

# Luchtkwaliteit in de grote stad

De stad 'ademt' in de atmosfeer boven de stad. Ventilatielucht voor gebouwen en verbrandingslucht voor motorvoertuigen en verbrandingstoestellen worden uit de omgeving aangezogen en na gebruik in verontreinigde toestand weer in dezelfde omgeving 'gedumpt'. Het vereist een continue ventilatie van de stad om een zekere luchtkwaliteit in stand te houden. Belangrijk daarbij zijn door wind en temperatuurverschillen geïnduceerde luchtstromingen. Deze worden beïnvloed door de geografische ligging en topografie van de stad, en de permeabiliteit van de bebouwing. Wat is de invloed van windsnelheid, windrichting en thermiek op de luchtkwaliteit boven de stad? Waar is de luchtkwaliteit optimaal? Wat zijn de beste condities voor gebruik van de wind voor natuurlijke ventilatie van gebouwen? En wat is de relatie tussen de kwaliteit van de buiten- en binnenlucht?

Ing. B. (Ben) Bronsema, Technische Universiteit Delft, Faculteit Bouwkunde, Rehva Fellow en Promovendus Sectie Climate Design & Sustainability van de afdeling Bouwtechnologie

Mijn onderzoeksproject 'Earth, Wind & Fire – Airconditioning zonder Ventilatoren' gaat over de natuurlijke klimaatregeling van gebouwen in een stedelijke omgeving. Bij dit concept leveren zon, wind en zwaartekracht de drukverschillen die nodig zijn om de ventilatielucht door natuurlijke circulatie in gebouwen te verdelen. Deze drukverschillen zijn relatief klein, zeker in vergelijking met mechanische ventilatiesystemen, waardoor het niet mogelijk is traditionele luchtfilters toe te passen. (Dit hoeft overigens niet direct een nadeel te zijn. Door het elimineren van luchtfilters wordt de kwaliteit van de ruimtelucht bepaald niet slechter [1]).

Lucht is een belangrijk 'levensmiddel' en de kwaliteit van de ruimtelucht wordt voor een groot deel bepaald door de kwaliteit van de

buitenlucht. In de marge van mijn onderzoek heb ik daarom ook enig spuurwerk verricht naar de kwaliteit van de buitenlucht in de grote stad. Hoe vindt de horizontale en verticale verspreiding van verkeersemissies plaats en wat is de beste locatie voor het aanzuigen van ventilatielucht?

Het klimaat in een grote stad onderscheidt zich overigens niet alleen van een landelijk omgeving door een slechtere luchtkwaliteit, maar ook door een hogere gemiddelde temperatuur: het warmte-eiland-effect. Hierover is een afzonderlijk artikel gepubliceerd [2].

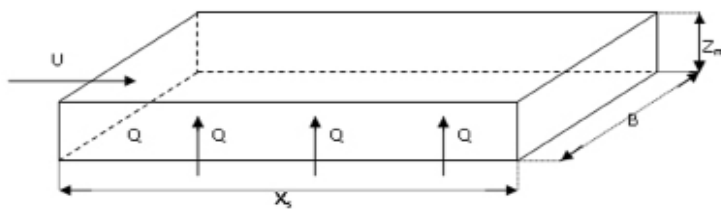
## ■ DOOSMODEL

Het doosmodel is een eenvoudig model om de luchtverontreinigingconcentratie boven een stad te schatten [3]. In dit model wordt

over de stad een grote doos gedacht, waarin alle luchtverontreinigingen uit de stad worden opgevangen. De wind 'blaast' deze verontreinigingen uit de doos (zie figuur 1). Hierin is:

$Q$	= emissie van verontreinigingen	
		$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sec}^{-1}]$
$U$	= windsnelheid	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$
$X_s$	= strijklengte van de wind	$[\text{m}]$
$B$	= breedte van de doos	$[\text{m}]$
$Z_m$	= menhoogte	$[\text{m}]$

