Luchtkwaliteit, geur en stikstofdepositie

Een overzicht van (DNV) KEMA artikelen en onderzoeken in de periode 2010 - 2012

Arnhem, 6 december 2012
Opgesteld voor de gebruikers- en informatiedag STACKS op 11 december 2012

KEMA Nederland B.V. Utrechtseweg 310, 6812 AR Arnhem Postbus 9035, 6800 ET Arnhem Nederland
T +31 26 3 56 9111 F +31 26 442 8388 contact@kema.com www.kema.com Handelsregister Arnhem 09080262

Copyright © 2011, KEMA Nederland B.V., Arnhem, Nederland. Alle rechten voorbehouden.

Het is verboden om dit document op enige manier te wijzigen, het opsplitsen in delen daarbij inbegrepen. In geval van afwijkingen tussen een elektronische versie (bijv. een PDF bestand) en de originele door KEMA verstrekte papieren versie, prevaleert laatstgenoemde.

KEMA Nederland B.V. en/of de met haar gelieerde maatschappijen zijn niet aansprakelijk voor enige directe, indirecte, bijkomstige of gevolgschade ontstaan door of bij het gebruik van de informatie of gegevens uit dit document, of door de onmogelijkheid die informatie of gegevens te gebruiken.

De inhoud van dit rapport mag slechts als één geheel aan derden kenbaar worden gemaakt, voorzien van bovengenoemde aanduidingen met betrekking tot auteursrechten, aansprakelijkheid, aanpassingen en rechtsgeldigheid.

INHOUD

Pagina

1 Introductie 5

2 Ontwikkelingen in modellering stikstofdepositie 6
2.1 Referentie 6
2.2 Artikel 6

3 Hoe verder met de berekening van stikstofdeposities? (Artikel in tijdschrift Lucht) 9
3.1 Referentie 9
3.2 Artikel 9

4 OPS - NNM: een vergelijking op concentraties en deposities 12
4.1 Projectspecificatie 12
4.2 Aanleiding voor het onderzoek 12
4.3 CONCLUSIES 12
4.3.1 NNM/STACKS 13
4.3.2 OPS 13
4.3.3 Dispersie 14
4.3.4 Gebouweffect 14
4.3.5 Rekensnelheid 15
4.4 SLOTOPMERKINGEN 15

5 Harmonisatie meteo-preprocessing 17
5.1 Projectspecificatie 17
5.2 Projectdoelstelling 17
5.3 Samenvatting en conclusies 18

6 Herijking gebouwroutine: een analyse, validatie en voorstellen tot verbetering 20
6.1 Projectspecificatie 20
6.2 Samenvatting en conclusies 20

7 Effect van bomen op luchtkwaliteit op straatniveau 24
7.1 Referentie 24
7.2 Artikel 24

8 Instrumenten voor beter inzicht in de geurbelasting 30
8.1 Referentie 30
8.2 Artikel 30

9 Onzekerheden in geurberekeningen 34

9.1 Referentie 34
9.2 Artikel 34

10 Momentane concentraties in STACKS 43

11 Modellering scheepvaart emissies herzien ..... 48~~47~~
11.1 Referentie ..... 48~~47~~
11.2 Artikel ..... 48~~47~~

12 An extended street canyon model for pollutant concentrations in street canyons with detached houses and specified traffic lane width ..... 53~~52~~

13 Enhanced dispersion from tall stacks near modern wind mills. ..... 56~~55~~

14 Vergelijking tussen SRM1, SRM2 en SRM3 verspreidingsberekeningen voor wegverkeer voor de praktijkcase N65 Helvoirt ..... 59~~58~~
14.1 Projectspecificatie ..... 59~~58~~
14.2 Introductie ..... 59~~58~~
14.3 Conclusies en aanbevelingen ..... 60~~59~~

15 Bepaling bijdragen luchtvaartverkeer in het studiegebied Schiphol en omstreken ten behoeve van de saneringstool ST3 ..... 62~~61~~
15.1 Projectspecificatie ..... 62~~61~~
15.2 Projectdoelstelling ..... 62~~61~~
15.3 Achtergrond ..... 62~~61~~
15.4 Resultaten en conclusies ..... 63~~62~~

16 KEMA Leaflet on Air Quality and STACKS ..... 65~~64~~

1 INTRODUCTIE

KEMA is in de negentiger jaren begonnen met het beschikbaar stellen van het computer verspreidingsmodel STACKS. Het model bleek veel beter in staat te zijn om concentratiepatronen rond hoge bronnen te beschrijven dan het toen gangbare lange termijnmodel (het Nationaal Model: NM). Dat heeft geleid tot de introductie van het Nieuw Nationaal Model dat voor 95% gelijk was aan het STACKS model. Hiermee konden de concentraties rond industriële bronnen (punt- en oppervlaktebronnen) worden berekend. In de jaren daarna is dit model verder uitgebreid tot een rekenmodel waarmee nu ook allerlei andere bronnen doorgerekend kunnen worden: wegverkeer, agrarische bronnen (geur, NO_2, NH_3 en fijnstof), scheepvaart en luchtvaart. Intussen is een hele STACKS-software familie beschikbaar, die in het land veelvuldig ~~worden~~ wordt toegepast.

De meest recente ontwikkelingen in het model betreffen een modernisering van de methodologie van depositieberekeningen. Vooral voor ammoniak betekent dit een flinke verbetering, maar ook de SO_2 en NO_2 depositie-berekeningen zijn verbeterd.

Het STACKS model is heel veel ingezet bij beleidsontwikkelingen (denk aan de Tweede Maasvlakte, de 80 km snelheidsmaatregel, de inzet van groen langs wegen om te lucht te zuiveren) en een groot aantal studies, vergunningverleningen, bestemmingsplannen. DNV KEMA heeft onder meer met deze modelversies een goed inzicht opgebouwd in de processen die de luchtkwaliteit in Nederland bepalen. Deze kennis zal ook in de toekomst effectief worden toegepast bij een groot scala van hardnekkige knelpunten op gebied van luchtkwaliteit, geur en stikstofdepositie. Dit laatste is van groot belang voor het behoud van kwetsbare natuurgebieden in Nederland. Inzet van onze kennis beperkt zich niet tot Nederland. In het buitenland zijn eveneens projecten uitgevoerd op het terrein van luchtkwaliteit, bijvoorbeeld in Polen, Litouwen, Spanje, België, Engeland, Rusland, China en Qatar.

In dit rapport zijn ~~een aantal~~ artikelen, welke in de periode 2010-2012 in de tijdschriften MILIEU en LUCHT zijn verschenen, samenvattingen van recente interessante studies en beschrijvingen van modelonderdelen verzameld. We gaan ervan uit dat dit voor u als lezer interessante ~~artikelen~~ onderwerpen bevat die u verder kunnen helpen met een beter begrip van de bijdragen van allerlei bronnen aan de luchtkwaliteit, geur- en depositieniveaus in ons land en bij het schoner maken van de lucht in Nederland.

2 ONTWIKKELINGEN IN MODELLERING STIKSTOFDEPOSITIE

2.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift MILIEU, Editie 2010, nummer 3
Auteurs: Luc Verhees, Hans Erbrink en Joost de Wolff (KEMA)

2.2 Artikel

Recente ontwikkelingen in modellering stikstofdepositie

Luc Verhees, Hans Erbrink en Joost de Wolff

Het doel van Natura 2000 is het keren van de achteruitgang van biodiversiteit. Bij de implementatie in Nederland vormt stikstofdepositie één van de hoofdproblemen. In dit artikel wordt aangegeven hoe stikstofdepositie met computermodellen berekend kan worden en hoe de bijdragen van diverse bronnen zoals veehouderij, wegverkeer en industrie zich tot elkaar verhouden, met aandacht voor de grote lokale verschillen.

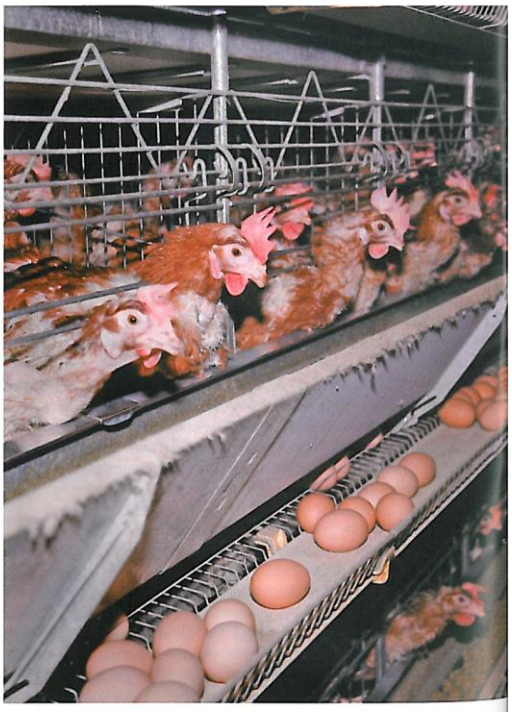
Nederland telt 162 Natura 2000-gebieden. In beheerplannen leggen Rijk en provincies per Natura 2000-gebied natuurdoelen vast, evenals de activiteiten die in en rondom de gebieden mogelijk zijn. Een hoge stikstofdepositie (de optelsom van de depositie van NOx en NHy) staat het halen van deze natuurdoelen in de weg. Zichtbare effecten van een te hoge stikstofdepositie zijn bijvoorbeeld de sterke vergrassing van heideterreinen en het dichtgroeien van open duingebieden. Ongeveer de helft van de stikstofdepositie op de Nederlandse natuur is afkomstig van de landbouw. Bij veel Natura 2000 gebieden is echter ook wegverkeer, scheepvaart, of de industrie een belangrijke bron van stikstofdepositie.

De op 16 maart door de Eerste Kamer aangenomen Crisis- en herstelwet (CHW)[1] besteedt aandacht aan stikstofdepositie met een Programmatische Aanpak Stikstof (PAS).De problematiek van stikstofdepositie wordt gevormd door een hoge achtergrondbelasting gecombineerd met een flinke regionale bijdrage van stallen plus de lokale bijdragen van andere bronnen zoals verkeerswegen en industrie. In de PAS worden concreet afspraken gemaakt hoe de B.V. Nederland in gezamenlijkheid via drie niveaus (generiek, provinciaal en gebiedsgericht) en met maatregelen naar verschillende sectoren, de stikstofdepositie op termijn terug kan dringen tot het vereiste niveau.

Depositie

Depositie is het neerslaan van door de lucht meegevoerde stoffen op het aardoppervlak. Bekend zijn de incidentele periodes waarin verwaaid Saharazand goed zichtbaar de Nederlandse straten en auto's geel-oranje kleurt. Ook veel kleinere en daardoor onzichtbare chemische stoffen, afkomstig van bijvoorbeeld industriële bronnen, slaan op de bodem neer.

Emissies naar de lucht verspreiden zich als breder wordende pluimen. De concentraties op leefhoogte ten gevolge van deze emissies worden berekend met zogenaamde 'pluimmodellen'. De hoeveelheid depositie wordt berekend door concentraties te vermenigvuldigen met een depositiesnelheid. We onderscheiden natte en droge depositie. Natte depositie bestaat uit het uitwassen (regen valt door een pluim) of uitregenen (een pluim zit in een regenwolk) van stoffen. Bij droge depositie speelt interactie van de component met het oppervlak / vegetatie een doorslaggevende rol. In Nederland wordent stikstofdepositieniveaus berekend door RIVM met het Operationeel Prioritair Stoffen model (OPS). Dit geeft een globaal beeld; een gemiddelde over grotere gebieden. Voor de lokale bijdrage van specifieke bronnen wordt vaak een model gebruikt dat kan



OVER DE AUTEURS

Luc Verhees (026-3566104, Luc.Verhees@kema.com) **Hans Erbrink** en **Joost de Wolff** zijn werkzaam bij KEMA Nederland B.V.

inzoomen op lokale omstandigheden. Dan kan ook rekening gehouden worden met het type bodemgebruik (gras, heide, bos, enzovoorts). In praktijk wordt hiervoor van het Nieuw Nationaal Model (NNM)[2] afgeleide software gebruikt, zoals Pluimplus of STACKS. In dit artikel zullen we ons beperken tot STACKS.

Depositie wordt bepaald door de hoogte van de concentraties van deponerende stoffen en hun depositiesnelheid. Die laatste is afhankelijk van drie processen. 1) de mate van turbulent transport vanuit de lucht richting bodem; 2) de mate van moleculaire diffusie vanuit de lucht, die bepalend wordt op zeer korte afstand van het oppervlak en 3) de opname van de stof door het oppervlak / vegetatie: het reactieve ammoniak zal veel 'gretiger' neerslaan dan bijvoorbeeld stikstofoxiden. De berekening van concentratie en de depositie zijn uiteraard niet onafhankelijk: er verdwijnt immers materiaal uit de lucht en de berekende concentraties moeten dus gecorrigeerd worden voor deze verdwijnterm. Ook chemische omzettingen in de atmosfeer dragen bij aan de verdwijntermen en kunnen op wat grotere afstanden (meer dan een paar kilometers) van belang zijn. Het pluimmodel STACKS is flexibel in staat om simultaan de verspreiding en depositie te berekenen vanuit hoge puntbronnen (industriële schoorstenen), lage puntbronnen met gebouwinvloed (bijvoorbeeld stallen), lijnbronnen (zoals verkeers- of vaarwegen) en oppervlaktebronnen (denk aan bedrijventerreinen).

Ammoniakgat gedicht

Lange tijd konden de gemeten NH_3-depositiehoeveelheden niet verklaard worden door modelberekeningen (het zogenaamde 'Ammoniakgat'). De gemeten concentraties NH_3 bleken hoger te zijn dan volgens het OPS-model verklaard kon worden. Het depositierekenmodel is recent verbeterd door het concentratieafhankelijk maken van de depositiesnelheid en het verdisconteren van herverdamping, waardoor de berekeningen nu veel beter in overeenstemming zijn met meetresultaten[3]. Deze verbeterde module is opgenomen in het OPS.

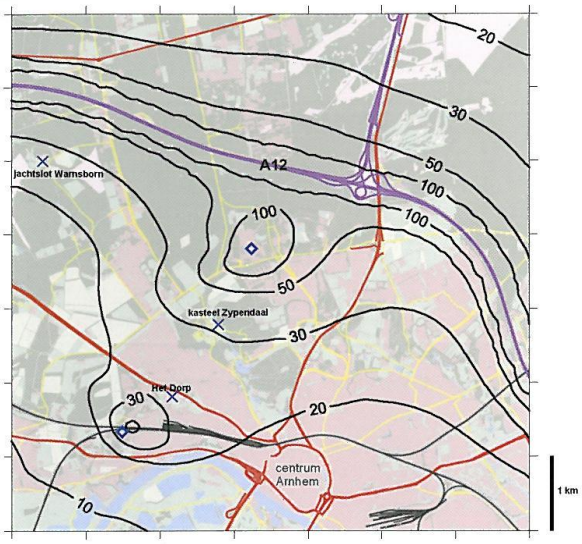
Voor het bepalen van de depositie op relatief korte afstand van de bron (tot circa 20 km) zijn de pluimverspreidingsmodellen geschikt. In 2007 is voor het bepalen van ammoniakdepositie rond stallen het model AAgroStacks opgesteld en vrij verspreid in opdracht van het ministerie LNV. In AagroStacks is het STACKS-depositiemodel direct gekoppeld aan een gedetailleerde landgebruikskaart van Nederland. Het programma is intensief gebruikt door zowel vergunningverleners als –plichtigen, ook nadat het toetsingskader voor depositie kort na het verschijnen van het model door de Raad van Staten werd verworpen.

Hoewel vooral naar de intensieve veehouderijen werd gekeken als bron van ammoniakemissie, zijn ook andere bronnen van belang. Industrie en vervoer kunnen op lokale schaal een wezenlijke bijdrage leveren aan de stikstofdepositie op Natura 2000 gebieden.

Een rekenvoorbeeld

Om de bijdrage van diverse bronnen aan de stikstofdepositie te illustreren is een fictieve situatie nabij Arnhem gemodelleerd waarin een energiecentrale, een gemiddeld drukke snelweg en een agrarisch bedrijf zijn opgenomen. De emissies afkomstig van deze bronnen zijn zoveel mogelijk gebaseerd op realistische getallen, zodat het voorbeeld inzicht geeft in de mogelijke bijdragen aan de totale stikstofdepositie. In de modelberekeningen zijn de nieuwe inzichten in de NH_3 depositie nog niet verwerkt. Daarover zal het RIVM/PBL binnenkort publiceren.

In figuur 1 ziet u de totale stikstofdepositie (in mol/ha/jaar) berekend met STACKS+ voor de fictieve situatie. De totale stikstofdepositie is afkomstig van: 1) een fictieve elektriciteitscentrale met een vermogen van 460 MWe en een schoorsteen van 65 meter hoog op de plaats



Figuur 1 Totale bijdrage aan de stikstofdepositie van drie fictieve bronnen: een elektriciteitscentrale, een veehouderij en een snelweg.

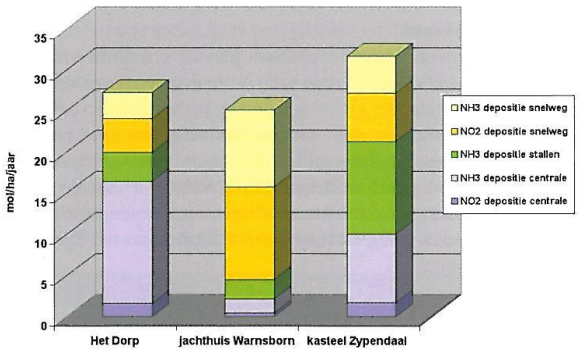
van de TeNNet zendmast; 2) twee stallen met elk 1000 varkens op de plaats van Burgers Bush en 3) het verkeer op de A12 ten noorden van Arnhem met een fictieve verkeersintensiteit van 80.000 voertuigen per etmaal waarvan 15% vrachtverkeer. De A50 is niet meegenomen in dit voorbeeld. De locatie van de elektriciteitscentrale en de veehouderij zijn in figuur 1 aangegeven als een ruit.

Enkele aanvullende opmerkingen bij de fictieve modelberekening:

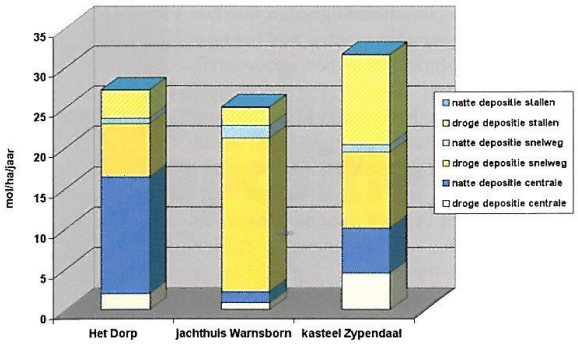
- De bijdragen van verkeer en industrie bestaan uit zowel NH_3 als NO_x emissies, het agrarische bedrijf emitteert alleen ammoniak;
- De ammoniak-emissies van verkeer zijn niet goed bekend. Vooralsnog wordt er gerekend met emissie-kentallen uit 2008 voor wegverkeer uit 2007.
- Het achtergrondniveau van stikstofdepositie in de regio Arnhem bedraagt (in 2007) ongeveer 2500 mol/ha/jaar. Dit plaatst bijdragen van de drie fictieve bronnen in perspectief.

