) in rekening genomen. *Buxus sempervirens*, *Hebe albicans*, *Thymus vulgaris* en *Hebe x youngii* vertoonden de grootste fijnstofafvangst per eenheid bladoppervlak. De soorten met de beste prestatie hadden kleine bladeren en een grote LAI. De dikte van de waslaag bleek opnieuw een belangrijke eigenschap voor het afvangen van fijnstof. Zachte bladeren, zoals deze van varens en grassen, waren dan weer minder geschikt voor het afvangen van fijnstof. Dit is in tegenspraak met de bevindingen op groene daken, waar grassen wel efficiënt bleken. In tegenstelling tot Perini et al. (2017), maar in overeenstemming met de meeste auteurs, hadden harige bladeren wel een positieve invloed op de verzameling van fijnstof. Bovendien zagen Weerakkody et al. (2017) grotere partikeldensiteiten op de bovenzijde van de bladeren bij de meeste plantensoorten. In een vervolg-experiment keken Weerakkody et al. (2018) naar de invloed van bladgrootte en -vorm aan de hand van synthetische bladeren. Kleine en handvormige bladeren scoorden het beste vergeleken met elliptische of lijnvormige bladeren.

5.2.3 Windtunnel-experimenten

Windtunnels zijn een vaak gebruikte methode voor het modelleren van windstromingen in *street canyons* en daaraan gekoppeld partikeltransport en -depositie. De gereduceerde ventilatie zorgt – volgens modelstudies – voor een verhoging in luchtverontreiniging, vooral aan de lijzijde (Gromke et al. 2008; Vardoulakis et al. 2003). De invloed van vegetatie op luchtstroming en dispersie van partikels is in een windtunnel verschillend van open omgevingen, hetgeen modelmatig werd aangetoond in een veel-geciteerd experiment van Gromke en Ruck (2005) en latere gelijkaardige publicaties. De resultaten hiervan staan verzameld in een publiek beschikbare database genaamd CODASC (Concentration Data of Street Canyons) en is een waardevolle dataset voor modelvalidatie (Gromke & Ruck 2005; Gromke & Ruck 2012; Gromke et al. 2008). De resultaten in CODASC toonden aan dat bomen in street canyons de windsnelheid reduceren en algemene vervuilingsconcentraties verhogen, vergeleken met een situatie zonder bomen. Er werden nog geen modelleerstudies uitgevoerd met groenwanden in street canyons, zodat het effect van groengevels op de luchtkwaliteit in street canyons momenteel moeilijk kan ingeschat worden. Wel is het zo dat kan verwacht worden dat groengevels de ventilatie niet als dusdanig zullen afremmen dat er een verhoging van de luchtverontreiniging zal optreden.

6 Conclusie

Uit het bovenstaande kunnen we concluderen dat stedelijk groen, mits doordachte inplanning, wel degelijk een positieve bijdrage levert aan de plaatselijke luchtkwaliteit. Er is echter geen eenduidige richtlijn over welke soorten dienen aangeplant te worden om het beste luchtzuiverende effect te verkrijgen, aangezien de methode van afvangst afhankelijk is van de beschouwde pollutant en in het geval van partikel, het soort partikel en/of de beschouwde deeltjesgrootte. In het algemeen kunnen we wel suggereren dat soorten met een hoge LAI en soorten met kleinere bladeren en meer bladoppervlakte per grondoppervlak, efficiënter zijn. Dus naaldbomen en in mindere mate grassen komen hier vooral voor in aanmerking. Daarnaast doen harige soorten het beter, vanwege het grotere depositieoppervlak door de haren. In een dikkere waslaag kunnen meer deeltjes ingebouwd worden (incapsulatie) en dat zorgt dus ook voor een grotere afvangst van fijnstof. Ook hydrofiele bladeren nemen beter fijnstof op. Tenslotte is de complexiteit van het blad een belangrijk gegeven, hoe complexer de bladvorm (bijvoorbeeld ingesneden en handvormige bladeren) hoe makkelijker fijnstof op de bladeren zal afgezet worden. Tabel 3 geeft de soorten die het meest efficiënt werden bevonden in de literatuur voor bomen en groene wanden. Ook het Urban Forests boek geeft een overzicht van veelgebruikte stadsbomen in Europa (Pearlmutter et al. 2017). Voor groene daken bleken uit de beperkte literatuur vooral de grassen het interessantst.