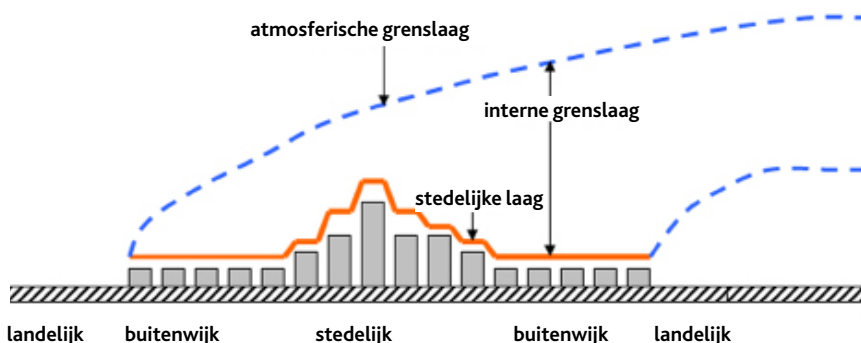
De menhoogte is de begrenzing van de zgn. atmosferische grenslaag, de laag waarin een stad 'ademt' (zie figuur 2). Luchtverontreinigingen uit de stad kunnen deze grenslaag niet doorbreken, omdat daarboven een zgn. inversie optreedt. Op dit verschijnsel wordt in dit artikel niet verder



-Figuur 1- Het doosmodel (box model)

Hoogte [m]	<500	500-1.000	1.000-1.500	1.500
Aantal dagen	117	110	79	59

-Tabel 1- Dagelijkse menghoogte in De Bilt in 1971



-Figuur 2- Laagvorming boven stedelijke gebieden

ingegaan.

De menghoogte is afhankelijk van de weersomstandigheden en de tijd van de dag. In Nederland kan deze hoogte variëren van 50 tot 1.500 meter (zie tabel 1). De menghoogte is veel kleiner dan de horizontale afmetingen van een stad. 'Een stad "ademt" in een dunne schil'. Het doosmodel gaat ervan uit dat de luchtverontreinigingen uit de stad goed en snel in de menglaag worden gemengd en er geen depositie op de grond, begroeiing en gebouwen plaatsvindt.

Beide premissen zijn twijfelachtig; het is bijvoorbeeld moeilijk in te zien dat over de menghoogte van (in Nederland) honderden meters een volledige menging kan plaatsvinden. Echter, uitgaande van voornoemde condities kan de volgende vergelijking worden opgesteld:

$$B \cdot Z_m \cdot U \cdot C_{in} + Q \cdot X_s \cdot B = B \cdot Z_m \cdot U \cdot C_{uit} \quad [kg \cdot s^{-1}] \quad (1)$$

waarin:

$C_{in}$  = concentratie in windzijdige lucht

$C_{uit}$  = concentratie in lijzijdige lucht

Als het product  $Z_m \cdot U$  wordt geschreven als  $R$  [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ] volgt:

$$R \cdot C_{in} + Q \cdot X_s = R \cdot C_{uit}$$

$$\Delta C = C_{uit} - C_{in} = Q \cdot X_s / R \quad [kg \cdot m^{-3}] \quad (2)$$

$R$  wordt de ventilatiefactor van een stad genoemd, en dus bepaald door de windsnelheid en de menghoogte. Aangezien beide

groottheden variabel zijn, is de ventilatiefactor ook een variabele grootte.

### WIND IN STEDELIJKE GEBIEDEN

In het doosmodel wordt uitgegaan van een gemiddelde windsnelheid over de volle menghoogte. Aangezien de windsnelheid in het algemeen toeneemt met de hoogte boven de grond, is het interessant om na te gaan wat dit betekent voor de concentratie van verontreinigingen op verschillende hoogten [4].

Als de wind vanaf het platteland de stad bereikt, wordt hij aan de onderzijde afgeremd. Voor matige tot sterke wind is de afname van de windsnelheid ongeveer 20 tot 30% op een hoogte tot ongeveer 20 meter boven de grond. De turbulentie-intensiteit neemt dan toe met 50 tot 100%. Bij sterke wind ontstaan door de wrijving met de bebouwing eveneens wervels. Bij zwakke tot matige wind ontstaan opwaartse luchtbewegingen. Naarmate de wind langer over de bebouwing strijkt, stijgt de luchttemperatuur. Hierdoor ontstaan tot een zekere hoogte eveneens opwaartse luchtbewegingen. De grotere turbulentie-intensiteit heeft tot gevolg dat een steeds dikkere luchtlaag wordt afgeremd.