Resultaten en discussie

In figuur 2 wordt voor drie locaties (in figuur 1 aangegeven met blauwe kruisjes) de bijdrage van de verschillende bronnen op de stikstofdepositie inzichtelijk gemaakt. Uit figuur 1 en 2 valt af te



Figuur 2 Afzonderlijke bijdragen van bronnen op de NO_2 en NH_3 depositie voor drie locaties



Figuur 3 Afzonderlijke bijdragen van bronnen op de droge en natte stikstofdepositie voor drie locaties

leiden dat behalve de veehouderij ook het wegverkeer en de centrale een herkenbare bijdrage aan de stikstofdepositie leveren.

De fictieve gasgestookte elektriciteitscentrale heeft een deNO_x installatie waardoor de NO_x emissie sterk wordt teruggedrongen. Hiervoor in de plaats ontstaat een veel geringere NH3 emissie. De bijbehorende lage NH_3 concentraties op grondniveau zullen niet tot nieuwe problemen leiden. Omdat NH_3 een veel grotere depositiesnelheid kent (zowel droge als natte depositie), neemt de stikstofdepositie juist toe. Dit is een belangrijk discussiepunt bij vergunningverlening in het kader van de Natuurbeschermingswet.

In figuur 3 zijn voor dezelfde drie locaties de afzonderlijke bijdragen van de bronnen op de droge en natte stikstofdepositie in beeld gebracht. Figuur 3 laat zien dat bij lage bronnen (wegverkeer, veehouderijen) de natte depositie verwaarloosbaar is. Bij hoge bronnen (de elektriciteitscentrale) is juist de natte depositie dominant.

Opmerkelijk is dat de stikstofdepositie niet afneemt wanneer hogere schoorstenen gebouwd worden. De natte depositie neemt dan volgens de modelberekeningen juist toe omdat er een verschuiving optreedt van uitwassen (regen valt door de pluim) naar uitregenen (de pluim zit in de regenwolk). Dit laatste is een efficiënter proces.

Samengevat kan gesteld worden dat behalve veehouderijen ook andere lokale bronnen zoals industrie en wegverkeer beschouwd moeten worden als het gaat om stikstofdepositie op Natura 2000 gebieden. Rekenmodellen die meerdere bronnen integraal kunnen doorrekenen hebben hierbij een toegevoegde waarde en kunnen nieuwe inzichten verschaffen.

Referenties

1. Crisis- en Herstelwet, zie onder meer: www.natura2000.nl/items/uitleg-crisis-en-herstelwet.aspx
2. Het Paarse boekje, Projectgroep Revisie Nationaal Model, zie: www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/luchtkwaliteit/meten-rekenen/nnm
3. Ammoniakgat gesloten, Van Pul (RIVM), Van den Broek (RIVM), Van Jaarsveld (PBL) en De Haan (PBL), Tijdschrift Lucht, 2009 nummer 2

3 HOE VERDER MET DE BEREKENING VAN STIKSTOFDEPOSITIES? (ARTIKEL IN TIJDSCHRIFT LUCHT)

3.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift LUCHT,
Editie December 2012
Auteur: Hans Erbrink (DNV KEMA)

3.2 Artikel

De Natuurbeschermingswet vraagt onder meer om inzicht in de stikstofdepositie op Natura-2000 gebieden. Dit artikel pleit voor betere afstemming van het te hanteren rekenmodel met Nieuw Nationaal Model voor de luchtkwaliteit en voor onderbouwde keuzen ten aanzien van de rekenafstanden tot de emissiebronnen.

Waar gaat het om?
De Europese habitat- en vogelrichtlijn is in Nederland vertaald in de Natuurbeschermingswet, die moet zekerstellen dat de diversiteit in soorten en habitats behouden blijft en waar mogelijk vergroot wordt. Een groot probleem hierbij zijn de ruim te hoge stikstofdepositieniveaus op de meeste Natura 2000-gebieden: de vermesting. Vermesting kan worden tegengegaan door de N-depositie terug te dringen of het teveel aan stikstof af te voeren via (grond) water, maaien of afplaggen. Er wordt hard gewerkt in de programmatische aanpak stikstof (PAS) om de depositie terug te dringen. Echter, in de meeste natuurgebieden blijft de (verwachte) depositie tot 2030 te hoog, zodat aanvullende beheermaatregelen nodig zijn en blijven. De depositieniveaus worden niet gemeten (natte depositie nog enigszins, maar droge depositie heeft een groter aandeel in de N-depositie), maar berekend met modellen. Sinds enige maanden is binnen de PAS een modelcluster voor beleid beschikbaar (AERIUS 1) en in 2013 komt een versie voor vergunningverlening (AERIUS 2). Deze modellen zijn voor stallen en industrieën gebaseerd op het OPS model van het RIVM. Voor wegen wordt het VLW model (standaardrekenmethode 2: SRM2) ingezet. Er is heel veel (noodzakelijke) effort gestoken in de omgeving (interfaces) van dit AERIUS rekensysteem en de benodigde invoer. Veel aandacht is daarbij uitgegaan naar stallen en wegen; industrieën en scheepvaart krijgen een stuk minder aandacht. In het rekenmodel (OPS) is de afgelopen jaren veel aandacht voor de ammoniakemissies van stallen geweest ("dichten van het ammoniak gat"). Je kunt zeggen dat er voor deze sector een redelijk moderne hybride motor onder de model-motorkap zit. Maar hoe zit dat voor de sectoren verkeer, scheepvaart en industrie? Wat treffen we aan als we de model-motorkap opendoen: zijn dat goed uitgebalanceerde onderdelen of zit er gedateerd gerecycled materiaal tussen?

Discussieplatforms

In de 90-er jaren van de vorige eeuw gebeurde het opzetten van het Nieuw Nationaal Model (NNM) in alle openheid. Modules werden door expertpools besproken en vastgesteld; dit gebeurde min of meer bij consensus. Nog immer zijn er platforms actief waar inhoudelijke afstemming wordt bereikt. Iedereen bemoeit zich ermee dus dit kost tijd en geld. Maar de voordelen zijn legio: door de openheid is er vertrouwen opgebouwd, er is vernieuwing mogelijk; inzicht vergroot de innovatie en de aanpak voorkomt in praktijk echt verkeerde beslissingen. Nu binnen het PAS het AERIUS model wordt opgetuigd, verwacht je ook een aanpak die deze elementen meeneemt. Waar de discussie nu plaatsvindt, is echter niet direct duidelijk. Het OPS model is uitstekend geschikt voor het (grootschalige) doel waar het voor gemaakt was (fit-for-purpose), maar kent ook beperkingen wanneer voor (kleinschaliger) vergunningverlening toegepast. Elementen die in het NNM als noodzakelijk zijn ingebouwd ontbreken, zoals het effect van gebouwen op de verspreiding; de vorming van NO_2 uit NOx (OPS berekent geen NO_2, dat gebeurt als nabewerking). NO deponeert nauwelijks, NO2 juist wel. Voor hoge bronnen (grote industrieën) wordt de depositie voornamelijk door natte depositie (regen) bepaald; en deze rekenmethode is erg onzeker: een factor 3 tot 5 is zomaar mogelijk. Verkeer wordt met SRM2 berekend, dit is een oude bekende in modellenland. SRM2 is ooit geijkt op het NNM, maar NNM kent recente verbeteringen en verfijningen. Hoe goed is SRM2 nu nog voor dit doel? Voor de scheepvaart is een consensus rekenmethode beschikbaar, maar niet in AERIUS geïmplementeerd. Kortom: je kunt je afvragen of er onder de motorkap niet nog wat haperende onderdelen zijn te reviseren. Het is sterk aan te raden om de eerste productversie gelijk goed op te zetten; reparaties achteraf zijn een stuk vervelender en duurder.

Tot welke afstand rekenen?

In principe gaat depositie ‘oneindig’ door, er is geen afstand waarop er geen effect meer is (net als de verspreiding van stoffen in de atmosfeer). Bij luchtkwaliteitsanalyses drong deze vraag soms al op: moet je de impact van scheepvaart ten gevolge van Maasvlakte 2 nog tot voorbij Nijmegen berekenen? In AERIUS 1 zijn arbitraire afstandcriteria opgenomen: zo worden grote industrieën tot 50 km en stallen tot 10 km doorgerekend. De aanname is dan dat op grotere afstanden de impact verwaarloosbaar is. Maar wat is gering ofwel niet-significant? En welke criterium hanteer je hiervoor? Ook deze vraag zal hoe dan ook ergens beantwoord moeten worden, zeker in de rekenversie voor vergunningverlening, waar de gebruiker waarschijnlijk zelf een grensniveau kan kiezen. Is 1 mol/ha.jr nog significant of juist 10 of 0,1 mol/ha.jr? Je kunt stellen dat de bijdrage van een bron op een gegeven moment opgaat in de achtergrond en niet meer als zodanig te herkennen is. Verwijzen naar de onzekerheid in de berekeningen is geen optie: van de grootschalige achtergrond depositie (de "GDN") is bekend dat deze niet met 10 of zelfs 100 mol/ha,jr nauwkeurigheid bekend is. Dat maakt een nauwkeurigheidseis in berekeningen van individuele bronnen erg relatief. Daarbij moet rekening gehouden worden met de mogelijkheid van cumulatie ten gevolge van meerdere bronnen (vele kleintjes maken één grote). Dat was ooit de reden dat de RvS de aanvankelijke grenswaarde (5% van de kritische depositie waarde) als onaanvaardbaar betitelde. Sommige provincies nemen nu als ondergrens voor de bronbijdrage 0,051 mol/ha.jr: daarmee schiet je echter helemaal door naar de andere kant. De MER commissie stelt dan ook om de "gemodelleerde deposities te presenteren met

een nauwkeurigheid die recht doet aan de onzekerheid in de gebruikte data en modellen[i]". Dat is mooi gezegd, maar hoe vertaalt zich dat naar de praktijk? En zoals gesteld: de onzekerheid in berekeningen is zo groot dat vergelijking hiermee geen uitweg biedt. Er is geen objectieve grens. Elke mogelijke ondergrens krijgt pas betekenis door deze af te wegen tegen niet alleen onzekerheid maar ook andere factoren, zoals de grootste reële cumulatie, de jaarlijkse natuurlijke fluctuatie in bronbijdragen (al gauw 5-10%) en de in de GCN en GDN al opgenomen groei van bedrijvigheid (momenteel zo'n 2,5%) Zo is door ons voor rijkswegen al eerder een afstandscriterium bepaald. Het beste is een grenswaarde of –afstand bij consensus vast te stellen op basis van onderbouwende logische redeneringen. En die dan bij wet vastleggen.

[1] Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Advies van de Commissie m.e.r. 12 juli 2012 / rapportnummer 2540–168

4 OPS - NNM: EEN VERGELIJKING OP CONCENTRATIES EN DEPOSITIES

4.1 Projectspecificatie

DNV KEMA rapport: *Concept*
Opdrachtgever: Ministerie van EL&I
Datum: Augustus 2012
Auteur: J.J. Erbrink (DNV KEMA)

4.2 Aanleiding voor het onderzoek

Dit rapport geeft een weergave van uitgevoerde vergelijkingen tussen de verspreidingsmodellen OPS en STACKS. Dit is gedaan ter voorbereiding van de ontwikkeling van het rekeninstrument AERIUS 2.0. Binnen de PAS (Programmatische Aanpak Stikstof) wordt AERIUS als web applicatie ontwikkeld om stikstofdepositie te berekenen. Overwogen wordt om AERIUS 2.0 te baseren op het Nieuw Nationaal Model, waarvan het STACKS model een implementatie is, maar dan aangevuld met een verbeterde methodologie voor depositieberekeningen, die voor enkele representatieve gevallen resultaten moet geven die (bij voorkeur) niet te veel afwijken van het OPS dat als referentie is gebruikt. Zowel NNM als OPS werden in 2010 en 2011 beschouwd als mogelijke uitgangspunten voor AERIUS 2. Beide modellen hebben specifieke voordelen en nadelen. OPS is meer de standaard voor concentratie- en depositieberekeningen op landelijke schaal; NNM is de standaard voor verspreidingsberekeningen op lokale schaal. In de toekomst is het beleid erop gericht om de modellen zoveel mogelijk naar elkaar toe te laten groeien, daar waar het gaat om dezelfde toepassingsgebieden. OPS en NNM hebben niet hetzelfde toepassingsgebied, maar er is wel een overlap mogelijk. Het NNM is opgezet voor locale concentratieberekeningen terwijl OPS is opgezet om de landelijke concentraties trends te beschrijven en te verklaren (een voorloper van het model heette dan ook het TREND model). Het onderzoek is uitgevoerd met het doel om verschillen in uitkomsten tussen de modellen in kaart te brengen, de oorzaken ervan in detail te achterhalen en de mogelijkheden te verkennen om de resultaten van de modellen dichter bij elkaar te brengen. Het rapport bespreekt de werkzaamheden die in dit kader zijn gedaan en sluit af met conclusies en aanbevelingen voor wijzingen in beide modellen.

4.3 CONCLUSIES

Het onderzoek heeft veel zaken aan het licht gebracht. Omdat steeds gewerkt is vanuit wijzigingen aanbrengen in de codes van NNM/STACKS zijn vooral aanbevelingen gedaan om NNM/STACKS aan te passen. De vraag of de formulering in OPS juist is, is hierbij nadrukkelijk niet gesteld, alleen in laatste instantie, daar waar de resultaten op zichzelf vragen oproepen, is dit spaarzaam geadresseerd.

Hieronder volgen de aanbevelingen, vooral –zoals uit de aanpak volgt- ten aanzien van het NNM/STACKS model en in mindere mate in het OPS model.

4.3.1 NNM/STACKS

Uit de vele vergelijkingen tussen OPS en STACKS/NNM kan geconcludeerd worden dat de beschrijving van de depositieprocessen in het Paarse boekje is verouderd. Voor alle stoffen dienen min of meer belangrijke aanpassingen te worden gedaan:

1. De depac module voor NH_3 moet worden toegevoegd, dat maakt dat er gerekend kan worden met het compensatiepunt voor ammoniak. Een consequentie hiervan: Indien NH_3 emissie plaatsvindt in plaats van depositie, moet de totale depositie met deze emissie verrekend worden.
2. De verliesterm voor natte depositie moet gewijzigd worden voor alle stoffen.
3. De integratie voor de verliesterm voor droge depositie moet worden verfijnd.
4. De tijdconstante voor vertraagde depositie dichtbij bron dient gedifferentieerd te worden voor uitwassen en uitregenen afzonderlijk.
5. De keus voor of uitwassen of uitregenen kan beter achterwege blijven: beide processen kunnen beter gewogen meegenomen worden. De weegfactor is de mate van penetratie in de inversie (onder de aanname dat de inversiehoogte=wolkenhoogte[1])
6. De oppervlakteprofielcorrectie moet enigszins aangepast worden aan de nieuwe formulering in OPS
7. De stabiliteitsfuncties voor de berekening van Ra moeten aangepast worden aan de nieuwe formulering in OPS
8. De berekening van R_a als het pluimzwaartepunt laag is (<50 m) kan beter met een continue functie worden berekend over de hoogte 10→ 50 m in plaats een binaire keus tussen 10 of 50 m.
9. De berekening van de lagrangiaanse tijdschaal T_l voor dispersie voor hoogten tussen 0,5*oppervlaktelaaghoogte en 1.5*oppervlaktelaaghoogte kan beter geïnterpoleerd worden in plaats van een discontinuïteit te accepteren.
10. De hoogte van de oppervlaktelaag verdient kort aandacht (50 m of beter $0{,}1*Z_i$).
11. Er dient een minimale wolkenbasis voor natte depositie ingevoerd te worden, of de uitkomsten uit het meteorologieproject dat in opdracht van ministerie I&M is uitgevoerd moeten toegepast worden.
12. Voor SO_2 moet reversibiliteit voor de natte depositie worden ingebracht.

4.3.2 OPS

- Het NH_3 depositiesnelheidspatroon van een hoge bron vertoont niet-logische verschillen bij westen en oostenwind. Dit dient nader uitgezocht te worden.

[1] Deze aanname wordt in het OPS model gedaan. In een recent project in opdracht van ministerie I&M is voorgesteld hiervoor een aparte uitdrukking te introduceren, zodat wolkenbasis#menghoogte.

- De natte depositie voor een hoge bron lijkt weinig of niet gemotiveerde constanten te bevatten, die bovendien recent zijn gewijzigd. Uit een gevoeligheidsanalyse, wanneer deze formuleringen in STACKS/NNM worden toegepast, blijken deze grote invloed te hebben. Dit dient nader uitgezocht te worden.
- De pluimstijging en inversie penetratie in combinatie met het verticale temperatuurprofiel in OPS kunnen beter overgenomen worden uit NNM indien OPS voor vergunningverlening van individuele (hoge) bronnen toegepast moet worden.
- Het NH_3 depositiebudget van een individuele NH_3 bron moet beter worden gedefinieerd; er kan niet meer emissie plaatsvinden dan dat er is gedeponeerd. In de uurversie van OPS kan dit gemakkelijk worden geïmplementeerd (de historie wordt namelijk bijgehouden); in de 'normale' versie van OPS is dit (veel) lastiger (er is geen historie).
- De SO_2 depositie uit depac lijkt sterk te verschillen ten opzichte van eerdere versies, waar het NNM in de 90-er jaren op is gebaseerd. Dit verdient aandacht.
- Toepassing van de vereenvoudigde aanpak van gebouweffect in OPS voor vergunningverlening is niet zonder meer mogelijk.
- In OPS KT is een sigma-y formulering opgenomen die ten opzichte van NNM veel grotere waarden geeft. De waarden in NNM zijn waarschijnlijk meer realistisch (dwz beter gevalideerd) dan in OPS.

4.3.3 Dispersie

Zowel OPS als STACKS/NNM beschrijven de concentraties uit validatiedatasets op goede wijze. Dat geldt specifiek voor een lage bron. De validatie voor een hoge bron is voor beide in het verleden uitgevoerd, maar is hier niet herhaald; de eerdere validaties lieten overigens voor beide modellen een redelijk goede overeenkomst zien. De modellen verschillen nauwelijks in de gevraagde meteorologische invoergegevens. Het is dan wenselijk om ook OPS te voeden met de PreSRM data of (in de toekomst) met een door het KNMI geharmoniseerde dataset waar alle noodzakelijke meteorologie in is opgenomen.

4.3.4 Gebouweffect

Uit vergelijking met veldmetingen met lage stallen (stalhoogte lager dan 7 m en emissiepunten lager dan 7 m) blijkt dat het gebouweffect na 2 km nihil geworden, dit blijkt zowel uit de metingen als uit de modelberekeningen. Op kortere afstanden is het gebouweffect wel (sterk) aantoonbaar. De meer complexe benadering in NNM zal daarom voor kleine stallen weinig voordelen bieden boven de eenvoudige benadering van OPS; voor grote stallen biedt de NNM gebouwmodule een –in principe- betere beschrijving van het gebouweffect. Een herijking van de gebouwmodule in NNM/STACKS in

opdracht van ministerie I&M[2] bevestigt deze conclusie. Uit windtunnelexperimenten die in het betreffende rapport zijn beschouwd zijn de verschillen duidelijk zichtbaar.