Tabel 3: De meest geschikte soorten voor het verminderen van plaatselijke luchtverontreiniging

Bomen			Groene wanden
<i>Acer campestre</i>	<i>Pinus mugo</i>	<i>Stephanandra incisa</i>	<i>Buxus sempervirens</i>
<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Taxus baccata</i>	<i>Hebe albicans</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Taxus media</i>	<i>Hebe x youngii</i>
<i>Buddleja davidii</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Thymus vulgaris</i>
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Viburnum opulus</i>	<i>Trachelospermum jasminoides</i>
<i>Cupressocyparis leylandii</i>	<i>Rosa rugosa</i>		
<i>Forsythia x intermedia</i>	<i>Sorbus aria</i>		
<i>Physocarpus opulifolius</i>	<i>Spiraea japonica</i>		

Referenties

- Akbari, H., 2002. Shade trees reduce building energy use and CO₂ emissions from power plants. *Environmental Pollution*, 116(SUPPL. 1), pp.119–126.
- Akbari, H., Rose, L.S. & Taha, H., 2003. Analyzing the land cover of an urban environment using high-resolution orthophotos. *Landscape and Urban Planning*, 63(1), pp.1–14.
- Altimir N, Kolari P, Tuovinen JP et al (2006) Foliage surface ozone deposition: a role for surface moisture? *Biogeosciences* 3:209–228
- Amorim JH, Rodrigues V, Tavares R et al (2013) CFD modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. *Sci Total Environ* 461-462:541–551
- Ampim, P. a Y. et al., 2010. Green Roof Growing Substrates: Types, Ingredients, Composition and Properties. *Journal of Environmental Horticultural*, 28(4), pp.244–252.
- Arnfield, A.J., 2003. Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, 23(1), pp.1–26.

- Baldacchini, C. et al., 2017. How Does the Amount and Composition of PM Deposited on *Platanus acerifolia* Leaves Change Across Different Cities in Europe? *Environmental Science and Technology*, 51(3), pp.1147–1156.
- Beck I, Jochner S, Gilles S et al (2013) High environmental ozone levels lead to enhanced allergenicity of birch pollen. *PLoS One* 8(11):e80147
- 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(8), pp.995–1003.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G., 2000. The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, 24, pp.209–230.
- Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. & Taylor, G., 1998. Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99(3), pp.347–360.
- Brantley, H.L. et al., 2014. Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter. *Science of the Total Environment*, 468–469, pp.120–129.
- Brunekreef, B., 1997. Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occupational and environmental medicine*, 54(11), pp.781–4. Available at: <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=1128948&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>
- Bruse, M., 2007. Particle filtering capacity of urban vegetation: A microscale numerical approach. *Berliner Geographische Arbeiten*, 109, pp.61–70.
- Calfapietra, C. et al., 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution*, 183(x), pp.71–80. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012>.
- Cariñanos P, Prieto JC, Galán C et al (2001) Solid suspended particles affecting the quality of air in urban environments. *B Environ Contam Tox* 67(3):0385–0391
- Cariñanos P, Adinolfi C, Díaz de la Guardia C et al (2016) Characterization of allergen-emission sources in urban areas. *J Environ Qual* 45:244–252
- Castanheiro, A., Samson, R. & De Wael, K., 2016. Magnetic- and particle-based techniques to investigate metal deposition on urban green. *Science of the Total Environment*, 571, pp.594–602. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.026>.
- Chaparro, L. & Terrasdas, J., 2009. Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, 29(August), p.103. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-77952193077&partnerID=40&md5=795f891ba28b314189151dd48da019d3>.
- Churkina G, Grote R, Butler TM et al (2015) Natural selection? Picking the right trees for urban greening. *Environ Sci Pol* 47:12–17
- Currie, B.A. & Bass, B., 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11(4), pp.409–422.
- DePaul, F.T. & Sheih, C.M., 1985. A Tracer Study of Dispersion in an Urban Street Canyon. *Atmospheric Environment*, 19(4), pp.555–559.
- Derwent RG, Jenkin ME, Saunders SM (1996) Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. *Atmos Environ* 30(2):181–199
- Doty, S.L. et al., 2007. Enhanced phytoremediation of volatile environmental pollutants with transgenic trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(43), pp.16816–16821. Available at: <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0703276104>.