Boven de stad kunnen drie lagen worden onderscheiden (zie figuur 2). Van boven naar beneden zijn dit achtereenvolgens:

- de menglaag of atmosferische grenslaag,

begrensd door de eerder genoemde menghoogte  $Z_m$ . De condities in deze laag zijn nog niet door de stedelijke bebouwing beïnvloed;

- de interne grenslaag (*urban boundary*) met hoogte  $Z_{ig}$ , waarin, bij toenemende strijklengte, de stroming steeds meer wordt aangepast aan de ruwheid van de stad. In geval van een kleine menghoogte  $Z_m$  kan de interne grenslaag samenvallen met de menglaag;
- de stedelijke laag (*urban canopy*) met hoogte  $Z_s$ , waarin de stroming voornamelijk wordt bepaald door de geometrie van straten en hoogten van gebouwen. De dikte van deze laag kan worden gesteld op:  $Z_s = 20Z_0 + d$  (3).

Voor een stadskern kan de ruwheidhoogte  $Z_0$  worden gesteld op  $\geq 2$  m en de verschuivingslengte  $d$  op  $0,8H$ , waarin  $H$  de dominante gebouwhoogte is. In een stadskern waarin  $H$  is 30 m is de dikte van de stedelijke laag dan  $(20 \cdot 2 + 0,8 \cdot 30) = 64$  m. Een complicatie bij dit onderwerp is dat convectieve thermische luchtstromingen, veroorzaakt door het warmte-eiland-effect, een grote invloed op de stromingspatronen kunnen hebben, vooral bij lage windsnelheden.

### KWALITEIT BUITENLUCHT

Buitenlucht is meestal schoner dan binnenlucht. Ventilatie kan de kwaliteit van de binnenlucht dus verbeteren. Echt schoon is de buitenlucht in geïndustrialiseerde landen als Nederland echter allerminst en in een stedelijke omgeving voldoet de luchtkwaliteit soms zelfs niet aan wettelijke normen. In natuurlijk geventileerde gebouwen, met ventilatie via ramen of gevelroosters, is de penetratie van luchtverontreinigingen in het interieur 100%. In mechanisch geventileerde gebouwen wordt een deel van de luchtverontreinigingen in de luchtfilters van het ventilatiesysteem verwijderd. Dit is in veel gevallen echter maar een klein deel, omdat de gebruikelijke luchtfilters nauwelijks fijn stof en gasvormige verontreinigingen afvangen. De penetratiegraad van luchtverontreinigingen is hier mede afhankelijk van de dichtheid van de gevel, de windrichting en de aanzuiglocatie van de ventilatielucht. In de meeste stedelijke omgevingen zijn de emissies van motorvoertuigen de belangrijkste bron van antropogene luchtverontreiniging. Deze emissies zijn voor een deel gasvormig en voor een deel vast in de vorm van fijn stof. Ze hebben een complexe chemische samenstelling. De gasvormige component omvat koolwaterstoffen ( $C_xH_y$ ), vluchtige organische componenten (VOC), koolmonoxide (CO), stikstofoxiden ( $NO_x$ ), kooldioxide ( $CO_2$ ) en zwaveldioxide ( $SO_2$ ). De vaste deeltjes behoren grotendeels tot het ultrafijne spectrum ( $<0,1$

µm). Vaste deeltjes zijn meestal verzadigd met andere componenten en metalen. Van veel componenten is aangetoond dat ze schadelijk zijn voor de gezondheid [5].

Naast de emissies van motorvoertuigen is de uitstoot van verbrandingstoestellen en industriële processen oorzaak van luchtverontreiniging. Verder verspreidt ook het wegdek fijn stof.

Door de complexe samenstelling van de luchtverontreinigingen is het praktisch onmogelijk de concentraties van alle stoffen te meten.

Meestal worden hiervoor bepaalde merkstoffen gebruikt, zoals koolmonoxide CO, dat als een goede indicator voor de verspreiding en verdunning van verkeersemisies wordt beschouwd. In tegenstelling tot andere componenten in de uitlaatgassen is koolmonoxide chemisch redelijk stabiel. Bovendien is een eenvoudige en betrouwbare meting mogelijk, vergeleken met andere componenten hoge concentraties in de stedelijke atmosfeer [6]. Concentratieingen van fijn stof ( $\leq PM_{10}$ ) worden meestal uitgevoerd op basis van massa, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Van de zeer fijne ( $\leq PM_{2,5}$ ) en ultra fijne deeltjes ( $\leq PM_{0,1}$ ) in de uitlaatgassen wordt de concentratie gemeten in aantal deeltjes per  $\text{cm}^3$  of per  $\text{m}^3$ . Ultra fijn stof kan diep in de longen en zelfs direct in de bloedbaan doordringen en is door de chemische samenstelling schadelijk voor de gezondheid. Er is een duidelijke behoefte aan een betere gezondheidsindicator voor fijn stof dan de huidige normen van  $PM_{2,5}$  en  $PM_{10}$ . Fijn stof heeft de afgelopen jaren voor de nodige commotie gezorgd, omdat de EU-normen op verschillende plaatsen regelmatig worden overschreden. Enkele bouwprojecten zijn op grond hiervan stilgelegd. Nederland heeft uitstel gevraagd voor het voldoen aan de Europese luchtkwaliteitsnormen. TNO heeft het initiatief genomen voor Europees onderzoek, waarbij gezondheidskundig onderzoek wordt gekoppeld aan de luchtkwaliteit [7].