4.3.5 Rekensnelheid

Van het STACKS model is een supersnelle versie gemaakt door niet uur-voor-uur te rekenen, maar door de meteorologie te classificeren op een vergelijkbare wijze als OPS dat doet. Deze versie staat te boek als STACKS-M. De resultaten van STACKS-M vertonen geen bias met de oorspronkelijke STACKS en de afwijkingen blijven beperkt. Verdere afstemming van de weerklassen voor andere bronnen (vooral hoge bronnen), ruwheden en voor depositie moet plaatsvinden. Maar de voorlopige resultaten laten zien dat het goed mogelijk is om met behoud van de functionaliteit van STACKS binnen ruwweg een uur 250 bedrijfsemissies op 10.000 receptorpunten uit te rekenen. Daarmee is STACKS-M een factor 500 sneller dan STACKS en heeft dan een vergelijkbare rekensnelheid als OPS.

4.4 SLOTOPMERKINGEN

Deze studie is gestart in 2010. Het uitgangspunt indertijd was dat een versie van AERIUS gebaseerd zou gaan worden op het NNM. De motivatie daarvoor werd gevonden in een drietal argumenten:
a) NNM is al in de wettelijke regelgeving verankerd
b) NNM is toegesneden op de dispersie van locale bronnen, en
c) NNM is steeds uitgebreid bediscussieerd in openbare en deskundige overleggroepen en kan daarom steunen op een brede consensus.

Het NNM kent natuurlijk ook nadelen die gevonden worden in twee hoofdpunten:
a) de depositie is onvoldoende uitgewerkt ten opzichte van OPS, en
b) de rekentijden zijn te lang.

Aanvankelijk werd het niet als erg belastend gezien dat beide modellen in dezelfde gevallen afwijkende resultaten geven (maar wel binnen een verdedigbare onzekerheidsmarge). In deze studie is getracht de verschillen te verklaren, NNM van verbeterde depositiebeschrijvingen te voorzien en daarna aan te tonen dat de aangepaste versie resultaten geeft die sterk vergelijkbaar zijn met die van OPS. Het OPS model kan ook niet alles kan en behoeft op enkele punten verbetering indien het wordt toegepast voor vergunningverlening. Voorts is aangetoond dat NNM/STACKS in een snelle mode heel snel kan rekenen, met behoud van de kwaliteit van de uitkomsten.

[2] “Herijking gebouwroutine: een analyse, validatie en voorstellen tot verbetering”, in opdracht van ministerie I&M, afronding najaar 2012.

NO_2 is in deze studie nog niet beschouwd. Toch is deze stof zeer belangrijk in het kader van de Natura-2000 regelgeving. Uit de beschrijvingen van het OPS model wordt duidelijk dat de NO_2 depositie wordt berekend door eerst NOx verspreiding te berekeningen; de NOx depositie te bepalen en daarna een verdeling toe te passen voor NO_2 door de SAPPHO methode toe te passen. De SAPPHO methode geldt voor de mix van alle bronnen. Dit gaat vanzelfsprekend min of meer goed voor de totale concentraties en deposities in Nederland, maar voor individuele bronnen wordt dan geen rekening gehouden met verschillen in omzettingsnelheden. Dit is met name van belang voor hoge (en dus vaak grote) bronnen. In NNM is hiervoor specifiek aandacht aan besteed. Ook dit punt verdient zeker de aandacht wanneer OPS toegepast moet worden voor vergunningverlening in het kader van de Natuurbeschermingswet.

Tenslotte zij opgemerkt dat iedereen ermee gebaat is als de modellen in het kader van de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit en in het kader van de Natuurbeschermingswet goed op elkaar zijn afgetemd of waar mogelijk zijn geïntegreerd. Dit rapport laat zien dat het mogelijk is en we pleiten ervoor hier serieus aandacht aan te geven.

5 HARMONISATIE METEO-PREPROCESSING

5.1 Projectspecificatie

DNV KEMA rapport: 74101345-CES/ECS 12-7434
Opdrachtgever: Ministerie van I&M
Datum: 18 september 2012
Auteurs: J.J. Erbrink (DNV KEMA), A.T. Vermeulen (ECN), F. Sauter (RIVM), F. Bosveld (KNMI), S. van Ratingen (TNO)

5.2 Projectdoelstelling

Rekenmodellen voor luchtverontreiniging hebben als invoer onder andere meteorologische invoergegevens nodig. Naast de standaardmetingen die op veel meetstations worden uitgevoerd, zijn tevens meer betekenisvolle fysische parameters nodig, die niet gemeten worden, maar worden geschat op basis van in de literatuur beschreven methoden.

De NNM (Nieuw Nationaal Model) modellen, OPS (RIVM) en PreSRM (van ECN) berekenen de parameters L (Monin Obukhov lengte) en u* (wrijvingssnelheid) in principe volgens dezelfde methodiek, dat wil zeggen volgens de in de literatuur als de "Holtslag en van Ulden" bekendstaande methode. In de praktijk leiden detailkeuzes in de hiervoor benodigde numerieke schema’s echter tot significante afwijkingen in de berekende concentraties, wanneer toegepast voor dispersie-berekeningen. Het lijkt zo te zijn dat deze niet erg principieel zijn, maar ingegeven worden door pragmatische of arbitraire overwegingen.

In opdracht van Ministerie Infrastructuur en Milieu is onderzocht welke paramaters op welke wijze voor de genoemde rekenmodellen kunnen worden gelijkgetrokken, zodat de uitkomsten van de modellen in de toekomst beter met elkaar kunnen worden vergeleken. Vijf instituten (ECN, KNMI, RIVM, TNO en DNV KEMA) hebben hier gezamenlijk aan gewerkt en de bevindingen en aanbevelingen zijn in dit rapport weergegeven. De inhoud van het rapport veronderstelt een specialistisch technische achtergrond; in de conclusies en aanbevelingen is getracht de gevolgtrekkingen voor minder specialistisch onderlegde technici begrijpelijk te maken.

Het onderzoek richt zich in eerste instantie op de begrenzingen van de waarden van u* en L. Optioneel is tevens getracht een afspraak te maken over de scheidslijn tussen stabiele neutrale en instabiele situaties, nodig voor de doorwerking naar dispersie, de hoogte van de oppervlaktelaag en een ondergrens voor de windsnelheid. Voorts zal bezien worden hoe de berekening van de grenslaaghoogte gelijk getrokken kan worden. Daarnaast is voor depositieberekeningen is de hoogte van de wolkenbasis van belang. In modellen zoals OPS en NNM is er tot nog toe voor gekozen de wolkenbasis gelijk te stellen aan grenslaaghoogte. Als het regent is het meestal niet zo stabiel en is de

grenslaaghoogte niet heel laag. Het doel is dan een onderwaarde van de wolkenbasis af te leiden. Tenslotte is onderzocht wat het effect is van meer dan twee windstations (van KNMI) te gebruiken bij het geven van windvelden op de resultaten van dispersieberekeningen.

5.3 Samenvatting en conclusies

In dit rapport is uitvoerig nagegaan welke parameters in de meteorologische preprocessing onderhevig zijn aan keuzemogelijkheden die bij verschillende modellen worden toegepast. Het gaat dan om de volgende zaken:

- bepaling van wrijvingssnelheid (u*) en Monin-Obukhov lengte (L) en begrenzingen ervan
- de windsnelheid (en windrichting; het windveld) en begrenzingen ervan
- de hoogte van de oppervlaktelaag
- het vertikaal temperatuurprofiel
- de terreinruwheid (z0)
- de grenslaaghoogte (zi)
- de wolkenbasis.

De werkwijze om **u* en L** te bepalen is op details te verbeteren:

- handhaaf de begrenzing van L>100*z0 in stabiele condities
- laat de ondergrenzen van u_* en L voorts los
- (op de langere termijn) voor stabiele condities verdient het aanbeveling om te onderzoeken of uitbreiding van de parametrisering van de langgolvige stralingsbalans winst oplevert bij de berekening van de stabiele grenslaaghoogte. Dit heeft alleen zin als er validatiemateriaal voorhanden is, anders wordt het ene concept vervangen door een andere zonder een experimentele toets.

Ten aanzien van **de windvelden** is gezocht naar een methodiek die recht doet aan de beschikbaarheid van meer meetstations van KNMI. Hiervoor zijn diverse mogelijkheden voorhanden, die kunnen leiden tot significante veranderingen in berekende concentraties. Dit heeft dan impact op niet alleen NNM berekeningen, maar ook op SRM1 en SRM2 berekeningen. Aanbevolen wordt dit in samenhang met de werkwijze rond OPS beter uit te zoeken en te komen tot een universele, geaccepteerde en up-to-date windvelden-set (windsnelheden en windrichtingen). Bovendien kan dit niet losgezien worden van de wijze waarop de terreinruwheid wordt gehanteerd in de diverse modellen.

Ten aanzien van **de terreinruwheid** wordt geconcludeerd dat hier sprake is van een relevante omissie in de nu in gebruik zijnde waarden van de ruwheid. Dit wordt veroorzaakt door het baseren van de ruwheid op alleen het landgebruik, waarbij dan niet meegenomen worden de effecten van orografie en lijnelementen. Het is sterk aan te bevelen dit te corrigeren, ook weer in samenhang met de werkwijze in OPS.

Het is logischer **een oppervlaktelaag** hoogte van 0,1*zi aan te nemen (echter dient dit in combinatie met het loslaten van de ondergrens voor grenslaaghoogte gedaan te worden).

In het NNM en OPS wordt voor de pluimstijging gebruik gemaakt van een verticale **temperatuurgradiënt**, die in OPS een vaste waarde kent en in het NNM meer gedifferentieerd is. Een methode voor een meer locatieafhankelijke temperatuurgradiënt in de onderste regionen (10-50 m) wordt aanbevolen en is ingebouwd in de PreSRM. Aanbevolen wordt deze zowel voor OPS als voor het NNM toe te passen; tevens wordt voor de harmonisatie aanbevolen om de vaste temperatuurgradiënt in OPS te vervangen door naar windrichting en seizoen gedifferentieerde waarden uit het NNM.

Uit rekenexcercities met het NNM is gebleken –door toepassing van de hierboven genoemde beter onderbouwde temperatuurgradiënten- dat de **pluimstijgformules in het NNM** (en ook in OPS) voor neutrale condities enerzijds en stabiele conditie anderzijds niet goed aansluiten voor relatief kleine emissies (<5 MW). Aanbevolen wordt voor kleine emissies (zoals binnenvaartschepen, kleine industrieën en stallen) een betere formulering dan de huidige Briggs formulering te zoeken en te implementeren in de computercodes.

Voor wat betreft **de grenslaaghoogte** wordt geadviseerd:

- laat de ondergrens voor de grenslaaghoogte in het NNM vervallen
- neem in OPS de temperatuurgradiënt voor de hogere luchtlagen van het NNM over.

Aan de kust is niet uitgesloten dat de grenslaaghoogte beïnvloed wordt door de land-zee overgang; in de literatuur wordt deze locatie-afhankelijke grenslaaghoogte (laag bij zee; hoger naarmate men landinwaarts gaat) aangeduid met de TIBL (Thermal Internal Boundary Layer). Verkennende berekeningen (onder conservatieve aannamen) laten zien dat grondconcentraties significant beïnvloed kunnen worden door de aanwezigheid van de TIBL. Dit geldt dan voor hoge bronnen (>>60 m) en voor relatief korte afstanden (< 5 km). Aanbevolen wordt om dit nader te onderzoeken door een vergelijking te maken met de uitkomsten van specifieke Amerikaanse kustlijnfumigatiemodellen.

Voor de formulering van **de wolkenbasis** (relevant voor de natte depositie) wordt aanbevolen een formulering te gebruiken op basis van de standaard temperatuur en dauwpunt waarnemingen. Door het aanpassen van de formulering aan de hand van ceilometer waarnemingen is een redelijke inschatting van de wolkenbasis hoogten mogelijk.

6 HERIJKING GEBOUWROUTINE: EEN ANALYSE, VALIDATIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

6.1 Projectspecificatie

DNV KEMA rapport: 74101268-CES/ECS 12-7432
Opdrachtgever: Ministerie van I&M
Datum: 14 juni 2012
Auteurs: J.J. Erbrink, E. Kokmeijer en L. Verhees (DNV KEMA), C. Potma (FlowMotion), S. van den Akker (Peutz), S. van Ratingen (TNO)

6.2 Samenvatting en conclusies

In dit rapport wordt de gebouwroutine van het Nieuw Nationaal Model (NNM) aan een kritisch onderzoek onderworpen. De gebouwroutine is in de 90-er jaren op het laatste moment aan het NNM toegevoegd en sinds die tijd niet aangepast, onderhouden of gevalideerd. Uit het veld kwamen nu meldingen dat de uitkomsten van de NNM verspreidingsmodellen (STACKS, PluimPlus en ISL3A) vragen oproepen of zelfs fouten bevatten. Daarom is een project opgezet in opdracht van ministerie I&M dat de uitkomsten van de gebouwroutine vergelijkt met nieuwe (windtunnel- en veld-) datasets en andere modellen. Voorts zijn er vergelijkende berekeningen gedaan met uitkomsten van andere modellen en er zijn gevoeligheidstests uitgevoerd om de consistentie van het model te bezien. Ter voorbereiding is een enquête uitgezet bij gebruikers om relevante casussen te identificeren. Deze casussen zijn gebruikt in de berekeningen.

Deze herijking van de gebouwmodule in NNM is concreet ingevuld door:

- uitkomsten te vergelijken met die van andere modellen (ISL3A en ADMS, OPS)
- het testen met de zogenaamde Thompson windtunnel data en full-scale velddata (NH_3-metingen in Denemarken en de USA)
- het uitvoeren van gevoeligheidstesten op de invoer (ruwheid en verhouding bron/gebouwhoogte)
- het evalueren van keuzen die zijn gemaakt bij de inbouw van de gebouwroutine in het NNM
- vergelijk met extra windtunnelmetingen door Peutz.

Conclusies

Uit het onderzoek wordt geconcludeerd dat de routine in methodische aanpak nog steeds goed spoort met gebouwmodules in buitenlandse modellen. De basis van het model is dus goed. Echter, een vergelijk met de “ Thompson windtunneldataset” laat zien dat de routine op een aantal belangrijke punten verbetering behoeft. In diverse situaties overschatten de modelresultaten de metingen met factoren; in andere situaties wordt de werkelijkheid juist sterk onderschat. Deze punten zijn

geïdentificeerd en aangetoond is dat de overeenstemming met de windtunneldata duidelijk kan worden verbeterd als deze punten goed worden uitgewerkt. Een verdere tuning (meer casussen) is nodig.

Uit validaties met twee full-scale datasets bij stallen blijkt het model de metingen redelijk tot goed te beschrijven; de zwakheden van de routine komen daar niet tot uiting omdat de stallen heel lage gebouwen betreffen en de vergelijking jaargemiddelden betreft. Maar in een vergelijking met inleidende windtunnelmetingen van Peutz met stalvormige gebouwen (dus met schuine daken; ongeveer 26 graden) laat het model zien dat het moeite heeft om uurgemiddelden bij een stalconfiguratie te beschrijven, vooral bij niet-loodrechte aanstroming. Voor een blokvormig gebouw voldoet de gebouwroutine wel redelijk. Voor de praktijk van lage stallen en gebouwen (tot een meter of 7) voldoet de routine nu dus wel redelijk, voor hogere stallen en gebouwen is aanpassing dus wel nodig.

Uit vergelijking met veldmetingen met de lage stallen (stalhoogte lager dan 7 m en emissiepunten lager dan 7 m) blijkt het model met gebouwroutine minstens even goed als andere toonaangevende (internationale) modellen te voldoen. Voor deze stallen is het gebouweffect na 2 km nihil geworden, dit blijkt zowel uit de metingen als uit de modelberekeningen. Op kortere afstanden is het gebouweffect bij de stallen wel (sterk) aantoonbaar.

Voor grotere stallen en gebouwen (gebouwhoogte meer dan 7 m en/of emissiehoogte meer dan 7 m) laten modelresultaten ook op grotere afstanden (> 1 km) wel een gebouweffect zien en dit wordt sterker bij hogere gebouwen en hogere emissiehoogten: tot 20% toename bij 10 m hoge gebouwen (op 2 km afstand) en tot 50% toename bij 15 m hoge gebouwen (en 20 m hoge bron). Dit is een consequentie van het modelconcept en terug te voeren op de bijdrage van stabiele situaties. Het model is hier consistent, maar of dit spoort met de werkelijkheid is niet bekend. Validatie aan bestaande meetsets is aan te bevelen om te na te gaan of de modeluitkomsten sporen met de werkelijkheid.

Uit gevoeligheidstesten met diverse ruwheden en diverse bronafstanden bleek het gedrag van de gebouwmodule voor het overige consistent te zijn.

Uit vergelijkende berekeningen tussen ISL3A en NNM blijkt dat beide modellen dezelfde resultaten geven voor een vijftal referentiesituaties (met zowel lage als hoge bronnen met gebouwen). Beide modelversies komen dus goed overeen.

Gevoeligheidsberekeningen met de gebouwroutine laten zien dat het model geen gebouweffect meer laat zien als de bronhoogte meer dan 3x de gebouwhoogte is. In die gevallen hoeft dus geen rekening gehouden te worden met gebouwinvloed.

Aanbevelingen

Geadviseerd wordt de gebouwroutine inhoudelijk te herzien met de in het rapport beschreven en verder te onderbouwen aanpassingen uit de Thompson-windtunnelvalidatieset. Ook wordt aanbevolen

om elementen uit het Engelse ADMS model over te nemen. Tenslotte wordt geadviseerd om de bevindingen over de inbouwconventies van de gebouwmodule over te nemen in de NNM rekenmodellen. De modelresultaten zullen hierdoor aanzienlijk verbeteren; vooral voor situaties met gebouwen die hoger zijn dan ruwweg 7 m en bronhoogten hoger dan 7 m (industrieën en grotere stallen).

De inhoudelijke aanpassingen in de gebouwroutine betreffen:

1 de mate van inmenging van pluimlucht in het zog achter het gebouw: de verversingssnelheid, de constante in de formule voor de lijwervelconcentratie moet worden aangepast
2 het deel van de pluim dat in het zog wordt gemengd, wanneer de schoorsteen (ver) voor het gebouw staat, deze fractie wordt te laag ingeschat en moet dus verhoogd worden
3 de windsnelheid (voor de lijwervelpluim) in het gebied tussen direct achter het zog en tot een afstand van 10*gebouwhoogte wordt te hoog ingeschat, aanpassing is nodig om een geleidelijke toename van de windsnelheid tot de 'normale' waarde op 10*gebouwhoogte van de bron te verkrijgen
4 de hoogte van de pluimas van de vrije pluim daalde wel erg veel (tot 25% van de gebouwhoogte); deze hoogte moet beperkt worden tot minimaal 40 of 50% van de gebouwhoogte
5 het gedrag van de pluim wanneer de schoorsteen achter het zog van het gebouw staat: de routine houdt onvoldoende rekening met de toename van verticale dispersie achter het gebouw. Hiervoor dient een correctiefactor bepaald te worden die vervolgens door de gebouwroutine teruggegeven wordt aan het aanroepende programma, deze correctiefactor moet dan toegepast worden op de directe pluim (niet de pluim uit de lijwervel) en die geldt voor situaties met de bron benedenwinds van het gebouw.

Wat de inbouwconventies van de gebouwmodule in het Nieuw nationaal Model betreft die in de 90-er jaren zijn gemaakt, zijn enkele aanbevelingen voor aanpassingen gedaan, die het model meer consistente uitkomsten laat geven. De resultaten verbeteren hierdoor nog enigszins.