- Dzierzanowski, K. et al., 2011. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), pp.1037–1046.
- EEA. (2017a). *Environmental indicator report 2017: Outdoor air quality in urban areas*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA. (2017b). *Environmental indicator report 2017: Air pollutant emissions*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2018. *European Union emission inventory report 1990–2016 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP)*,
- Fares S, Savi F, Muller J et al (2014) Simultaneous measurements of above and below canopy ozone fluxes help partitioning ozone deposition between its various sinks in a Mediterranean Oak Forest. *Agric For Meteorol* 198–199:181–191
- Freer-Smith, P.H., Beckett, K.P. & Taylor, G., 2005. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* “Beaupré”, *Pinus nigra* and x *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution*, 133(1), pp.157–167.
- Fuentes JD, Lerdau M, Atkinson R et al (2000) Biogenic hydrocarbons in the atmosphere boundary layer: a review. *B Am Meteorol Soc* 81:1537–1575
- Fujii, E. et al., 2008. Breathe California of Sacramento- Emigrant Trails Health Effects Task Force Removal Rates of Particulate Matter onto Vegetation as a Function of Particle Size.
- Gabriel, K.M.A. & Endlicher, W.R., 2011. Urban and rural mortality rates during heat waves in Berlin and Brandenburg, Germany. *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp.2044–2050. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.016>.
- Gromke, C. et al., 2008. Dispersion study in a street canyon with tree planting by means of wind tunnel and numerical investigations - Evaluation of CFD data with experimental data. *Atmospheric Environment*, 42(37), pp.8640–8650. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.08.019>.
- Gromke, C. & Ruck, B., 2005. Die Simulation atmosphärischer Grenzschichten in Windkanälen. In *Fachtagung “Lasermethoden in der Strömungsmesstechnik.”* pp. 1–8.
- Gromke, C. & Ruck, B., 2012. Pollutant Concentrations in Street Canyons of Different Aspect Ratio with Avenues of Trees for Various Wind Directions. *Boundary-Layer Meteorology*, 144(1), pp.41–64.
- Grote, R. et al., 2016. Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10), pp.543–550.
- Hermý, M., Schauvliege M. & Tijskens, G., 2005. Groene gevels, levende stad. In *Groenebeheer, een verhaal met toekomst*. Velt in samenwerking met afdeling Bos en Groen, pp. 280–319.
- Hirabayashi, S., Kroll, C.N. & Nowak, D.J., 2012. i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions. , p.35.
- Hofman, J. et al., 2017. Biomagnetic Monitoring of Atmospheric Pollution: A Review of Magnetic Signatures from Biological Sensors. *Environmental Science and Technology*, 51(12), pp.6648–6664.
- Hofman, J., Wuyts, K., Van Wittenberghe, S., Brackx, M., et al., 2014. On the link between biomagnetic monitoring and leaf-deposited dust load of urban trees: Relationships and spatial variability of different particle size fractions. *Environmental Pollution*, 192, pp.285–294. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.020>.
- Hofman, J., Wuyts, K., Van Wittenberghe, S. & Samson, R., 2014. On the temporal variation of leaf magnetic parameters: Seasonal accumulation of leaf-deposited and leaf-encapsulated particles of a roadside tree crown. *Science of The Total Environment*, 493, pp.766–772. Available at:

<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714009474>.