Voertuigemissies hebben op twee niveaus impact op de concentraties van luchtverontreinigingen:

- de achtergrondconcentratie in een groter gebied, veroorzaakt door alle voertuigbewegingen in dit gebied tezamen;
- de plaatselijke concentratie nabij een drukke verkeersweg die boven de achtergrondconcentratie ligt, zgn. *hot spots*. Deze is afhankelijk van de plaatselijke verkeersdichtheid, het soort motorvoertuigen e.d. en kan gedurende de dag sterk variëren [5].

Tabel 2 toont de meest voorkomende verontreinigingen van de buitenlucht. Enkele stoffen, de zogenaamde precursors, kunnen

Verontreiniging	Gasvormig	Stof	Precursor
SO <sub>2</sub> Zwaveldioxide	R		R
CO Koolmonoxide	R		
VOC Vluchtige Organische Componenten	R	R	R
PAK Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	R	R	
Fijn stof – PM <sub>10</sub> – PM <sub>2,5</sub> – ultra fijn stof		R	R
Zwarte rook		R	
NO <sub>x</sub> Stikstofoxiden	R		R
Zware metalen (arseen, cadmium, koper, lood, zink)		R	

-Tabel 2- Primaire verontreinigingen van de buitenlucht

onder bepaalde omstandigheden secundaire verontreiniging veroorzaken, zoals zomer- en wintersmog, ozon en fijn stof.

Het luchtkwaliteitsbeleid in Nederland wordt voor een groot deel bepaald door internationale afspraken. Zo heeft de EU normen voor luchtverontreinigende stoffen opgesteld en hebben de lidstaten afspraken gemaakt over de vermindering van de uitstoot van deze stoffen. In Nederland zijn deze regels onder andere uitgewerkt in de Wet Luchtkwaliteit, die sinds najaar 2007 van kracht is en deel uitmaakt van de Wet Milieubeheer. In de Wet Luchtkwaliteit staan normen voor diverse stoffen in de lucht, zoals voor zwavel- en stikstofoxiden, fijn stof, lood, koolmonoxide en benzeen. Deze waarden zijn grotendeels afgeleid van internationale afspraken [8]. Sinds 1990 is de luchtkwaliteit in Nederland verbeterd. De EU-normen voor fijn stof en stikstofdioxide worden echter nog in veel grote steden overschreden [8]. De luchtkwaliteit langs het gehele Nederlandse snelwegennet is getoetst aan de vanaf 2010 geldende Europese NO<sub>2</sub>-grenswaarde van 40  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Uit deze toetsing blijkt dat er heel wat locaties zijn waarop beter niet gebouwd zou kunnen worden [9].

## ■ HORIZONTALE VERSPREIDING

De verspreiding van verkeersemisies wordt sterk bepaald door de interactie van windsnelheid en windrichting met gebouwen, straten, bomen e.d. De stedenbouwkundige topografie en de permeabiliteit van de bebouwing is hiervoor een belangrijk gegeven. Voor de binnenluchtkwaliteit is het belangrijk inzicht te hebben in de concentratieprofielen van verkeersemisies als functie van de afstand tot de weg. Hiervoor is veel onderzoek gedaan, dat door de grote complexiteit van de onderliggende processen niet altijd eenduidige resultaten heeft opgeleverd [5, 10, 11, 12]. Duidelijk is wel dat de concentraties afnemen bij toenemende afstand tussen meetpunt en weg; een bevinding die ook intuïtief gemakkelijk wordt bevestigd.

Voor fijn stof verloopt de concentratieafname volgens een machtswet waarvoor de volgende formule werd ontwikkeld [13]:  $C = Kd^\mu + C_0$  waarin:

- C = plaatselijke concentratie
- K = constante, experimenteel bepaald op 500
- d = afstand tot de weg in m
- $\mu$  = constante, experimenteel bepaald op 0,88
- $C_0$  = achtergrondconcentratie.