Deze betreffen:

1 inversiepenetratie: deze is nu een aan/uit aanpak; de aanbeveling is dit netjes continue te maken. Het effect is dat de concentraties weliswaar slechts licht zullen verbeteren maar omdat het relatief weinig inspanning vergt, wordt aanbevolen dit gelijk te implementeren
2 de berekeningsmethode voor de inversiepenetratie: voor grote gebouwen maakt het uit welke pluimvormbenadering er gekozen wordt. Dit bepaalt sterk welk deel van de pluim boven de menglaag en welk deel er in de menglaag terechtkomt. Voor grotere industriële bronnen (hoger dan ongeveer 50 m) kan dit van groot belang zijn, zeker gezien de noodzaak in toenemende mate naar de stikstofdepositie te kijken. Toetsen aan bestaande meetsets leidt een betere concentratieberekening voor hogere industriële bronnen.
3 het windprofiel in lijwervel: de aanname van een neutrale atmosfeer: deze kan gewoon gehandhaafd worden (andere windprofielen maken weinig verschil in resultaat)

4 hoge slanke gebouwen: in de gebouwmodule code was een foute aanname aanwezig die de rookpluim in de lijwervel naar de grond voerde; de lijwervel heeft dan een te grote verticale uitgestrektheid. Door de sigma-z van de lijwervelpluim te beperken tot de effectieve gebouwbreedte, is dit probleem nu verholpen.

De niet-loodrechte aanstromingen in de gebouwmodule lijken voor verbeteringen vatbaar. Hiervoor zijn windtunnelexperimenten beschikbaar in de literatuur (een lijst met 11 referenties is toegevoegd) en van de werkwijze van ADMS kan geleerd worden. Dit kan de berekende uurgemiddelde concentraties (belangrijk voor percentielwaarden) sterk verbeteren en het kan de jaargemiddelden in enkele windsectoren (bij dwarse aanstroming) significant verbeteren.

7 EFFECT VAN BOMEN OP LUCHTKWALITEIT OP STRAATNIVEAU

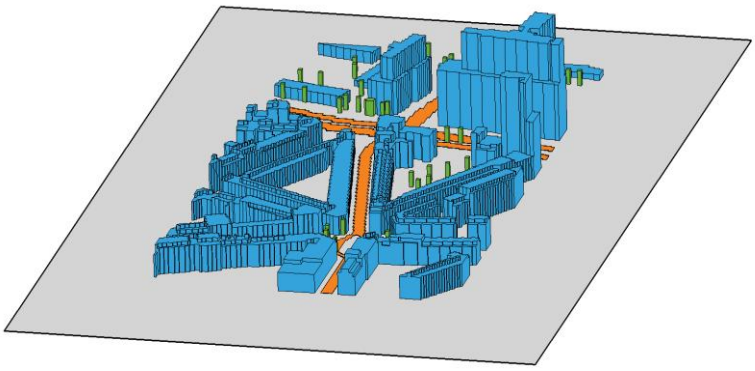
7.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift Milieu
Editie December 2012
Auteur: Luc Verhees (DNV KEMA), Peter Vos (VITO) en Stijn Janssen (VITO), Joost de Wolff (DNV KEMA) en Hans Erbrink (DNV KEMA)

7.2 Artikel

De boom is het symbool bij uitstek voor een gezonde en duurzame leefomgeving. Van jongs af aan krijgen we de boodschap mee dat bomen de lucht zuiveren. In het verlengde hiervan wordt alom geventileerd dat bomen bijdragen aan een verbetering van de luchtkwaliteit. Maar is dit wel zo? De laatste jaren is er intensief onderzoek verricht rond dit onderwerp. Het blijkt dat het verhaal heel wat genuanceerder ligt dan men op het eerste gezicht zou vermoeden.

Met behulp van windtunnels en CFD (Computational Fluid Dynamics) rekenmodellen zijn de afgelopen jaren verschillende studies uitgevoerd rond het effect van stadsgroen op de luchtkwaliteit in zogenaamde *street canyons*. Street canyons zijn binnenstedelijke wegen die aan beide zijden geflankeerd zijn door een aaneengesloten rij van (hoge) bebouwing zodat er een soort tunneleffect ontstaat. Een CFD-model is een soort virtueel laboratorium dat uitgaat van een 3-dimensionale reproductie van de werkelijkheid. In deze virtuele omgeving worden volledige straten en stadswijken inclusief de aanwezige groenelementen zoals bomen en hagen nagebouwd. Een voorbeeld is weergegeven in figuur 1 en opgesteld door VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek). VITO heeft met behulp van het CFD-model ENVI-met verschillende studies uitgevoerd rond het effect van stadsgroen op de luchtkwaliteit. Het model berekent de concentraties fijnstof en uitlaatgassen uitgestoten door het aanwezige verkeer op basis van het gesimuleerde windveld, dat grotendeels bepaalt in welke richting de verkeersemissies worden getransporteerd. Door zowel simulaties uit te voeren voor de situatie met als zonder bomen of andere groenelementen kan men een goede inschatting maken van het effect van groen op de lokale luchtkwaliteit. ENVI-met is een gedegen model dat onder meer door het RIVM gebruikt wordt om het effect van groen in straten te bepalen[1] en voor bepaalde situaties gevalideerd is aan metingen[2].



Figuur 1: Voorbeeld van een typisch virtueel domein. Gebouwen zijn weergegeven in het blauw en bomen in het groen. De oranje lijnen staan model voor de verkeersemissies.

Tot 20% hogere concentraties ultrafijn stof

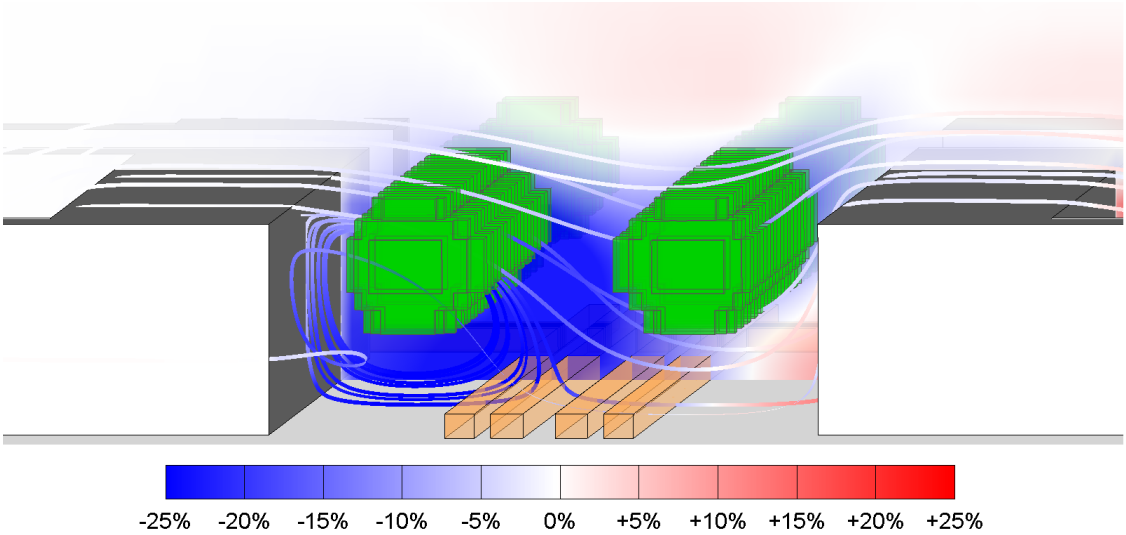
Anders dan men misschien intuïtief zou verwachten, tonen de resultaten steevast aan dat de aanwezigheid van bomen een negatief effect heeft op de luchtkwaliteit in de street canyon. Deze bevindingen blijken niet alleen uit het onderzoek van VITO, maar ook uit verschillende andere onderzoeken, zowel uit windtunnelproeven als uit CFD-modelleringen. Voor de PM_{10} fractie (deeltjes met een diameter kleiner dan 10 micrometer) van het fijnstof is het effect beperkt tot een verhoging in concentraties van slechts enkele procenten. Voor de ultrafijne stofdeeltjes (zoals het erg schadelijke geachte elementair koolstof) zien we echter dat de aanwezigheid van bomen de concentraties kunnen verhogen met 20% ter plekke van de voetpaden en de gevels in vergelijking met de situatie zonder bomen. Ook voor het gasvormige NO_2 (stikstofdioxide) zien we een gelijkaardige verhoging. Voor hagen is het effect in het algemeen een stuk kleiner, zij het wel nog steeds negatief. Het verschil in gedrag bij verschillende deeltjesgroottes fijnstof is niet zo verrassend aangezien ook de achtergrondconcentratie wordt meegenomen. PM_{10} heeft een veel hogere achtergrondconcentratie dan ultrafijne stofdeeltjes, zodat veranderingen in de wegbijdrage van ultrafijne stofdeeltjes zwaarder doortellen in de totale concentratie (achtergrondconcentratie plus wegbijdrage).

Bomen verhinderen de toevoer van verse lucht

Hoe komt het nu dat bomen de luchtkwaliteit in street canyons verslechteren? Er werd toch altijd verteld dat bomen in staat waren de lucht te zuiveren. Dit klopt ook. De bladeren van een boom halen effectief uitlaatgassen en fijne stofdeeltjes uit de lucht, maar dit effect blijkt vele malen kleiner dan een ander veel belangrijker aspect: het aerodynamisch effect van bomen. Dit aerodynamisch effect duidt op het feit dat de aanwezigheid van groen de luchtstroming in de street canyon danig verandert. De takken, twijgen en bladeren van het groen remmen de lucht zodat de windsnelheid in de street canyon in het algemeen verlaagd wordt. Dit is geïllustreerd in figuur 2. Deze snelheidsverlaging geeft twee effecten. Enerzijds zorgt die ervoor dat verkeersemissies minder zullen verdunnen zodat de concentraties reeds aan de bron hoger zijn: eenzelfde massa uitstoot per kleiner volume lucht zorgt

immers voor een hogere concentratie. Anderzijds zorgt de verlaging in windsnelheid en de aanwezigheid van een bladerdak ervoor dat de vervuilde lucht in de street canyon minder snel ververst zal worden met schonere lucht van boven de daken.

Voor de NO_2-concentraties ligt het misschien iets ingewikkelder. Het groen neemt immers iets van het NO_2 op; echter de emissies bestaan vooral uit NO, dat onder invloed van ozon (snel) wordt omgezet in NO_2. Groen neemt ook ozon op; het effect van beide is dat de concentraties zullen verlagen. Uit literatuurgegevens blijkt echter dat de opname door het groen geheel in het niet valt bij de stromingseffecten: maximaal 0,5%en dan nog alleen in het groeiseizoen[1].



Figuur 2: Impressie van de verlaging van de windsnelheid ten gevolge van de aanwezigheid van bomen in een street canyon. Geplot is de dwarsdoorsnede van het relatief verschil windsnelheid ten opzichte van de situatie zonder bomen. De rode kleurschakeringen duiden op een versnelling van de wind. De blauwe op een vertraging. De lijnen in de figuur komen overeen met de stroomlijnen van de wind (de wind waait van links naar rechts in de figuur). De oranje balken staan model voor de verkeersemissies ter hoogte van de rijweg.

Stel de juiste vraag

De boodschap dat bomen de luchtkwaliteit ook negatief kunnen beïnvloeden is bij het grote publiek nog maar weinig bekend. Maar ook stadsplanners, ontwerpers en milieukundigen gaan bij de herinrichting van straten vaak nog uit van de vraag: “Hoe kan groen ingezet worden voor een maximale verbetering van de luchtkwaliteit?”

Uitgaande van de huidige inzichten denken wij dat er een andere zienswijze nodig is. De in onze ogen juiste vraag die stadsplanners zich dienen te stellen is: “*Hoe kunnen we groen inzetten zonder de luchtkwaliteit op straatniveau significant te verslechteren?*” Richtlijnen en aanbevelingen hiervoor worden binnenkort gepubliceerd in het boek stadsgroen en luchtkwaliteit van de gemeente Tilburg, als bijdrage in het door de EU gefinancierde ‘Functioneel Groen’-project.

Een belangrijke kanttekening is de noodzaak om de resultaten in het juiste perspectief te kaderen. Zo beperken deze bevindingen zich enkel tot het effect van groen op de luchtkwaliteit in binnenstedelijke verkeerswegen. De rol van groen in verkeervrije straten, stadsparken of stadstuinen kan potentieel wel degelijk positief zijn. Voorts is luchtkwaliteit maar een klein deelaspect van de multifunctionele rol van groen. Zo bieden stadsbomen bijvoorbeeld ook schaduw en koelte in de warme zomermaanden en dragen ze bij tot de biodiversiteit. Ook hun emotionele en esthetische waarde zijn aspecten die niet onderschat mogen worden.

De bomenfactor in standaard rekenmethode 1

Voor luchtkwaliteitdeskundigen is de boodschap van dit artikel tot dusverre niet nieuw. Het negatieve effect van bomen op de luchtkwaliteit in street canyons is namelijk al minstens tien jaar geleden opgenomen in de Nederlandse standaard rekenmethode 1 (SRM 1) voor wegverkeer in de bebouwde kom. Het bekende CAR-rekenmodel (http://car.infomil.nl) is een van de implementaties van SRM 1.

In SRM 1 wordt het effect van bomen verdisconteerd met de introductie van de zogenaamde *'bomenfactor'*. Wanneer de kronen van bomen elkaar raken en minstens een derde gedeelte van de straatbreedte overspannen is de bomenfactor maximaal en bedraagt 1.5. Dit wil zeggen dat de bijdrage van het wegverkeer aan de jaargemiddelde concentraties in de street canyon met een factor van 1.5 (dus 50%) verhoogd wordt ten opzichte van de situatie zonder bomen.

VITO en DNV KEMA hebben recent onderzoek gedaan naar de bomenfactor en de precieze bepaling ervan. De resultaten van deze studie[3] tonen aan dat een verdere verfijning van de SRM 1 bomenfactor wenselijk is. VITO en DNV KEMA hebben zelf een bomenfactor bepaald op basis van ENVI-met en het verspreidingsmodel STACKS.

Deze nieuwe bomenfactor blijkt significant lager te zijn dan deze zoals gebruikt in SRM 1. In plaats van de voorgeschreven waarde van 1.5 komen VITO en DNV KEMA tot een waarde van 1.13. Dit verschil kan toegeschreven worden aan de volgende factoren:

1) De bepaling van de originele bomenfactor binnen SRM 1 is gebaseerd op veldmetingen en windtunnelonderzoeken[4,5]. In deze onderzoeken is steeds gekeken naar het effect van bladdragende bomen. Het feit dat bomen 's winters (globaal van november tot april) niet bladdragend zijn, en kale bomen logischerwijs minder een concentratieverhogend effect zullen hebben, lijkt niet te zijn meegenomen in de SRM 1 bomenfactor. De bomenfactor wordt echter gebruikt als correctieterm op de *jaar*gemiddelde bronbijdrage van het verkeer. In de studie van VITO en DNV KEMA is dit seizoensafhankelijk gedrag van bomen wel in rekenschap gebracht en blijkt duidelijk dat dit leidt tot een lagere bomenfactor.

2) Uit de modelresultaten van VITO en DNV KEMA blijkt dat, zelfs indien aangenomen wordt dat bomen bladdragend zijn gedurende het gehele jaar, de bomenfactor lager is dan zoals

voorgeschreven in SRM 1. De modelresultaten duiden in dit geval op een maximale bomenfactor van 1.25, de helft lager dan de gebruikelijke waarde van 1.5. Vergelijken we een aantal bevindingen uit deze beide studies met recent windtunnelonderzoek van Gromke[6], dan blijkt er onderling nogal wat verschil te zijn, zie Tabel 1. De discrepantie in resultaten toont aan dat bijkomend onderzoek wenselijk is, om op die manier de onzekerheid in te perken en de bomenfactor op een meer nauwkeurige manier te kunnen bepalen. Het spreekt natuurlijk voor zich dat het gebruik van computermodellen een bepaalde mate van onzekerheid met zich mee brengt. Voor windtunnel modellering geldt trouwens hetzelfde (een onzekerheid van 20% wordt genoemd door Gromke).

Tabel 1 Resultaten van onderzoeken naar het effect van bomen in street canyons

Onderzoek	*Breedte/ Hoogte verhouding street canyon*	*Hoogste concentraties op de gevel in een street canyon zonder bomen bij*	*Grootste effect van bomen bij*
Jonkers, 2008	B/H =< 2	schuine aanstroming	parallelle aanstroming
	B/H > 2	loodrechte aanstroming	parallelle aanstroming
Gromke en Ruck, 2012	B/H =< 2	loodrechte aanstroming	schuine aanstroming
	B/H > 2	niet onderzocht	niet onderzocht
Vos et al., 2012	B/H =< 2	niet onderzocht	niet onderzocht
	B/H > 2	schuine aanstroming	loodrechte aanstroming

Uit de windtunnelstudie van Gromke kan men afleiden dat het bomeneffect maximaal een factor 2 is voor bladdragende bomen met een optimale porositeit, maar daarbij afhankelijk is van de aanstroomrichting en de locatie ten opzichte van de wind; lijzijde of loefzijde (alwaar soms zelfs een concentratie*daling optreedt*). Voor het jaarrond effect komt dat toch neer op waarden die lager zijn dan een factor 1.5.
Hoe verhoudt zich dit tot de werkelijkheid? Feit is dat er geen gestructureerde metingen in straten zijn om dit aan te toetsen. In een studie aan de Maliebaan in Utrecht (met aan weerszijden veel bomen) is geconcludeerd dat het bomeneffect vrijwel nihil is[7]. Gestructureerde veldmetingen om de bomenfactor te onderbouwen ontbreken geheel. Voorts is het bomeneffect in windtunnelmodelleringen steeds afgeleid voor straten met aaneengesloten bebouwing. Dit is in praktijk vaak niet het geval; een reden temeer voor een heranalyse.

To tree or not to tree?
Wegbegeleidend groen in de stad heeft over het algemeen een negatief effect op de lokale luchtkwaliteit op straatniveau. In het geval van een drukke street canyon is het dus niet correct om een bomenrij aan te planten ter verbetering van een lokaal luchtkwaliteitsprobleem. Rekening houdend met de multifunctionele rol van groen, waarvan de lokale luchtkwaliteit maar een deelaspect is, behoeft een licht verminderde luchtkwaliteit niet noodzakelijk een argument te zijn voor het niet

plaatsen van groenstructuren. Daarbij komt dat het negatieve effect van een bomenrij in een street canyon op de jaargemiddelde concentraties van fijn stof en stikstofdioxide, zoals die momenteel in Nederlandse rekenmodellen voor luchtkwaliteit is opgenomen (de bomenfactor), mogelijk overschat wordt.