- Hofman, J. et al., 2013. Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 183, pp.123–32.
- Holmes, N.S. & Morawska, L., 2006. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. *Atmospheric Environment*, 40(2), pp.5902–5928.
- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, pp.130–137.
- Jayasooriya, V.M. et al., 2017. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21, pp.34–47.
- Jimoda, L.A., 2012. Effects of particulate matter on human health, climate and materials: a review. *Working and Living Environmental Protection*, 9(1), pp.27–44.
- Johnston, J. & Newton, J., 2004. Building Green. A guide to using plants on roofs, walls and pavements. , (May), p.121. Available at: <https://brightonandhovebuildinggreen.files.wordpress.com/2017/07/johnstone-and-newton-building-green.pdf%0Ahttp://books.google.co.uk/books?id=KnxRAAAAMAAJ>.
- Kardel, F. et al., 2011. Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: Inter-species differences and in-season variation. *Atmospheric Environment*, 45(29), pp.5164–5171. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.025>.
- Köhler, M., 2008. Green facades-a view back and some visions. *Urban Ecosystems*, 11(4), pp.423–436.
- Litschke, T. & Kuttler, W., 2008. On the reduction of urban particle concentration by vegetation - A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), pp.229–240.
- Liu, J. et al., 2018. An investigation of the leaf retention capacity, efficiency and mechanism for atmospheric particulate matter of five greening tree species in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 616–617, pp.417–426. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.314>.
- Lovett, G.M., 1994. Atmospheric Deposition of Nutrients and Pollutants in North-America - an Ecological Perspective. *Ecological Applications*, 4(4), pp.629–650.
- Madre, F. et al., 2015. Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp.222–233. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.016>.
- Manes, F. et al., 2012. Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 22(1), pp.349–60. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22471095>.
- Matzka, J. & Maher, B.A., 1999. Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: Identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates. *Atmospheric Environment*, 33(28), pp.4565–4569.
- Morakinyo, T.E., Lam, Y.F. & Hao, S., 2016. Evaluating the role of green infrastructures on near-road pollutant dispersion and removal: Modelling and measurement. *Journal of Environmental Management*, 182, pp.595–605.
- Morikawa, H. et al., 1998. More than a 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant, Cell and Environment*, 21(2), pp.180–190.
- Muhammad, S., Wuyts, K., Samson, R., (in press) Atmospheric particle accumulation on 96 plant species with contrasting morphological and anatomical leaf characteristics in a common garden experiment.
- Nowak, D. & Crane, D., 1998. The urban forest effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and function. *Integrated Tools Proceedings*, pp.714–720.

- Nowak, D.J. et al., 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment*, 34(10), pp.1601–1613.
- Nowak, D.J. & Crane, D.E., 1998. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying Urban Forest Structure and Functions. *Integrated Tools Proceedings*, p.259.
- Nowak, D.J., Crane, D.E. & Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3–4), pp.115–123.
- Ottelé, M. et al., 2011. Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy and Buildings*, 43(12), pp.3419–3429.
- Ottelé, M., van Bohemen, H.D. & Fraaij, a. L. a, 2010. Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, 36(2), pp.154–162.
- Pearlmutter, D. et al., 2017. *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*, Available at:
https://books.google.co.il/books?hl=en&lr=&id=Zj88DgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR5&dq=urban,+botanical+garden+%22botanical+garden%22&ots=38KJUclSiz&sig=ngvRt1jihyetdaZK9mFGRltwHFk&redir_esc=y#v=onepage&q=urban%2C+botanical+garden+%22botanical+garden%22&f=fa.
- Perini, K. et al., 2017. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system. *Ecological Engineering*, 100, pp.268–276.
- Perini, K. & Rosasco, P., 2013. Cost-benefit analysis for green façades and living wall systems. *Building and Environment*, 70, pp.110–121.
- Przybysz, A. et al., 2014. Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Science of the Total Environment*, 481(1), pp.360–369.
- Przybysz, A. et al., 2014. EFFICIENCY OF PHOTOSYNTHETIC APPARATUS OF PLANTS GROWN IN SITES DIFFERING IN LEVEL OF PARTICULATE MATTER. , 13(1), pp.17–30.
- Pugh, T. a M. et al., 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science & Technology*, 46(14), pp.7692–7699. Available at:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22663154>.
- Raji, B., Tenpierik, M.J. & Van Den Dobbelsteen, A., 2015. The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, pp.610–623. Available at:
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>.
- Robine, J.M. et al., 2008. Death toll exceeded 70,000 in Europe during the summer of 2003. *Comptes Rendus - Biologies*, 331(2), pp.171–178.
- Rondon, A. & Granat, L., 1994. Studies on the dry deposition of NO₂ to coniferous species at low NO₂ concentrations. *Tellus B*, 46(5), pp.339–352.
- Roupsard, P. et al., 2013. Measurement in a wind tunnel of dry deposition velocities of submicron aerosol with associated turbulence onto rough and smooth urban surfaces. *Journal of Aerosol Science*, 55, pp.12–24.
- Rowe, D.B., 2011. Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159(8–9), pp.2100–2110. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.029>.
- Saaroni, H. et al., 2018. Urban Green Infrastructure as a tool for urban heat mitigation: Survey of research methodologies and findings across different climatic regions. *Urban Climate*, 24(January), pp.94–110.
- S eb , A. et al., 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment*, 427–428, pp.347–354.
- Simonich, S.L. & Hites, R.A., 1995. Organic pollutants accumulation in vegetation. *Environ Sci Technol*, 29(12), pp.2905–2914.