Voor afstanden d van resp. 5, 25, 50, 100 en 200 m wordt met deze formule de waarde van C berekend op  $C_0 + 120, 30, 15, 10$  en 5. De invloed van windkracht en windrichting is in deze formule niet tot uitdrukking gebracht. Samenvattend kan worden gesteld dat in het algemeen boven een afstand van 300 m de plaatselijke concentratie niet uitgaat boven de achtergrondconcentratie. Binnen 100 m van de weg moet met verhoogde plaatselijke concentraties worden gerekend.

Modellering van luchtverontreiniging in stedelijke gebieden met behulp van CFD is lastig omdat stedelijke parameters moeilijk te definiëren zijn. Sommige onderzoekers hebben hiervoor semi-empirische modellen opgesteld, met als parameters de bebouwingdichtheid, de gebouwhoogte, en de permeabiliteit van de bebouwing in relatie tot de windrichting [6]. Of deze bruikbaar zijn voor Nederlandse omstandigheden is niet bekend. Voor specifieke gevallen wordt wel onderzoek in een windtunnel uitgevoerd.

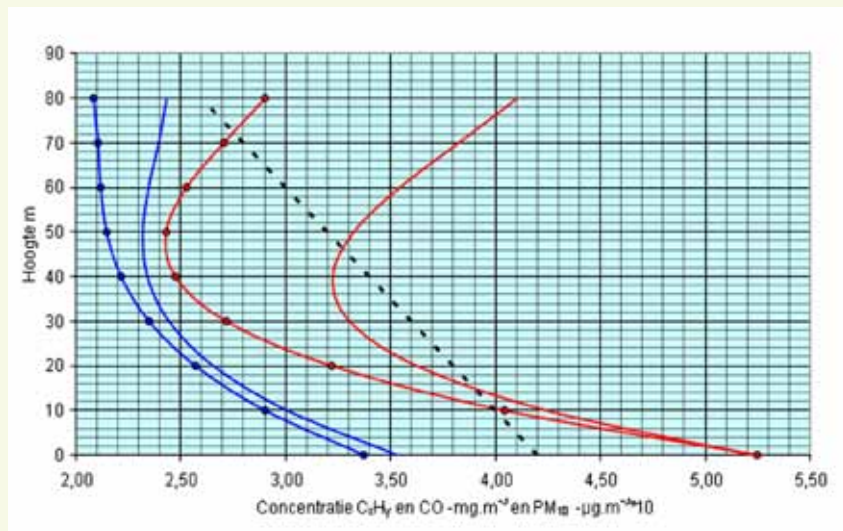
## ■ VERTICALE VERSPREIDING

Intuïtief mag worden aangenomen dat in stedelijke gebieden de concentraties van de luchtverontreinigingen bij grotere hoogte afnemen. Luchtvervuiling wordt hier door de thermiek van het warmte-eiland-effect [2] en door de wind verspreid en verdund. Luchtaanzuiging op dakniveau en zover mogelijk afgewend van het verkeer zou daarom de voorkeur verdienen. Een literatuuronderzoek heeft deze intuïtieve aanname bevestigd.

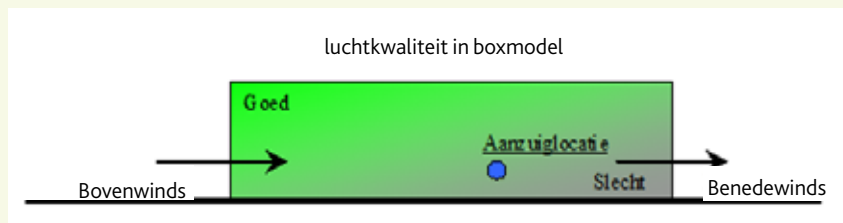
[14] deden onderzoek naar de meest representatieve locatie voor het trekken van monsters voor de bepaling van de luchtkwaliteit in Jeruzalem. Zij vonden dat de gemiddelde dagelijkse concentraties van stikstofoxides ( $\text{NO}_x$ ) en koolmonoxide (CO) op straat- en voetgangersniveau 3,5 tot 4,0 keer hoger waren dan op het permanente meetstation dat zich op 20 m hoogte en 30 m van de straat bevond. Voor de gemiddelde dagelijkse stofconcentratie, uitgedrukt in TSP, was deze waarde 1,8. Het verschil wordt geweten aan de hogere achtergrondconcentratie van TSP, dat niet alleen van het verkeer afkomstig is maar ook van industriële en natuurlijke bronnen. De gemeten ozonconcentratie ( $\text{O}_3$ ) op het permanente meetstation was ongeveer 25% lager, hetgeen verklaard wordt door reductie van  $\text{O}_3$  door  $\text{NO}$  via de chemische reactie  $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$ .