Referenties

1. Weseling, J., S. van der Zee, (GGD Amsterdam) A. van Overveld, 2011. Het effect van vegetatie op de Luchtkwaliteit, RIVM Rapport 680705019/2011.
2. Janssen, S., De Maerschalck, B., Vankerkom, J., Vliegen, J., 2008. Modelanalyse van de IPL meetcampagne langs de A50 te Vaassen ter bepaling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit langs snelwegen: ENVI-met modellering van de ECN 2006 meetcampagne te Vaassen. VITO rapport nr 2008/IMS/R/241, VITO. Voor meer ENVI-met validatiestudies, zie 'www.envi-met.com'.
3. Vos, P., Janssen, S., Verhees, L., de Wolff, J., Erbrink, H., 2012. Modellering van het effect van wegbegeleidend luchtgroen op de luchtkwaliteit. VITO Rapport nr 2012/RMA/R/112, VITO.
4. Jonkers, S., 2008. Effect van bomen in het CAR II model, Herbepaling van de bomenfactor en literatuuronderzoek naar filtereffecten van bomen, TNO rapport 2008-U-R0234/B.
5. Van den Hout, K.D., Baars, H.P., 1988. Ontwikkeling van twee modellen voor de verspreiding van luchtverontreiniging door verkeer: het TNO-verkeers-model en het CAR-model. TNO rapport R 88/192.
6. 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.
7. H.J.Th. Bloemen, W. Uiterwijk, J. Wesseling, 2007. Invloed van vegetatie op stikstofdioxideniveaus. Een oriënterend onderzoek. RIVM Rapport 680705003/2007.

8 INSTRUMENTEN VOOR BETER INZICHT IN DE GEURBELASTING

8.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift LUCHT, Editie April 2012, nummer 2

Auteurs: Hugo van Belois (zelfstandig adviseur) en Luc Verhees (DNV KEMA)

8.2 Artikel

INSTRUMENTEN VOOR BETER INZICHT IN DE GEURBELASTING

Een geurbeoordeling baseren op slechts één enkele percentielwaarde is niet nodig en zelfs onwenselijk; het laat mogelijk belangrijke informatie over de mate van geurhinder die mensen ervaren buiten beeld. Met slechts beperkte inspanning zijn andere en betere maatstaven voor geurhinder toe te passen in de praktijk.

HUGO VAN BELOIS EN LUC VERHEES*

Geur als luchtverontreiniging

Geurhinder is een speciale vorm van aantasting van een gezonde luchtkwaliteit. Het bestrijden van geurhinder maakt daarom deel uit van ons luchtkwaliteitsbeleid. Het neemt een geheel eigen plaats in, maar maakt gebruik van dezelfde principes en instrumenten als voor andere vormen van luchtkwaliteit.

Het zijn vooral de pieken in geurbelasting die de hinderbeleving bepalen. Dat is anders dan het negatieve effect op de gezondheid van veel luchtverontreinigende stoffen. Die ontstaat door jarenlange blootstelling aan gemiddelde concentraties. Geurhinder heeft zijn eigen negatieve gezondheidseffect via vooral stressgerelateerde aandoeningen.

Beoordeling van geursituaties gebeurt niet op jaargemiddelde concentraties, maar op grond van de hoge concentraties die voor hinder (kunnen) zorgen en een beperkt aantal uren per jaar gehaald worden.

Percentielwaarden zijn een middel om inzicht te verschaffen en een beoordeling mee uit te voeren. De meest gebruikte daarvan is de 98-percentiel: de geurconcentratie die in 98% van de tijd niet optreedt en 2% van de jaarlijkse uren wel wordt bereikt of overschreden.

Figuur 1: Raffinaderijen zijn een bekende bron van luchtverontreining en geurhinder.

Continue bronnen geven sterk fluctuerende geurconcentraties

De standaard voor het berekenen van percentielwaarden rond een geurbron is het Nieuw Nationaal Model (NNM). De uitkomsten van deze berekeningen leveren de bekende geurcontouren op, het jaarbeeld van de geurconcentratie(s) die bij een bepaalde percentielwaarde in de omgeving van een geurbron optreedt (optreden).

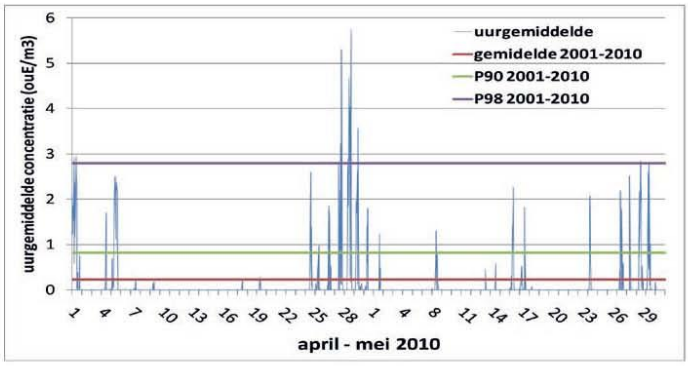
Het is belangrijk om je te realiseren dat de verspreiding van geur (en luchtverontreiniging) rond een bron niet gelijkmatig is. De verspreiding is met name sterk afhankelijk van de windrichting. Ook continue bronnen geven daardoor sterk fluctuerende geurconcentraties. In Nederland komen alleen de zuidwestelijke windrichtingen meer dan 10% van de tijd voor. Locaties die niet in het noordoostelijke kwadrant ten opzichte van de geurbron liggen, hebben dus altijd een P90-waarde van 0, hoe groot de emissie van de geurbron ook is.

Ook op plaatsen ten noordoosten van een bron zijn de verschillen tussen pieken en gemiddelden echter groot.

Figuur 2 illustreert het verband bij een continue geurbron tussen percentielwaarden en de uurgemiddelde concentraties op een locatie ten noordoosten van de bron.

De invloed van de meteorologie

Naast de windrichting bepalen vele andere (meteorologische) factoren de fluctuatie in geurbelasting. Dit zijn meteorologische aspecten als menglaaghoogte en windsnelheid en karakteristieken van de bron zoals schoorsteenhoogte en omliggende gebouwen die het stromingspatroon beïnvloeden. Hoe groot de verschillen door de meteorologie kunnen zijn, geeft tabel 1 aan. Van jaar tot jaar kan de



Figuur 2: Een normaal concentratieverloop ten noordoosten van een geurbron met vermelding van de concentraties behorende bij de 98-percentiel, de 90-percentiel en het langjarig gemiddelde (horizontale lijnen).

concentratiewaarde bij de meeste percentielen variëren met circa 10%. De 99,99-percentiel vormt hierop een uitzondering.

De percentiel en de relatie met hinder

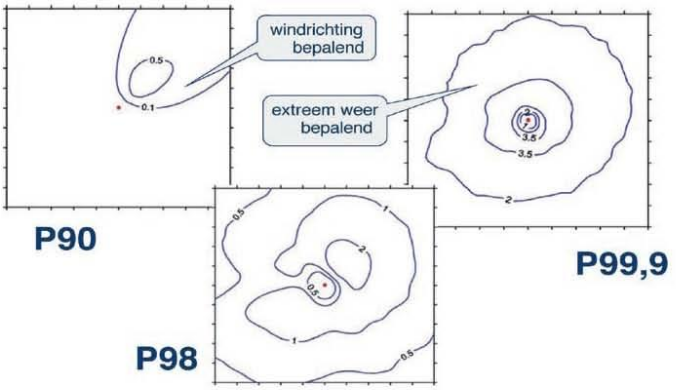
Met de geurcontour is de ruimtelijke spreiding van de geurconcentraties rond een geurbron in één oogopslag duidelijk, maar de vraag is of dat ook geldt voor de aanwezige of te verwachten geurhinder of het aantal stankklachten. Geurcontouren hebben niet zomaar een duidelijke relatie met de geurhinder. Een belangrijke vraag is welke percentielwaarde het best met hinder correleert. De keuze voor de ene of de andere percentiel heeft een verrassende consequentie. De vorm van de contour, en dus ook het gebied waar hinder wordt verwacht, hangt namelijk af van welke percentiel gekozen wordt.

De vorm van lage percentielen verschilt van de vorm van de hoge percentielen. Het 90-percentiel heeft, zoals eerder uitgelegd, alleen ten noordoosten van de bron een waarde. Hier is windrichting bepalend. Voor bijvoorbeeld het 99,9-percentiel geldt dit niet. Nu zijn binnen de windrichting de uren met de meest 'ongunstige' meteorologische omstandigheden bepalend. De contourplots voor de hoogste percentielwaarden zijn daardoor min of meer rond van vorm en liggen rondom de bron. De vorm van de 98-percentiel contour zit hier tussenin, zie figuur 3.

Discontinue bronnen

De uitleg in de vorige paragraaf heeft betrekking op geurbronnen met een

Figuur 3: Illustratie van de verschillende vorm die geurcontouren kunnen hebben afhankelijk van de keuze voor de te presenteren percentielwaarde.



Tabel 1: Verschillende percentielwaarden (ouE/m³) voor een lage bron (12 m) met continue emissie bij gebruik van de meteorologie van de jaren 2001 tot 2010.

Percentiel	*Uren/ jaar*	*Rekenresultaat NNM bij gebruik van meteorologie*											
		'01	*'02*	*'03*	*'04*	*'05*	*'06*	*'07*	*'08*	*'09*	*'10*	*10 jaar klimatologie*	*standaard-deviatie*
90	*876*	*0,3*	*0,3*	*0,3*	*0,4*	*0,2*	*0,3*	*0,4*	*0,4*	*0,2*	*0,1*	*0,3*	*0,10*
95	*438*	*0,8*	*0,9*	*0,9*	*0,9*	*0,6*	*0,9*	*1,0*	*1,0*	*0,7*	*0,7*	*0,9*	*0,13*
98	*175*	*1,5*	*1,4*	*1,4*	*1,5*	*1,3*	*1,5*	*1,6*	*1,6*	*1,5*	*1,4*	*1,5*	*0,09*
99,5	*44*	*2,1*	*2,0*	*2,0*	*2,0*	*2,0*	*2,1*	*2,0*	*2,1*	*2,2*	*2,3*	*2,1*	*0,10*
99,9	*9*	*2,5*	*2,3*	*2,8*	*2,4*	*2,6*	*2,7*	*2,6*	*2,5*	*2,8*	*3,3*	*2,7*	*0,28*
99,99	*1*	*5,2*	*4,8*	*5,3*	*2,9*	*4,7*	*4,8*	*3,1*	*3,0*	*3,9*	*7,2*	*4,7*	*1,32*

GEURHINDER HEEFT ZIJN EIGEN NEGATIEVE GEZONDHEIDSEFFECT VIA VOORAL STRESS-GERELATEERDE AANDOENINGEN

continue emissie. Veel geurbronnen die in Nederland voor hinder zorgen zijn echter discontinu van karakter of hebben een fluctuerende uitstoot.
Voorbeelden van veelvoorkomende discontinue geurbronnen zijn:

- asfaltcentrale – ca. een kwart van de tijd in bedrijf (8 maanden/jaar, werkdagen, ochtend, 6-12 uur);
- composteerbedrijven – totale bron sterk wisselend (wel/geen, veel/weinig aanvoer, soms omzettingen, begin- of eindfase in composteerproces);
- voedingsindustrie – veel batchgewijze productie (wisselingen in uitstoot door voortdurende verandering in soort product, type processtap).

Rond bronnen met een discontinu of fluctuerend karakter gedragen percentielen zich anders dan bij continue bronnen. Welke gevolgen dat heeft voor de keuze van de beste percentiel om de hinder te verklaren, illustreren figuur 4 en 5 met een zogenaamd frequentiediagram. In één grafiek wordt de geurconcentratie bij alle percentielwaarden aangegeven. Figuur 4 schetst het effect als bij een fictieve geurbron het aantal bedrijfsuren wisselt bij gelijkblijvende geuremissie. Figuur 5 doet hetzelfde als de totale jaaremissie gelijkgehouden wordt en de bronsterkte met het aantal bedrijfsuren varieert.
Figuur 4 en 5 maken duidelijk dat het niet houdbaar is om altijd de 98-percentiel te nemen waarvan voor continue bronnen de relatie met hinder is aangetoond.

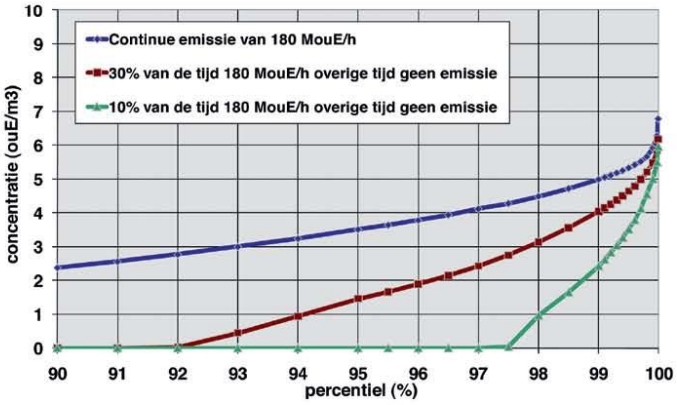
Alternatieve maten voor geurhinder

Er zijn drie opties om met het NNM berekende geurconcentraties beter te laten correleren met geurhinder:

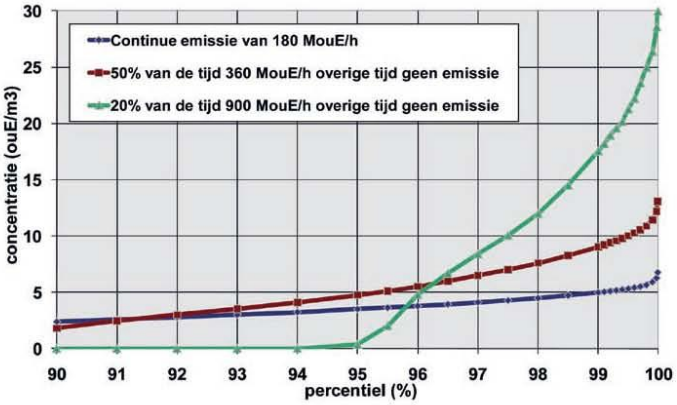
1. meerdere maatgevende percentielwaarden als toetswaarden gebruiken;
2. het gehele frequentiediagram (zie figuur 4) nemen met als norm een oppervlaktemaat;
3. een geurnorm baseren op het aantal 'hinderuren', naar het voorbeeld van de in Duitsland gangbare 'Geruchstunden'.

Optie 1 is al in bestaand beleid terug te vinden bij diverse provincies. De geurbelasting van een geurbron moet dan onder toetswaarden voor zowel het 95-, 98-, 99,5-, 99,9- én 99,99-percentiel blijven. Hoewel deze optie eenvoudig in de praktijk te brengen is en historische wortels heeft[1], levert het ook discussie op en kleven er bezwaren aan. Zo geven één of twee punten op een grafiek altijd een fractioneel beeld, zijn er altijd meerdere toetswaarden nodig, en is het een legitieme vraag welke verhouding tussen de diverse percentielwaarden,

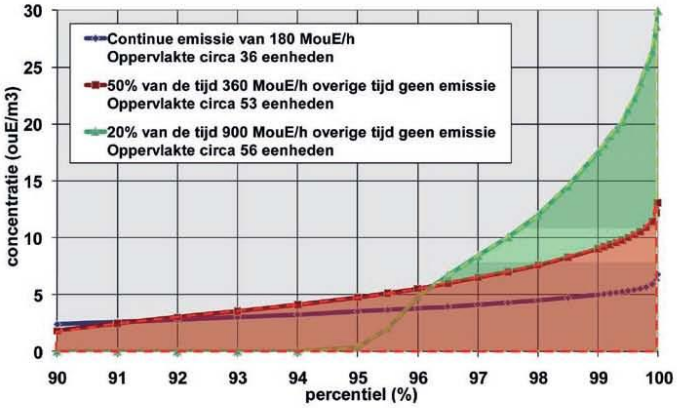
Figuur 4: Het verband tussen percentielwaarde en geurconcentratie (frequentiediagram) voor een continue bron en discontinue geurbronnen met dezelfde geuremissie.



Figuur 5: Het verband tussen percentielwaarde en geurconcentratie (frequentiediagram) voor een continue bron en twee discontinue geurbronnen als de totale jaarvracht constant wordt gehouden.



Figuur 6: Schematische aanduiding van de oppervlakte onder alle percentielwaarden. Aanduiding van een fictieve bijbehorende oppervlaktemaat voor de drie situaties.



uit het oogpunt van hinder, aangehouden zou moeten worden. Bovendien bestaat er gerede twijfel over de betrouwbaarheid van het 99,99-percentiel omdat deze immers slechts op het rekenresultaat voor 1 uur per jaar wordt bepaald.
Opties 2 en 3 kunnen allebei in één oogopslag de ruimtelijke spreiding van de geurbelasting c.q. geur*hinder* inzichtelijk maken. Hierna volgt een uitwerking van optie 2. Het uitwerken van optie 3 voert voor dit artikel te ver, maar is in onze ogen wel een reële én relevante optie! Uitgangspunt hierbij is de geurbelasting meer als hindermaat te willen beschrijven. Dat gebeurt door bij het hinderuur, naar het voorbeeld van de Duitse 'Geruchstunde', gebruik te maken van instantane waarden in plaats van uurgemiddelden. Dat is immers wat onze neuzen ook doen, instantaan waarnemen.
Over optie 3: hoewel de percentielwaarde voldoet en een hinderuur als beoordelingsmaat misschien 'exotisch' klinkt, is gebruik van het hinderuur in Nederland nabij. Het hinderuur zal namelijk binnenkort Europees worden geïntroduceerd als de Europese norm (EN264068) voor de veldmetingen geur uitkomt.

Oppervlaktemaat als optie

In een frequentiediagram als figuur 4 ontstaat door de lijn met alle percentielwaarden een oppervlakte onder de grafiek. Deze oppervlakte is als een maat te zien voor de aanwezige geurbelasting. Figuur 6 geeft een dergelijke oppervlaktemaat schematisch aan.
Via de oppervlakte onder de grafiek worden alle percentielwaarden tezamen vertaald naar één maat voor geurhinder. Onze verwachting is dat een dergelijke oppervlakte, ook voor verschillende typen bronnen, een betere relatie zal hebben met geurhinder dan individuele percentielwaarden. De uit de grafiek afgeleide fictieve oppervlakten kunnen als aanwijzing hiervoor gezien worden. Praktische vragen over hoe de te bepalen oppervlakte te definieren zijn er nog genoeg (waar te beginnen op de X-as, of de Y-as niet logaritmisch zou moeten zijn enzovoort). Afspraken zijn hierover nodig.
Met de huidige software-implementaties van het NNM kan een oppervlaktemaat al min of meer berekend worden. Het STACKS-rekenhart bepaalt immers in één rekenrun 27 percentielwaarden. Deze worden in diverse software-implementaties, waaronder in elk geval de rekenpakketten Geomilieu STACKS-G en KEMA-STACKS, ook daadwerkelijk als output gegeven. In V-Stacks is dat niet het geval. De vertaling van de 27 percentielwaarden in een oppervlaktemaat vergt weinig werk.

Conclusie

Met dit artikel hebben wij verkend hoe berekeningen van geurconcentraties geurbelasting/geurhinder beter kunnen beschrijven. Dit zijn onze conclusies:

1. percentielen zijn een prima middel om een geurbelasting in uit te drukken; echter, het toetsen met slechts één percentielwaarde volstaat niet;
2. beleid dat geursituaties toetst op basis van meerdere percentielwaarden bestaat, maar deze werkwijze valt eenvoudig te vervangen door een betere: het toetsen aan een eenvoudig te implementeren oppervlaktemaat op basis van alle percentielen;
3. omdat deze maat nieuw is, valt er uiteraard het nodige te onderzoeken en aan (beleids)keuzes te maken voordat de oppervlaktemaat als instrument voor toetsing gebruiksklaar is.

Tot slot: omdat er in onze ogen eenvoudig een belangrijke verbetering in het berekenen van een geurbelasting te bereiken valt, en we daarvoor geen nieuw instrument nodig hebben, zal het ondernemen van actie in deze richting er vooral van afhangen of we in Nederland geurhinder als onderwerp hoog genoeg op de prioriteitenladder willen zetten.