- Speak, A.F. et al., 2012. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, pp.283–293. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>.
- Sternberg, T. et al., 2010. Dust particulate absorption by ivy (*Hedera helix* L) on historic walls in urban environments. *Science of the Total Environment*, 409(1), pp.162–168. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.022>.
- Takahashi, M., Higaki, A., et al., 2005. Differential assimilation of nitrogen dioxide by 70 taxa of roadside trees at an urban pollution level. *Chemosphere*, 61(5), pp.633–639.
- Takahashi, M., Konaka, D., et al., 2005. Nocturnal uptake and assimilation of nitrogen dioxide by C3 and CAM plants. *Zeitschrift fur Naturforschung - Section C Journal of Biosciences*, 60(3–4), pp.279–284.
- Tallis, M. et al., 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), pp.129–138.
- Tallis, M.J. et al., 2015. The impacts of green infrastructure on air quality and temperature. *Handbook on Green Infrastructure*, (November), pp.30–49. Available at: <http://www.elgaronline.com/view/9781783473991.00008.xml>.
- Tan, P. & Sia, A., 2005. A pilot green roof research project in Singapore. *Third Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities Conference*, pp.1–13. Available at: <http://repository.binus.ac.id/2009-2/content/R0586/R058647596.pdf>.
- Tiwary, A. et al., 2016. Development of multi-functional streetscape green infrastructure using a performance index approach. *Environmental Pollution*, 208, pp.209–220. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.003>.
- Tomašević, M. et al., 2005. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area. *Chemosphere*, 61(6), pp.753–760.
- Vardoulakis, S. et al., 2003. Modelling air quality in street canyons: A review. *Atmospheric Environment*, 37(2), pp.155–182.
- Vercauteren, J., 2007. Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen.
- VMM, 2017. Jaarrapport Lucht.
- Weber C (2013) Ecosystem services provided by urban vegetation: a literature review. In: Rauch S, Morrison G, Norra S et al (eds) *Urban Environment*. Springer, Dordrecht, pp 119–131.
- Weerakkody, U. et al., 2018. Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30(January), pp.98–107.
- Weerakkody, U. et al., 2017. Particulate matter pollution capture by leaves of seventeen living wall species with special reference to rail-traffic at a metropolitan station. *Urban Forestry and Urban Greening*, 27(July), pp.173–186.
- Wesseling, J.P. et al., 2004. *Effecten van groenelementen op NO2 en PM10 concentraties in de buitenlucht*,
- White, E. V. & Gatersleben, B., 2011. Greenery on residential buildings: Does it affect preferences and perceptions of beauty? *Journal of Environmental Psychology*, 31(1), pp.89–98. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.11.002>.
- Yang, J., Yu, Q. & Gong, P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment*, 42(31), pp.7266–7273.
- Yli-Pelkonen, V., Setälä, H. & Viippola, V., 2017. Urban forests near roads do not reduce gaseous air pollutant concentrations but have an impact on particles levels. *Landscape and Urban Planning*, 158(2), pp.39–47. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.09.014>.