[12] heeft getracht met behulp van numerieke simulatie de verspreiding van luchtverontreiniging om gebouwen door de wind te voorspellen. Deze methodiek staat nog in de kinderschoenen en leverde weinig praktisch bruikbare informatie op voor het onderzoek 'Earth, Wind & Fire'. Voor systematisch onderzoek op dit gebied zouden karakteristieke modellen voor een stedelijke omgeving met de daarbij behorende gebouwen moeten worden ontwikkeld.

Om de optimale positie van de aanzuigopening voor het ventilatiesysteem te bepalen voerden [15] een interessant onderzoek uit naar de luchtkwaliteit langs de gevels van een 100 m hoog gebouw in Milaan, gelegen aan een plein met een hoge verkeersintensiteit. Gedurende een periode van 30 dagen werden continue concentraties van koolwaterstoffen  $\text{C}_x\text{H}_y$ , CO en  $\text{PM}_{10}$  gemonitord, zowel in tijd als hoogte. Er blijkt een duidelijke negatieve verticale concentratiegradiënt te bestaan. De concentratie van  $\text{C}_x\text{H}_y$  loopt tot een hoogte van 30 à 40 m sterk terug en stijgt daarna weer. Er is een duidelijk verschil te zien tussen de dag- en nachtsituatie. Voor CO is een soortgelijke tendens gemeten, zij het minder geprononceerd. De  $\text{PM}_{10}$ -concentratie neemt tot 80 m vrijwel evenredig met de hoogte af; boven 80 m is een scherpe daling gemeten tot concentraties rond  $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (niet in de figuur aangegeven). Het onderzoek omvatte ook metingen van de verticale temperatuurgradiënt (zie figuur 3). Volgens de onderzoekers draagt deze in belangrijke mate bij aan de verdunning van de luchtverontreinigingen op grotere hoogten. [11] hebben voor drie gebouwen van resp. 21, 24 en 33 m in de nabijheid van verkeerswegen met deeltjestellers concentratiemetingen uitgevoerd van fijn stof ( $<2,5 \mu\text{m}$ ) en ultrafijn stof ( $<0,1 \mu\text{m}$ ). De concentraties bleken vanaf



-Figuur 3- Verticale concentratiegradiënten  $\text{C}_x\text{H}_y$ , CO en  $\text{PM}_{10}$  volgens Rubino



-Figuur 4- Invloed aanzuiglocatie op de luchtkwaliteit

maaiveld tot dakniveau met 50 tot 60% af te nemen. Zij concluderen op basis hiervan dat de beste locatie voor de aanzuig van ventilatielucht op dakniveau ligt.

[16] kwamen langs een geheel andere weg tot een soortgelijke conclusie. In een grootscheeps onderzoek, de US EPA Base studie, uitgevoerd in 100 grote kantoorgebouwen in de VS gedurende 1994 tot 1998, werd de kwaliteit van de binnenlucht statistisch gerelateerd aan een aantal karakteristieken van de luchtbehandelingsinstallatie, waaronder de hoogte waarop ventilatielucht werd aangezogen. Er werd een sterk statistisch verband gevonden tussen aanzuigopeningen onder een hoogte van 60 m en gebouwgerelateerde gezondheidssymptomen, met name die van de bovenste luchtwegen. Evenals bij de horizontale verspreiding wordt de verticale verspreiding van verkeersemissies mede bepaald door de interactie van windsnelheid en windrichting met gebouwen, straten, bomen e.d. De stedenbouwkundige profielen, de topografie en de permeabiliteit van de bebouwing zijn ook hier belangrijke parameters.

Op basis van het onderzoek is de conclusie

gerechtvaardigd dat met het oog op de luchtkwaliteit het aanzuigen van ventilatielucht op een hoog niveau de voorkeur verdient. Uit voorgaande beschouwingen lijkt het redelijk te veronderstellen dat de plaatselijke luchtkwaliteit in bovenwindse richting en op hogere niveaus beter is dan in de andere richting. Dit is van belang voor de locatie van gebouwen en voor de locatie van de luchtaanzuiging voor ventilatie (zie figuur 4).