Noot

1. Publicatie VROM, 1988.

* Hugo van Belois is zelfstandig adviseur Lucht en Leefomgeving en Luc Verhees is adviseur luchtkwaliteit bij DNV KEMA Energy & Sustainability.

VEEL GEURBRONNEN DIE IN NEDERLAND VOOR HINDER ZORGEN ZIJN DISCONTINU VAN KARAKTER OF HEBBEN EEN FLUCTUERENDE UITSTOOT

9 ONZEKERHEDEN IN GEURBEREKENINGEN

9.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift LUCHT
Editie December 2012
Auteur: Hans Erbrink (DNV KEMA)

9.2 Artikel

Geurconcentraties in het veld worden berekend met versies van het Nieuw nationaal Model, geurconcentratie worden dan gegeven in zogenaamde percentielwaarden. Recent is (weer) discussie ontstaan over de vraag hoe nauwkeurig de hoge percentielwaarden eigenlijk kunnen worden berekend. Nu zijn er vele onzekerheden in geurland; in dit artikel wordt de statistische onzekerheid in percentielberekeningen aangestipt. Betoogd wordt dat grote voorzichtigheid geboden is bij ondoordacht gebruik van de vaste percentielwaarden 98-p en 99,99-p bij niet continue emissies; het 99,9-p beter gebruikt kan worden dan het 99,99-p en dat percentielberekeningen, die zijn berekend met (niet constante) emissies uit een beperkt aantal geurbronmetingen, veel te onzeker kunnen zijn om een bedrijf op te beoordelen.

Onzekerheid bij geurberekeningen onderbelicht

Piekconcentraties van geur zijn veelal bepalend voor de mate waarin mensen geurhinder ervaren. Geurnormen worden uitgedrukt in waarden van de uurgemiddelde concentraties zoals het 98- of 99,5-percentiel. Een 98-percentiel waarde betekent dat deze geurconcentratie 98% van de tijd niet, en 2% van de tijd wel wordt overschreden. Dit artikel gaat in op de onzekerheden in de bepaling van de geurpercentielen van uurgemiddelde concentraties. Eerst worden de onzekerheden bij (constante) emissies beschouwd, daarna bij variabele emissies aan de hand van voorbeeldberekeningen en een praktijkvoorbeeld. De recent verschenen “Handleiding geur” besteedt nauwelijks aandacht aan onzekerheden en dat is vreemd, omdat onzekerheden in geuremissies en concentraties erg groot (kunnen) zijn; ons inziens een gemiste kans.

Beoordelingskader

Het bevoegd gezag dient eisen te stellen aan de geurconcentratieniveaus zodat voldaan wordt aan het acceptabel geurhinderniveau. Daartoe wordt voor constante emissies veelal het 98-percentiel gebruikt. Voor niet continue emissies wordt hier bovenop een eis gesteld aan hogere percentielen. Dit is begrijpelijk, omdat in bepaalde windrichtingen het 98 percentiel nul wordt als het aantal emissie-uren laag is. Enkele provincies kiezen dan echter voor het 99,99 percentiel als norm.

Onzekerheid bij discontinue en variabele bron

Geurberekeningen worden uitgevoerd met implementaties van het Nieuw Nationaal Model (NNM). Voorbeelden hiervan zijn STACKS, PluimPlus en V-STACKS. Met deze modellen worden op uurbasis 10 jaar meteorologische omstandigheden doorgerekend. In deze uren zijn in principe alle mogelijke weersomstandigheden aanwezig die kunnen voorkomen. Het uitrekenen van bijvoorbeeld de 98-percentielconcentratie, benedenwinds van bron, gaat over 2% van de tijd (1752 uren) waarop die concentratie in een periode van 10 jaar wordt overschreden. Dat lijkt een goede statistiek. Het 99,99-percentiel heeft betrekking op 9 uren in 10 jaar, dus slechts 1 uur per jaar. Een concentratieniveau gebaseerd op 1 uur per jaar over een periode van 10 jaar lijkt geen goede statistiek. Als we de variatie in het 99,99-p voor de continue bron met het model uitrekenen, blijken de variaties in de uitkomsten nog best mee te vallen (5 a 12%). Maar geuremissies zijn veel vaker variabel dan constant. En de bron kan naast variabel ook een deel van de tijd in het geheel geen (of verwaarloosbare) geuremissie geven. Het ene uur dat de 99,99-percentielconcentratie dan bepaald (de hoogste concentratie in een jaar) is dan geheel afhankelijk van de toevallige combinatie van ongunstige meteo[3] en ongunstige emissie. Nu kan dat min of meer opgelost worden door net te doen of de bron continue emitteert. Neem bijvoorbeeld een bron die 10% van de tijd een emissie geeft, dan wordt die bron berekend alsof het een continue is. Het verkregen antwoord voor het 99,90-percentiel is dan in werkelijkheid het antwoord voor het 99,99 percentiel, de frequentie van dit geurniveau is immers 10 maal lager. Eigenlijk verkrijg je dan een verwachte waarde over 100 jaar. Als je beschouwingsperiode maar lang genoeg neemt, wordt de onzekerheid natuurlijk kleiner. Maar als de berekening betrekking moet hebben op een vergunningsperiode van 10 jaar, dan is onzekerheid over dìe periode natuurlijk net zo groot.

Discontinue emissiebronnen nader beschouwd

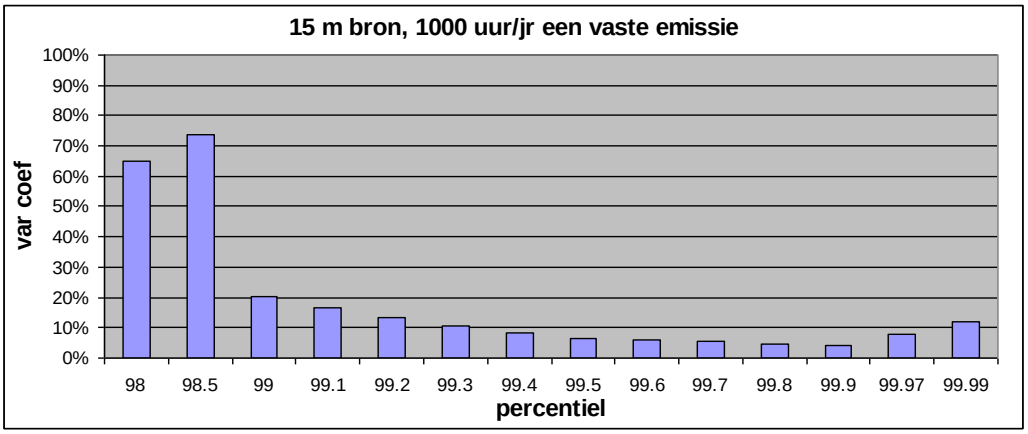
Om meer inzicht te krijgen in de onzekerheid in de uitkomsten van het rekenmodel zijn de volgende rekenexcercities gedaan. Daarbij is steeds 18x een berekening gedaan met dezelfde invoer, maar met willekeurige combinaties van emissie(momenten) en weersituaties:

- bronhoogte 15 m, 1000 uur per jaar een bepaalde (vaste) emissie.
- bronhoogte 15 m, 240 uur per jaar een bepaalde (vaste) emissie.
- bronhoogte 15 m, 1000 uur per jaar een variabele emissie (+/- 50%).
- bronhoogte 50 m, 1000 uur per jaar een variabele emissie (+/- 50%), 0 MW warmte output
- bronhoogte 50 m, 1000 uur per jaar een variabele emissie (+/- 50%), 5 MW warmte output

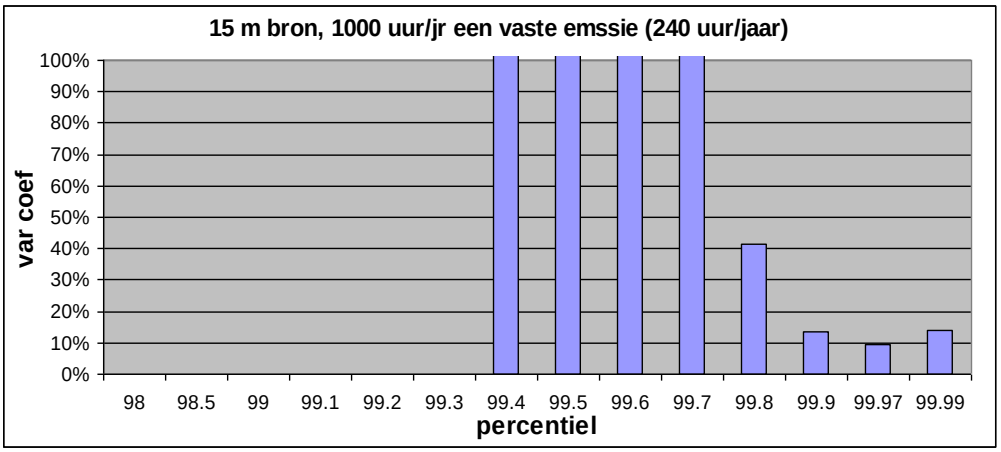
Over deze 18 runs is steeds voor een gebied van 2 x 2 km per receptorpunt (in totaal 441 punten) berekend wat de variatiecoëfficiënt in de een serie percentielwaarden is. Deze variatiecoëfficiënt[4] is een directe maat voor de onzekerheid in de uitkomsten: een hoge waarde: grote onzekerheid, kleine waarde: een kleine onzekerheid. De figuren 1-5 laten de uitkomsten zien.

[3] In het model zal de meest ongunstige en slecht voorspelbare weeromstandigheid niet voorkomen; het rekent alleen met voorspelbare en modelleerbare weerssituaties.

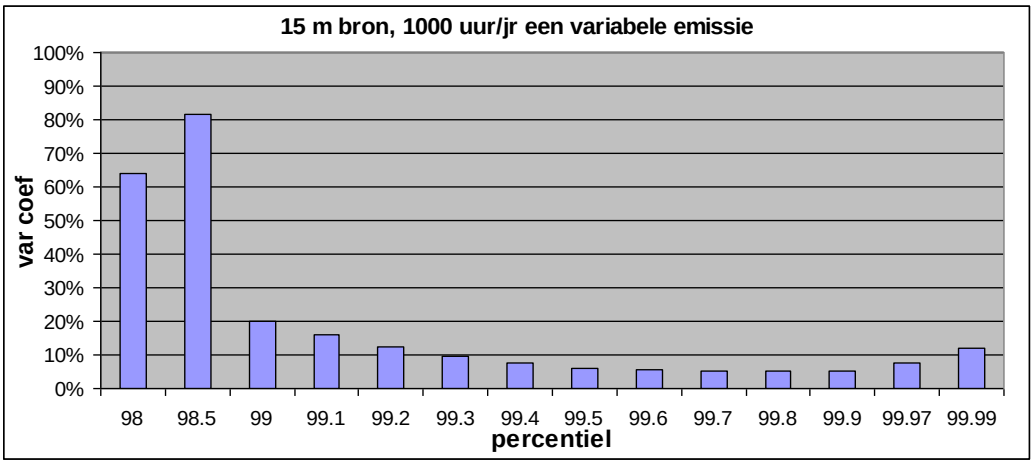
[4] De variatiecoëfficiënt is de standaarddeviatie gedeeld door de gemiddelde waarde.



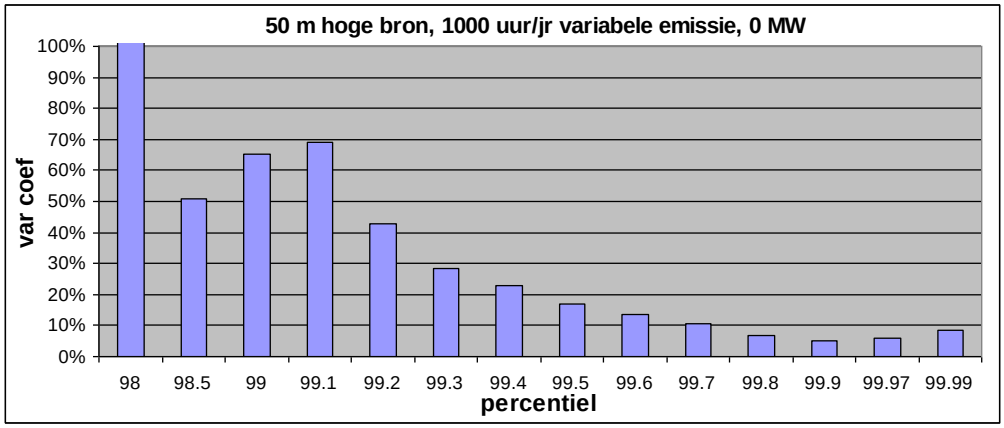
Figuur 1. Onzekerheid in berekende percentielwaarde (als variatiecoëfficiënt) voor een 15 m hoge bron met discontinue emissie (1000 uur/jr een vaste emissie).



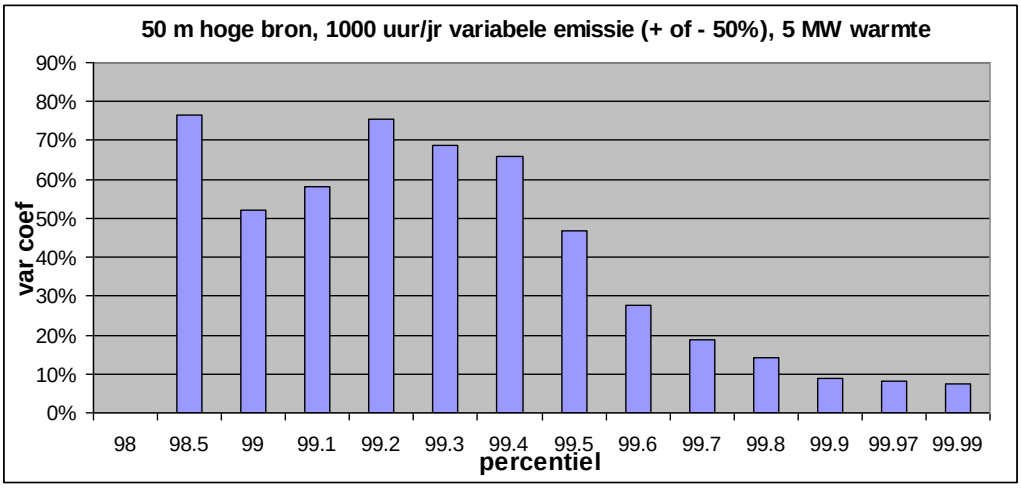
Figuur 2. Onzekerheid in berekende percentielwaarde (als variatiecoëfficiënt) voor een 15 m hoge bron met discontinue emissie (240 uur/jr een vaste emissie).



Figuur 3. Onzekerheid in berekende percentielwaarde (als variatiecoëfficiënt) voor een 15 m hoge bron met discontinue en variabele emissie (1000 uur/jr een variabele emissie: +/- 50%).



Figuur 4. Onzekerheid in berekende percentielwaarde (als variatiecoëfficiënt) voor een 50 m hoge bron met discontinue en variabele emissie (1000 uur/jr emissie: +/- 50% ten opzichte van de nominale waarde). Geen warmte emissie.



Figuur 5. Onzekerheid in berekende percentielwaarde (als variatiecoëfficiënt) voor een 50 m hoge bron met discontinue en variabele emissie (1000 uur/jr emissie: +/- 50% ten opzichte van de nominale waarde). Nu met 5 MW warmte emissie.

Een paar dingen vallen op:

- In veel gevallen is het 98-percentiel erg onbetrouwbaar! Dat komt omdat de pluim net 2% van de tijd het receptorpunt bestrijkt, waardoor kleine variaties in de random-trekkingen van emissie-meteocombinatie grote concentratieverschillen geven.
- bij een klein aantal uren per jaar (240) dat er emissie plaatsvindt (zogenaamde bedrijfsuren), zullen zelfs de 98-percentielwaarden 0 zijn (!) (zie figuur 2).
- dat geldt ook voor hogere bronnen met een iets groter aantal bedrijfsuren (1000) (zie figuur 4).
- De onzekerheid in het 99,99-percentiel is relatief beperkt: het rekenmodel is blijkbaar zo robuust, dat de spreiding in de uitkomsten beperkt blijft, zelfs bij discontinue en variabele emissie! Dit komt bijvoorbeeld doordat de lage windsnelheden in het model zijn begrensd op minimaal 1 m/s; en de atmosferische turbulentie netjes is gelineariseerd. Lagere

windsnelheden dan 1 m/s komen natuurlijk in praktijk wel voor En het zijn waarschijnlijk juist die uren die de hoogste concentraties geven in werkelijkheid. Die berekent het model dus niet; het 99,99-p zal in werkelijkheid dus anders (kunnen) zijn[5].

- Het 99,9 percentiel is in vrijwel alle gevallen het meest betrouwbaar. Dat komt misschien doordat de laagste windsnelheid op 1 m/s is gesteld waardoor de variatie bij die uren is "weggestreken" in de invoer.
- Voor een hoge discontinue bron zijn alleen de echt hoge percentielwaarden redelijk betrouwbaar, voor de 50 m bron met 5 MW eigenlijk alleen 99,9-99,99 percentiel.
- Dit geldt ook voor de 15 m hoge bron met 240 uur per jaar.

We kunnen dus concluderen dat voor continue emissiebronnen geldt dat naarmate het percentiel hoger wordt, ook de onzekerheid hoger wordt. En voor discontinue emissiebronnen geldt dat de hogere percentielen relatief betrouwbaarder zijn dan de lagere percentielen. De onnauwkeurigheid in de percentielwaarden vertoont een soort badkuipmodel: zowel de allerhoogste als de lagere percentielen zijn berekend uit een heel klein aantal uren met een concentratie groter dan nul! De allerhoogste percentielen omdat er gewoon te weinig uren zijn (99,99-p is immers 1 uur per jaar). De lage percentielen door te weinig uren waarin de pluim het punt aanstrijkt: het product van de frequentie van windrichting en een emissie die niet nul is, heeft betrekking op ongeveer evenveel uren als het percentiel aangeeft (voor het 98-p dus 2%). Kleine variaties in invoer geven dan grote verschillen in het resultaat en dat zien we in figuur 1 t/m 5.

Praktijksituatie

De emissievariabiliteit wordt verder geïllustreerd aan de hand van een praktijkvoorbeeld, een recycling bedrijf in Sterksel met sterk wisselende geuremissies.

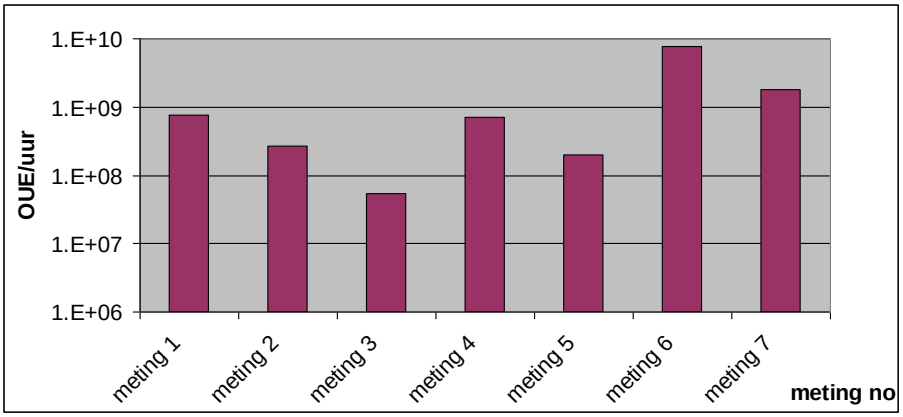
De geuremissie is gemeten op 7 meetdagen over een periode van enkele jaren. Er zijn 10 emissiebronnen genomen. Op de meetdagen zijn niet alle bronnen in werking, dus emitteren niet altijd. Op grond van steeds een enkele meetdag is de emissie voor een heel jaar bepaald. Voor de diverse bronnen is de bedrijfstijd steeds verschillend ingeschat, zie tabel 1.