## ■ BINNEN- EN BUITENLUCHTKWALITEIT

Bij de voorgaande beschouwingen over de kwaliteit van de buitenlucht mag niet uit het oog worden verloren dat de binnenluchtkwaliteit (langdurig 'levensmiddel' voor mensen) belangrijker is. De kwaliteitsratio binnen/buiten ( $i/e$ ) kan worden uitgedrukt in de formule:

$$R_{i/e} = C_i/C_e \quad (5)$$

waarin:

$R_{i/e}$  = kwaliteitsratio binnen/buiten  
 $C_i$  = concentratie in de binnenlucht  
 $[\text{mg}\cdot\text{m}^{-3} - \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3} \text{ of aantal deeltjes}]$

$C_e$  = concentratie in de buitenlucht  
[ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$  –  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  of aantal deeltjes]

Een interieur wordt gekenmerkt door relatief grote oppervlakken, die – mede afhankelijk van hun oppervlaktestructuur – luchtverontreinigingen aan zich kunnen binden door absorptie en adsorptie.  $R_{ve}$  is daarom meestal kleiner dan één, ook bij natuurlijk geventileerde ruimten. De waarde van  $R_{ve}$  is voor verschillende stoffen dan ook verschillend.

In de wetenschappelijke literatuur wordt fijn stof in toenemende mate als een bedreiging van de gezondheid gezien, vooral de zeer fijne ( $< 1 \mu\text{m}$ ) en ultra fijne stofdeeltjes ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ), die in gewicht slechts een klein deel van de totale stofbelasting vormen maar in aantal deeltjes dominant zijn. Deze deeltjes, geëmitteerd door motorvoertuigen, zijn meestal ook dragers van schadelijke en giftige stoffen. Zij dringen diep in de ademwegen door, kunnen daar neerslaan en worden dan niet weer uitgeademd [17].

Daarnaast wordt in het interieur door menselijke activiteiten ook stof geproduceerd. Maar deze deeltjes zijn groter en de omvang ervan is in vergelijking met de stofconcentratie in de buitenlucht gering [18]. Verschillende onderzoekers bestuderen de gecompliceerde processen van stofpenetratie, interne stofontwikkeling, depositie en re-suspensie van stofdeeltjes en proberen hiervoor numerieke modellen op te stellen. Bij natuurlijke geventileerde gebouwen komt fijn stof uit de buitenlucht ongehinderd in het interieur terecht. Bij mechanische ventilatie wordt een deel tegengehouden in de luchtbehandelingsinstallatie, vooral in de luchtfilters en op natte oppervlakken van koelbatterijen. Voor een all-air-systeem met recirculatie worden, bij toepassing van de gebruikelijke filters tot klasse EU 7,  $R_{ve}$ -waarden in de grootteorde van 0,3 tot 0,4 gerapporteerd [19, 18]. Bij dergelijke systemen wordt het gerecirculeerde luchtdebiet – vaak 4 tot 6 keer zo veel als het buitenluchtaandeel – bij elke luchtwisseling opnieuw gefilterd. Het effect van de luchtfiltering is dan ook (veel) groter dan bij moderne klimaatsystemen die werken met 100% buitenlucht zonder recirculatie.

Naast het stof dat met de ventilatielucht wordt aangevoerd, komt ook stof het interieur binnen door infiltratie van buitenlucht. Sommigen hebben hiervoor een mathematisch model ontwikkeld [20]. Uit experimenteel onderzoek inzake de omvang van deze stofinfiltratie melden onderzoekers verschillende resultaten, van dominant [21] tot niet significant [18]. Dit is niet vreemd omdat het infiltratiedebiet afhankelijk is van windsnelheid, windrichting en geveldicht-

heid, die bij elk gebouw en bij elk onderzoek kunnen verschillen. De minste infiltratie is te verwachten bij een gebouw waarvan de oriëntatie van de langsgevels evenwijdig loopt met de dominante windrichting; in Nederland dus tussen Zuidoost en Zuidwest. Buiten deze gevels heerst dan meestal onderdruk [22]. En voor alle gebouwen geldt dat een zo goed mogelijke dichtheid van de gevel een primaire eis is; niet alleen om de infiltratie van fijn stof te voorkomen, maar ook om ongewenste energieverliezen tegen te gaan en thermische behaaglijkheid in de gevelzone te creëren.

## ■ REFERENTIES

1. Bronsema, B. 1995. Over lucht en luchtfilters. TVVL Magazine 11/1995. [www.bronconsult.org/publicaties/wetenschappelijk](http://www.bronconsult.org/publicaties/wetenschappelijk)
2. Bronsema B. 2011. Het warmte-eiland-effect. TVVL Magazine 01/2012
3. Wit, de M.H. 2001. Wind in de gebouwde Omgeving. Reader Technische Universiteit Eindhoven – Faculteit Bouwkunde – Capaciteitsgroep FAGO.
4. Allard, Francis (editor) 1998. Natural Ventilation in Buildings. James & James (Science Publishers) Ltd. ISBN 1 873936 72 9.
5. Morawska, L. 2004. Motor vehicle emissions as a source of indoor particles. Indoor environment, Wiley – VCH. Morawska and Saltthammer (Editors), pp 297-318.
6. Taseiko, O.V. et al 2009. Air pollution dispersion within urban street canyons. Atmospheric Environment 43 (2009) pp 245 – 252.
7. Peperstraten, J. van 2009. Verkennend onderzoek naar ultrafijnstof - Vraagtekens bij de effectiviteit van fijnstofbeleid. TNO Magazine april 2009.
8. RIVM 2007. Legionella-uitbraak in Amsterdam: koeltoeren als bron. Infectieziekten Bulletin jaargang 17 nummer 09 2006 pp 319-321. [www.rivm.nl/infectieziektenbulletin](http://www.rivm.nl/infectieziektenbulletin)
9. Metz, D. et al 2000. Luchtkwaliteit langs het Nederlandse snelwegennet in 2010. CE, Witteveen+Bos en TNO-MEP. <http://antenna.nl/ce>
10. Morawska, L. et al 1999. A study of the horizontal and vertical profile of sub micrometer particles in relation to a busy road. Atmospheric Environment 33 (1999) pp 1261-1274.
11. Hitchins, J. et al 2002. Concentrations of sub micrometer particles from vehicle emissions near a major road. Atmospheric Environment 34 (2000) pp 51-59.
12. Li, Y. et al 1997. Numerical evaluation of wind-induced dispersion of pollutants around an building. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics 67 & 68 (1997) pp 757-766.
13. Gramotnev Dmitri K. and Galina 2002. Modeling of Aerosol Dispersion from a Busy Road in the Presence of Nanoparticle Fragmentation. Journal of Applied Meteorology and Climatology Volume 44 Issue 6 (June 2005). Bronsema, B. 2005. Bij milieucatastrofes en bio-terreur – De Klimaatinstallatie: Vriend of Vijand?(2). TVVL Magazine 12/2005. [www.bronconsult.org](http://www.bronconsult.org).
14. Luria, M. et al 1984. Comparison of air quality data obtained from roof top, side walk and suburban areas. Environmental Monitoring and Assessments 5 (1985) pp 249-254
15. Rubino, F.M. et al 1998. Height Profile of some Air Quality Markers in the Urban Atmosphere Surrounding a 100 m Tower Building. Atmospheric Environment Vol. 32 No. 20 (1998) pp 3569-3580.
16. Mendell, M.J. et al 2008. Risk factors in heating, ventilating and air-conditioning systems for occupant symptoms in US office buildings: the US EPA BASE study. Indoor Air 2008: 18: pp 301-316. Atmospheric Environment 33 (1999) pp 1261-1274
17. amriska, M. et al 1999. Relation between Indoor and Outdoor Exposure to Fine Particles near a Busy Arterial Road. Indoor Air 1999: 9: pp 75 – 84.
18. Jamriska, M. et al 2000. Effect of Ventilation and Filtration on Submicrometer Particles in an Indoor Environment. Indoor Air 2000: 10: pp 19 – 26.
19. Partti-Pellinen, K. et al 2000. Penetration of Nitrogen Oxides and Particles from Outdoor into Indoor Air and Removal of the Pollutants through Filtration of Incoming Air. Indoor Air 2000: 10: pp 126 – 132.
20. Tian, L. et al 2009. Mathematical model of particle penetration through smooth/rough building envelop leakages. Building and Environment 44 (2009) pp 1144 – 1149.
22. Bronsema, B. 2005. Environmental disasters and bio-terrorist attacks. Can buildings protect us against airborne pollutants? Rehva Journal 1-2/2005. [www.bronconsult.org](http://www.bronconsult.org).
21. Franchimon, F. 2009. Healthy Building Services for the 21st Century pp 65-75. PhD thesis Technische Universiteit Eindhoven.