Tabel 1. emissiegegevens over de periode van enkele jaren

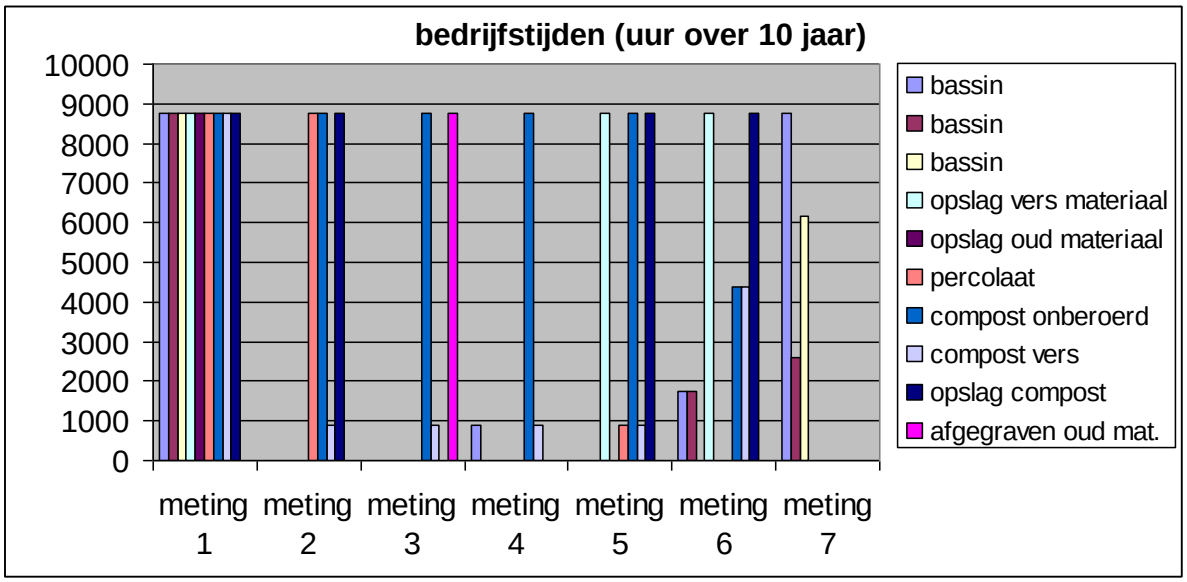
[5] Dit wordt hier arbitrair gesteld, in overeenstemming met het algemene gevoelen dat de allerlaagste windsnelheden ook de aller hoogste concentraties zullen geven. En die bepalen het 99,99-p…

	emissie (miljoenen ge/uur), resp bedrijfsuren per jaar						
Meting:	meting 1	meting 2	meting 3	meting 4	meting 5	meting 6	meting 7
bassin 1	500			5000		7000	1350
	8760			876		1752	8760
bassin 2	7					30000	250
	8760					1752	2600
bassin 3	40						500
	8760						6160
opslag vers materiaal	10				150	50	
	8760				8760	8760	
opslag oud materiaal	50						
	8760						
percolaat	5	20			10		
	8760	8760			876		
compost onberoerd	40	200	50	200	20	10	
	8760	8760	8760	8760	8760	4380	
compost vers	100	40	20	20	5	100	
	8760	876	876	876	876	4380	
opslag compost	20	40			30	200	
	8760	8760			8760	8760	
afgegraven oud mat.	0		2				
	0		8760				

Uit 7 meetdagen bij het bedrijf blijkt dat de emissie zèèr variabel is (een factor 100, zie figuur 6) èn dat de bedrijfstijden daarnaast ook variëren (480-8760 uur/jaar, zie figuur 7). Om hoge percentielen te berekenen moet de emissievariatie in het rekenmodel nagebootst (gesimuleerd) worden. Deze simulatie (met 10 jaar meteorologische situaties) moet dan een vaak herhaald worden (met een ander mogelijk emissiepatroon) om alle combinaties van weersomstandigheden en mogelijke emissies te bepalen. Elke simulatie geeft dan een ander antwoord. De variatie in die antwoorden mag dan niet te groot zijn.



Figuur 6: Gesommeerde geuremissie van het bedrijf, vastgesteld over 7 meetdagen.



Figuur 7. Bedrijfstijden van de verschillende bronnen zoals gerapporteerd in de 7 meetverslagen van de provincie Noord-Brabant.

Voor de verspreiding van de emissies van het bedrijf is een simulatie uitgevoerd. De geuremissies vanuit de verschillende bronnen zijn gesommeerd en gewogen met de bedrijfstijden per bedrijfsonderdeel die ook zijn gerapporteerd[6]. Met de zo verkregen gemiddelde totale emissie met standaarddeviatie zijn 10 mogelijke (uurlijkse) emissieprofielen in 10 jaar opgesteld (op basis van de gegeven variatie) en hiermee zijn 10 maal het percentielwaarden berekend. Het blijkt dat met deze vereenvoudigde berekening de uitkomsten een factor 2, dus 100%, verschillen. Het 99,9-percentiel laat een spreiding zien van 20% en het 98-p van 7%.

Niet alleen modelonzekerheden

Maar er is nog een belangrijker aspect. Bij de beschouwde praktijksituatie is aangenomen dat we het gemiddelde echt kènnen; dat is echter helemaal niet het geval. De gemiddelde emissie (met de spreiding eromheen) is immers geschat uit de (beperkte) steekproef van 7 metingen. De standaarddeviatie in de geschatte gemiddelde emissie[7] s(gemiddelde)= $\sqrt{(s^2/6)}$. Met een 90% betrouwbaarheidsinterval ligt de gemiddelde emissie ergens tussen 3.10^8 en 1.10^9 OUe/uur. Indien we met deze beide waarden het 99,99-percentiel berekenen in een vierkant van 2 bij 2 km, dan is het verschil in berekende 99,99-percentiel een factor 10 (dus 1000%). Met andere woorden: gegeven de variatie in de gemeten emissies en de onzekerheden in het emissieprofiel, kan het 99,99-p niet binnen

[6] Dit is uit oogpunt van eenvoud voor de statistische berekeningen gedaan; voor vergunningverlening worden normaal de werkelijke bedrijfsuren met hun emissies doorgerekend en per uur gesommeerd.

[7] De standaarddeviatie kan niet zomaar uit de metingen worden afgeleid; indien eerst de logaritme wordt genomen, ontstaat een verdeling, die redelijk als normaal kan worden beschouwd. Van deze log(waarden) wordt de s bepaald; en vervolgens de spreiding in het gemiddelde hiervan. Dan wordt gemiddelde µ-1.64s en µ+1.64s (90% betrouwbaarheidsinterval) bepaald en tenslotte teruggetransformeerd (10^(µ-1.64s) en 10^(µ+.64s). Dit geeft dan de spreiding van een factor 10.

een factor 10 (1000%) nauwkeurig worden vastgesteld. Dat geldt eigenlijk ook min of meer voor de andere percentielwaarden. In dit voorbeeld is dan nog niet eens rekening gehouden met de bedrijfstijden: sommige bronnen emitteren slechts 10% of minder van de tijd; dit is in dit voorbeeld uitgemiddeld naar een heel jaar. Deze casus is bij de Raad van State voorgelegd en de conclusie bij dit bedrijf kon dan ook niet anders luiden dan dat niet met (voldoende) zekerheid is aangetoond dat de geurnorm (het ging in dit geval om de 99,99-p) was overschreden.

Hoe omgaan met onzekerheden?

Het is een gegeven dat geurberekeningen waarvan de bronterm (de geuremissie van het bedrijf) is geschat met een beperkt aantal geurbronmetingen en waaruit een flinke spreiding blijkt, erg onzeker zullen zijn.

De vraag is dan wanneer de onzekerheid een grens overschrijdt. Voor geurberekeningen gelden geen nauwkeurigheidseisen[8]. Dat is merkwaardig, want geur is een aanhoudend probleem dat door de omgeving ook merkbaar hinderlijk wordt ervaren. Geur zal daarom steeds onder de aandacht blijven en in de media terugkeren. Dit in tegenstelling tot andere vormen van luchtverontreiniging waarvan normoverschrijding door de omgeving doorgaans niet eens wordt opgemerkt. Voor (model)berekeningen van NO_2 en PM_{10} bestaan wel nauwkeurigheidseisen,de EU eist 30% voor jaargemiddelden en 50% voor kortere tijdsgemiddelden. Als we dit nemen als richtgetallen om de onzekerheid van berekeningsresultaten te waarderen, dan is duidelijk dat het heel lastig wordt het 99,99-percentiel hieraan te laten voldoen. Dat betekent dat een geurnorm met een 99,99-percentiel eis wel in de vergunning kan worden opgenomen, maar veelal niet handhaafbaar is. De oplossing is niet zo eenvoudig, een enkel percentiel voldoet niet; beter kan gezocht worden naar een maat die het hele oppervlak in het frequentiediagram omvat, zoals voorgesteld door Belois en Verhees in Lucht (april 2012)[9].

In het praktijkvoorbeeld is ervan uitgegaan dat de bronterm die op de meetdagen is vastgesteld geen onzekerheid bevat. Die aanname is wellicht redelijk plausibel voor metingen aan de bron (bij het recycling bedrijf stond deze aanname overigens ook onder druk); voor snuffelploegmetingen in het veld wordt dat een heel ander verhaal: daar komen diverse andere grote onzekerheden bij. Immers, voor het berekenen van de emissie, wordt uitgegaan van waarnemingen door een beperkt aantal mensen in een beperkte tijd onder selecte weersomstandigheden. Daarmee wordt een snuffelgrens bepaald en met een verspreidingsmodel teruggerekend naar een emissie. Het is nauwelijks voor te stellen dat die methodiek een resultaat geeft binnen een factor 2 of 3.

[8] Emissiemetingen moeten voldoen aan NEN-EN norm; voor de verspreidingsberekeningen van de veel stoffen zijn nauwkeurigheidseisen vastgelegd, voor geur (percentielwaarden) geldt dat niet.

[9] H. van Belois en L. Verhees: “Instrumenten voor beter inzicht in de geurbelasting”. In: Lucht, april 2012, blz 16 - 19.

Conclusies

1. Men moet dus erg voorzichtig zijn bij het beoordelen van het 98-percentiel, berekend in gevallen met discontinue of variabele emissies. Vooral bij discontinue emissies is de onzekerheid in het 98-percentiel onacceptabel groot voor bronnen met weinig bedrijfsuren. Dit geldt eerder voor hoge bronnen en nog sterker voor hoge warme bronnen.

2. Voor discontinue emissiebronnen dienen ook hogere percentielwaarden te worden beschouwd in de beoordeling. De wiskundige onzekerheid in het berekende 99,99-percentiel is eigenlijk helemaal niet zo groot: tot ruwweg 10% voor een lage continue bron. Het model en zijn rekenuitkomsten zijn in die zin robuust. Dat is tegelijk het bezwaar tegen een 99,99-percentiel: robuust is wat anders dan nauwkeurig. Het model rekent de meest extreme situaties eenvoudig niet door[10] en de allerhoogste concentraties worden eenvoudig niet berekend. Een 99,9-percentiel is gebaseerd op veel meer wèl modelleerbare situaties en is een betrouwbaarder maat bij discontinue emissies.

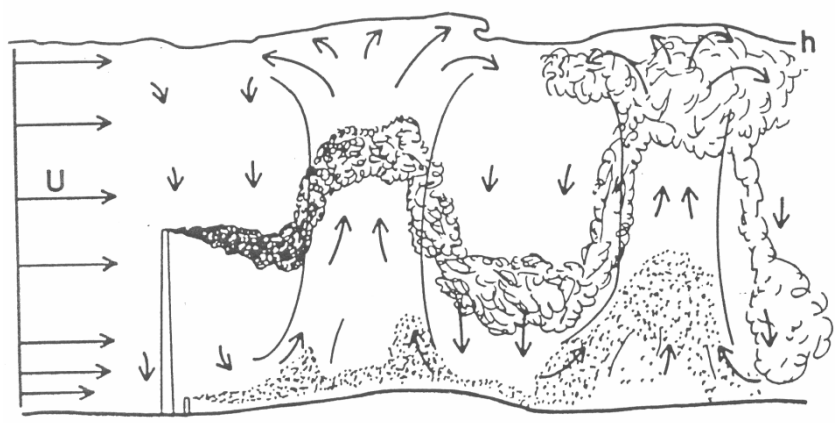
3. Geurpercentielberekeningen waarvan de geuremissie van het bedrijf is geschat met een beperkt aantal geurbronmetingen en waaruit een flinke spreiding blijkt, zijn erg onzeker en een factor 2 zal doorgaans niet eens haalbaar zijn. Dit vraagt om een betere benadering! Die kan zeker gezocht worden in een beter statistisch verantwoorde geurbronbemeting. En als de berekening minder houvast kan bieden moet misschien ook gezocht worden naar andere wegen zoals het zwaarder gewicht toekennen van de hinderregistratie en – monitoring.

[8] De hoogste concentraties worden bijna per definitie bepaald door onvoorziene en niet gemodelleerde situaties zoals windstilte, een afwijkende opbouw van de wind in de bovenlucht

[10] De hoogste concentraties worden bijna per definitie bepaald door onvoorziene en niet gemodelleerde situaties zoals windstilte, een afwijkende opbouw van de wind in de bovenlucht

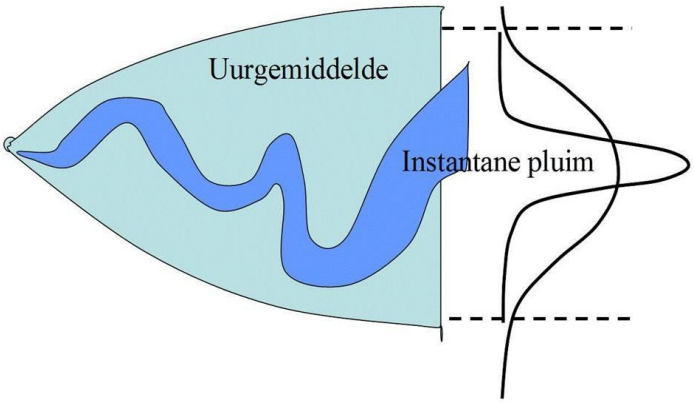
10 MOMENTANE CONCENTRATIES IN STACKS

De pluimvorm kan instantaan allerlei grillige vormen aannemen. Dit is afhankelijk van de stabiliteit van de atmosfeer. Bij een instabiel weertype (bijvoorbeeld zonnig zomers weer) beweegt de pluim sterk op en neer onder invloed van opgaande en neergaande luchtbewegingen, zie figuur 1.



Figuur 1.

Indien over het tijdsbestek van een uur alle momentane pluimen gemiddeld worden, ontstaat vrijwel altijd de bekende gaussische pluimvorm. Voor een rekenmodel betekent dit dat de gaussische pluimvorm ruim voldoende is om de rookpluim behoorlijk te beschrijven. Dit geldt voor de uurgemiddelde pluim, maar ook voor de uurgemiddelde momentane pluimvorm (zie figuur 2).



Figuur 2.

Uit vele metingen, uitgevoerd met een lidar meetsysteem blijkt steeds dat de rookpluimvorm gemiddeld over een uur goed te beschrijven is met deze gaussische verdeling. De uurgemiddelde pluim is steeds breder dan de instantane pluim. Deze instantane pluim beweegt met meanderende vormen binnen de envelop van de uurgemiddelde pluim:

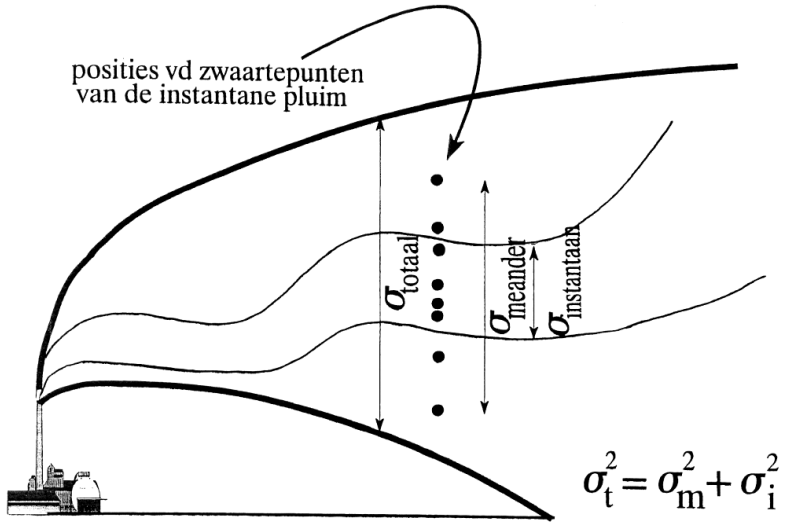
$$\sigma_{yt}^{2} = (\sigma_{ym})^{2} + (\sigma_{yi})^{2} \qquad (1)$$

We geven de pluimdimensies aan met de standaardafwijking van de gaussische verdeling, σ_y voor de horizontale afmetingen en σ_z voor de verticale afmetingen. Bovendien wordt aangenomen dat de momentane pluim in verticale en horizontale richting dezelfde afmetingen heeft: $\sigma_{ym}=\sigma_{zm}$. De waarde van σ_{zm} wordt begrensd op de waarde van σ_z (de instantane pluimafmeting kan niet groter zijn de uurgemiddelde waarde). De instantane pluimen kunnen aanzienlijk smaller zijn dan uurgemiddelde pluimen.

De meanderterm σ_{ym} is stabiliteitsafhankelijk, terwijl σ_{yi} in praktijk minder van de stabiliteit afhangt. Voor σ_{yi} is een eenvoudige empirische relatie afgeleid uit vele buitenluchtmetingen, uitgevoerd met de meetwagen, die in de periode van 1985-1995 tientallen dagen door rookpluimen van centrales en tracergaspluimen bij ondermeer Cabauw (de KNMI mast), Dodewaard en lidar metingen (Lippendorf, Duitsland):

$$\sigma_{yi} = a(x)^{b} \qquad (2)$$

Met a=0.81 en b=0.65. In een (meanderend) pluimmodel wordt dan nog een verdeling van de meanderende term van de instantane pluimzwaartepunt aangenomen: in STACKS is dit een normale verdeling met $\sigma_{ym} = \sqrt{(\sigma_{yt}^{2} - \sigma_{yi}^{2})}$ (zie figuur 3).



Figuur 3.

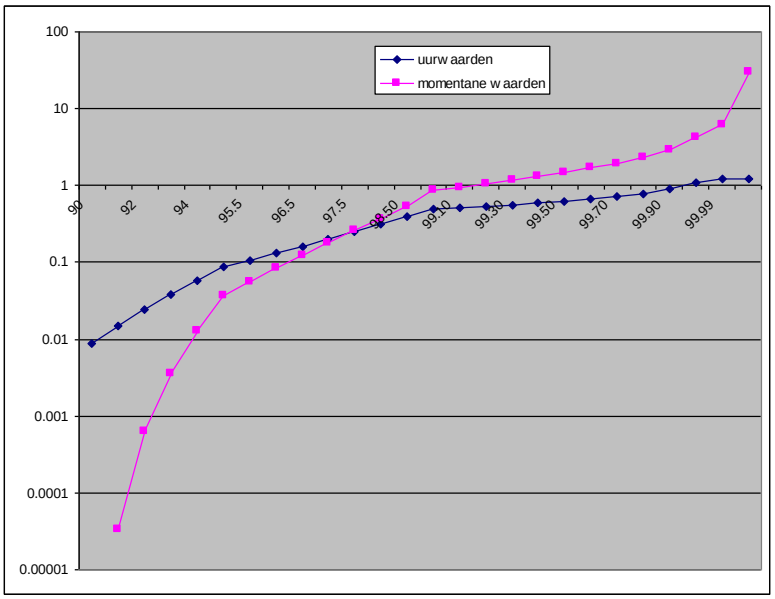
Er zijn modellen in de literatuur voorgesteld om de verdeling van σ_{yi} ook meer variabel te beschrijven, afhankelijk van de atmosferische stabiliteit. Uit de KEMA dispersiemetingen is echter geen duidelijke correlatie met de stabiliteit gevonden[11]. Maar het is niet realistisch om σ_{yi} constant te houden binnen een uur. Hoewel figuur 1 een schets is, is al direct duidelijk dat de instantane afmetingen van een pluim binnen een uur flink van variëren en wel meer naar mate de pluim meer meandert. Daarom is de mate van fluctuatie van de instantane pluim gekoppeld aan de meanderterm σ_{ym} respectievelijk σ_{zm}. Hiermee is een betere beschrijving gegeven dan alleen met formule 2.

Samengevat: de grondconcentraties worden bepaald door de concentraties in de momentane pluim. Deze momentane pluim 'wappert' binnen de uurgemiddelde pluim. De afmetingen van de momentane pluim fluctueert ook en wel meer naarmate de meanderterm groter is. Is de meanderterm nul, dan fluctueert de pluim niet: de momentane pluim is dan gelijk aan de uurgemiddelde pluim. Dit laatste kan alleen voorkomen in stabiele (bv nachtelijke) condities).

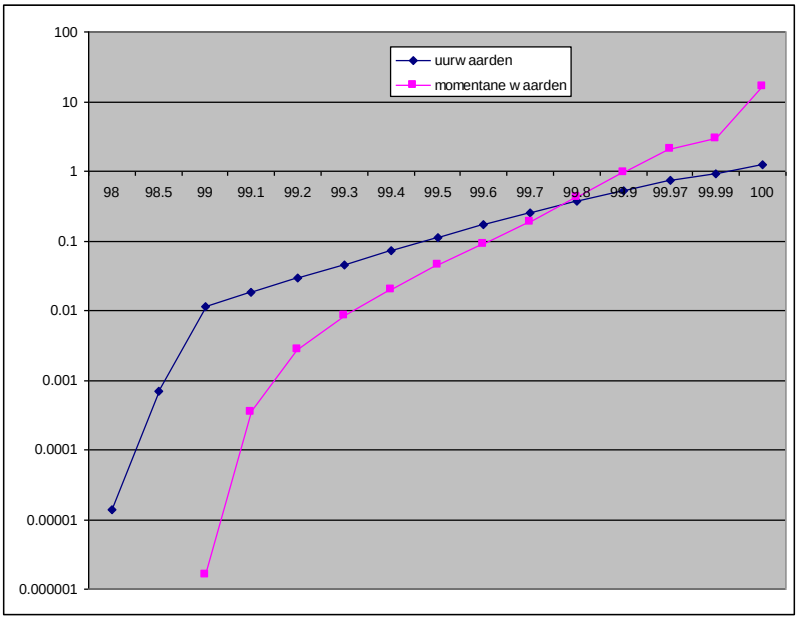
Een stilstaande waarnemer zal dus sterk fluctuerende geurconcentraties waarnemen, als hij ergens in de uurgemiddelde pluimenvelop staat. Door het meanderende gedrag van depluim wordt soms een sterke geur waargenomen, maar vaak helemaal niets (zie figuur 3).

[11] KEMA rapport 94-3208. Modellen voor instantane rookpluim: beschrijvingen en toetsingen aan metingen. Augustus 1994.

De frequentieverdeling van de instantane concentraties zal daarom veel meer uitgesproken zijn dan de frequentieverdeling van de uurgemiddelde concentraties. Dat wil zeggen dat de hoge percentielen (9,5 en 99,9-p) hoger zijn en de andere percentielen (zoals 98-p) juist lager.
Dit is voor een 25 m hoge bron (1 MW warmte) als voorbeeld gegeven, in figuur 4 voor een continue bron, in figuur 5 1 voor een aantal bedrijfstijden van 1000 uur per jaar.



Figuur 4: percentielwaarden voor een 25 m hoge bron, 1 MW, continue emissie.



Figuur 5: percentielwaarden voor een 25 m hoge bron, 1 MW, discontinue emissie: 1000 uur per jaar.

Zoals te zien is, ‘kantelt’ de grafiek: de lage percentielen worden (veel) lager en soms nul; de hoge percentielen worden (veel) hoger. De mate van kanteling hangt af van de locatie; in de figuren is het

gemiddelde gegeven over alle punten die in een gebied van 2x2 km rond de bron liggen (bron in het midden). Lokaal kan dit dus nog sterk verschillen!
En het verschil tussen uurgemiddelden en momentane waarden wordt meer uitgesproken naarmate de bronhoogte toeneemt.

In een aantal gevallen kan met deze momentane percentielwaarden het hinderpatroon rond een bron beter worden verklaard.

11 MODELLERING SCHEEPVAART EMISSIES HERZIEN

11.1 Referentie

Artikel in het tijdschrift LUCHT, Editie Oktober 2011, nummer 5

Auteurs: Joost de Wolff (DNV KEMA) en Hans Erbrink (DNV KEMA)

11.2 Artikel

MODELLERING SCHEEPVAART-EMISSIES HERZIEN

Scheepvaart is een belangrijke bron van luchtvervuiling. Over de emissies en de verspreiding is minder bekend dan bij de andere bronnen. Daar komt nu verandering in.

JOOST DE WOLFF EN HANS ERBRINK*

Inleiding

Scheepvaart wordt een relatief steeds belangrijkere bron van emissies naar de lucht. Dit is het gevolg van de dalende trend van luchtemissies door overige bronnen. De emissie van scheepvaart (behalve voor SO_2) vertoont deze dalende trend niet en lijkt voorlopig zelfs te stijgen. Inmiddels hebben drukke vaarwegen een emissie vergelijkbaar met autosnelwegen.

Een aantal partijen heeft recent gezamenlijk een voorstel voor een complete modelbeschrijving opgesteld voor de verspreiding van scheepvaartemissies naar de lucht. In tegenstelling tot verspreidingsberekeningen aan bijvoorbeeld puntbronnen en autoverkeerswegen, bestond er rond berekeningen aan scheepvaartemissies nog weinig nationale consensus. De kennis hoe de verspreiding van dit brontype te modelleren, liep achter bij die van andere bronnen. Verschillende modelleurs hanteerden verschillende sets emissiekentallen en modelkeuzes, hetgeen het beoordelen van de uitkomsten complex maakte. Deze ongewenste situatie leidde tot een studieproject onder regie van DCMR en VROM dat met modelleeraanbevelingen moest komen. De resultaten zijn vastgelegd in een rapport (Erbrink e.a., 2011). Dit artikel beschrijft de modelleeraanpak, terwijl de emissie- en dispersieparameters in een artikel van Hulskotte elders in dit nummer beschreven zijn. Voor binnenvaart vinden op dit moment nog validatiemetingen plaats. Voor zeevaart volgt iets dergelijks mogelijk volgend jaar. Het doel is om te komen tot een voorschrift in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit (RBL).

Aanpak/werk in uitvoering

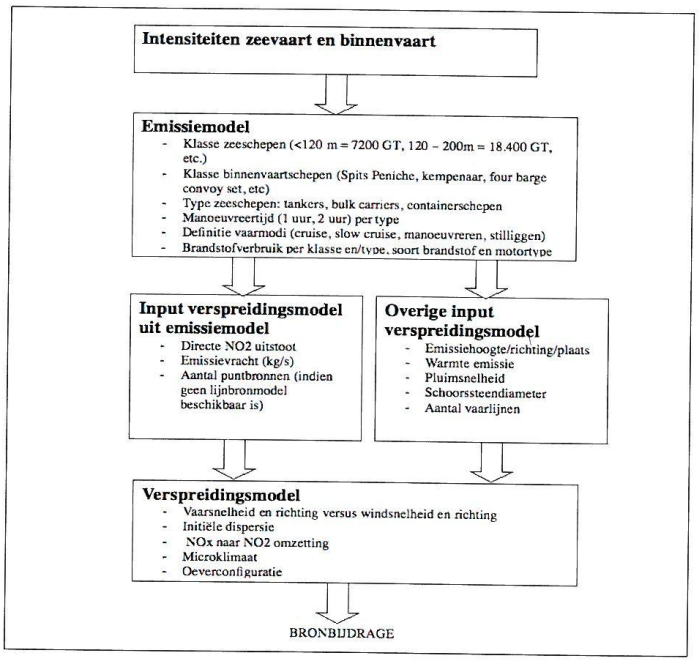
De gevolgde werkwijze was als volgt: het projectteam met TNO, FlowMotion, Haskoning en KEMA stelde een concept voor op basis van bestaande kennis, eigen inschattingen en series nieuwe modelberekeningen met bestaande modellen. Het zo verkregen conceptvoorstel is gepresenteerd en bediscussieerd voor een brede commissie van deskundigen, het zogenoemde 'expertpanel'. Dit panel maakte een selectie van de meest relevante parameters en modelaspecten voor modellering van scheepvaartemissies (fase 1).

In de tweede fase zijn deze meest relevante aspecten uitgewerkt tot gedetailleerde modelbeschrijvingen. Het model richt zich zowel op de emissies van binnenvaartschepen op de grote vaarwegen als op de emissies van zeeschepen bij het binnenlopen van en het manoeuvreren in de zeehavens. Naast

	Modelaspect	
1	Emissiehoogte, -richting, plaats	Fase 2
2	Warmte-emissie	Fase 2
3	Pluimsnelheid	Fase 2
4	Schoorsteendiameter	Fase 2
5	Aantal vaarlijnen per vaarweg	Fase 2
6	Directe NO_2-uitstoot	Fase 2
7	Emissie: binnenvaart en zeeschepen, stroomopwaarts of -afwaarts	Fase 2
8	Aantal puntbronnen per lijnbron	
9	Vlootverschillen (aard, gedrag, stationair, vaarmodi)	Fase 2
10	Scheepsverkeerscijfers en dynamiek	Fase 2
11	Vaarsnelheid en -richting versus windsnelheid en -richting	Fase 2
12	Initiële dispersie	Fase 2
13	NO_x -> NO_2-omzetting	Fase 2
14	Microklimaat (verschillen land/water)	
15	Oeverconfiguratie	
16	Variatie in parameters	
17	Vervallen: afspraken over gedrag van zeeschepen	

EEN GROTE VALKUIL VOOR HET PROJECT WAS OM AANDACHT TE VERLIEZEN IN DETAILS EN ZO DE HOOFDLIJN KWIJT TE RAKEN

de emissies van varende schepen krijgen ook de emissies van stilliggende schepen aandacht. Een grote valkuil voor het project was om aandacht te verliezen in details en zo de hoofdlijn kwijt te raken. Dat is voorkomen door de inventariserende eerste fase. De aspecten die minder relevant waren, zijn geparkeerd voor wellicht een latere studie.



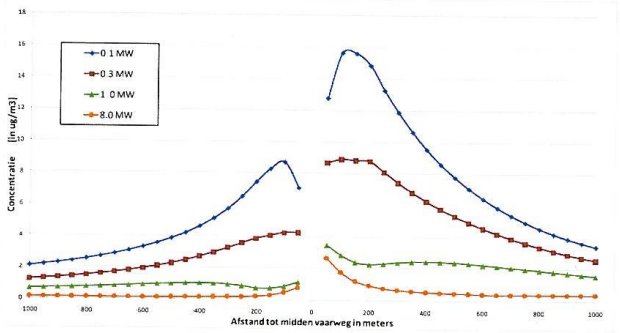
Resultaten eerste fase

Tabel 1 geeft de resultaten van de besprekingen uit de eerste fase weer. Uit een lijst is een selectie gemaakt van onderwerpen die in de tweede fase zijn uitgewerkt. De werkwijze en resultaten van de eerste fase zijn in meer detail vastgelegd in een KEMA-rapport voor DCMR (Erbrink & De Wolff, 2009). De aspecten die in de tweede fase nader zijn uitgewerkt, zijn in de tabel aangegeven.
De aanbevelingen voor scheepvaartmodellering bevatten een aantal elementen die onderscheidend zijn ten opzichte van bestaande modellering. Een toelichting hiervan volgt met een uitwerking in een aantal rekenvoorbeelden.

Warmte-emissie

De emissie van luchtverontreiniging vanaf schepen gaat gepaard met een niet onaanzienlijke warmte-uitstoot. Voordat de warmte-inhoud van een afzonderlijke scheepspluim is uitgewisseld met de omgeving, kan deze naar een flinke hoogte zijn opgestegen. Deze pluimstijging heeft een significant effect op de verspreiding. In figuur 2 zijn ter illustratie voor een aantal realistische waarden van de warmte-emissie (MW) met model Stacks+ de concentraties berekend op een dwarsprofiel over de vaarweg. Voor de reeks MW-waarden verschillen de concentraties een factor 10, hetgeen het belang van dit effect aangeeft en duidelijk maakt hoe belangrijk het is met de juiste waarde te rekenen, uitgesplitst naar verschillende klassen schepen.

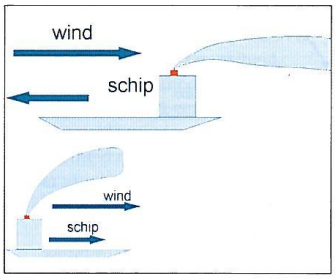
Figuur 2: Concentratieprofielen: identieke emissie, verschillende warmte-inhoud.



Vaarsnelheid

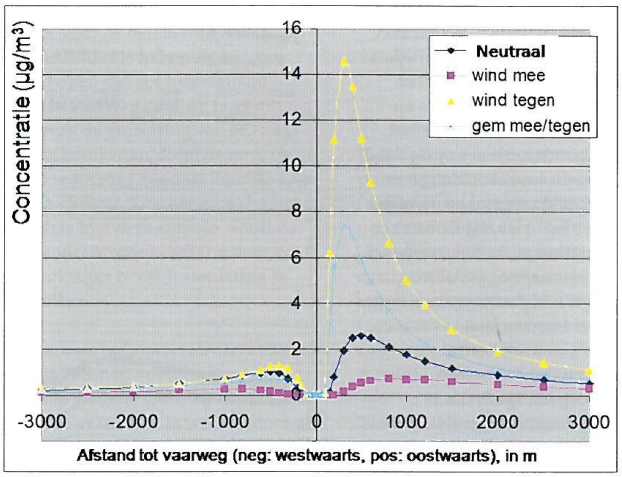
Karakteristiek voor scheepsemissies is dat de bron kan bewegen. Methodologisch is dit een groot verschil met stationaire puntbronnen. Voor het bepalen van de eerdergenoemde pluimstijging maakt het veel uit of het schip tegen de wind in beweegt of juist met wind mee vaart. In de 'wind tegen'-

HET BLIJKT DAT HET CONCENTRATIEVERHOGENDE EFFECT VAN 'WIND MEE' ABSOLUUT NIET WORDT GEREDUCEERD DOOR HET CONCENTRATIEVERLAGENDE EFFECT VAN DE 'WIND TEGEN'-SITUATIE



Figuur 3: De bewegende puntbron, het gecombineerde effect van vaarsnelheid en windsnelheid op pluimstijging.

situatie 'ziet' de pluim veel meer omgevingslucht dan in de 'wind mee'-situatie. In de grenssituatie dat het schip net zo snel vaart als de wind meeblaast, is een quasi windstille situatie verkregen. Voor een juiste berekening van de pluimstijging is een vectoriële optelling van wind- en vaarsnelheid noodzakelijk. In figuur 3 is het element vaarsnelheid weergeven.
Het gecombineerde effect van vaarsnelheid en windsnelheid op de berekende concentraties is gedemonstreerd in figuur 4. Voor een dwarsprofiel over de vaarweg zijn voor de hoge vaarsnelheid van 7 m/s (of 25 km/h) de concentraties berekend voor de situaties 'wind mee', 'wind tegen' en 'neutraal' (= zonder vaarsnelheid). Tevens is het gemiddelde van de situaties 'wind tegen' en 'wind mee' weergegeven. Het blijkt dat het concentratieverhogende effect van 'wind mee' (immers een sterk gereduceerde pluimstijging) absoluut niet wordt gereduceerd door het concentratieverlagende effect van de 'wind tegen'-situatie. Op korte afstand van de vaarweg is de concentratie aanzienlijk hoger wanneer het effect van vaarsnelheid is opgenomen in het model. De aanbeveling luidt dan ook om de vaarsnelheid op te nemen in het model en onderscheid te maken in heen- en teruggaand vaarverkeer.

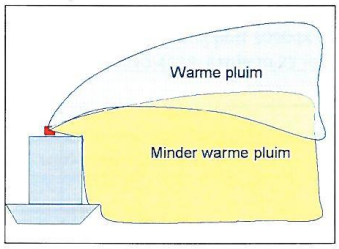


Figuur 4: Het effect van vaarsnelheid en vaarrichting in combinatie met windrichting.

Initiële dispersie en effect opbouw

Veel aandacht is uitgegaan naar een correcte formulering van de initiële dispersie voor scheepvaartemissies. De emissieopening (of schoorsteen) is op schepen in de regel aan de achterzijde te vinden. Juist rond die plek bevindt zich ook vaak de vaste opbouw op het schip bestaande uit cabines en stuurhut. De afmetingen van de opbouw kunnen aanzienlijk zijn ten opzichte van de emissiehoogte; zeker voor zeeschepen is dit vaak het geval. Onder meer afhankelijk van de pluimstijging kan de opbouw de verspreiding van de scheepsemissies sterk beïnvloeden. In figuur 5 is deze beïnvloeding geïllustreerd; de pluim kan in het zog achter de opbouw getrokken worden.
Om het effect van de opbouw op de verspreiding in het model op te nemen, is na het bekijken van mogelijke alternatieven de reeds bestaande 'gebouwroutine' uit het Nieuw Nationaal Model (NNM) geselecteerd. De situatie is immers direct vergelijkbaar met een schoorsteen op een gebouw, met als belangrijkste verschil dat bron en gebouw nu bewegen. Vorm, afmetingen en relatieve verhoudingen variëren uiteraard sterk van schip tot schip, maar toch is op basis van uitgebreide observaties een set rekenregels bepaald om uitgaande van de scheepsgrootte en het brutogewicht gemiddelde afmetingen te schatten. Het effect van de scheepsopbouw op de berekende concentraties wordt getoond in figuur 6. Voor een dwarsprofiel over de vaarweg zijn de concentraties berekend voor de situaties met en zonder opbouw. Het concentratieverhogende effect van de

Figuur 5: Invloed van de scheepsopbouw op de initiële dispersie.



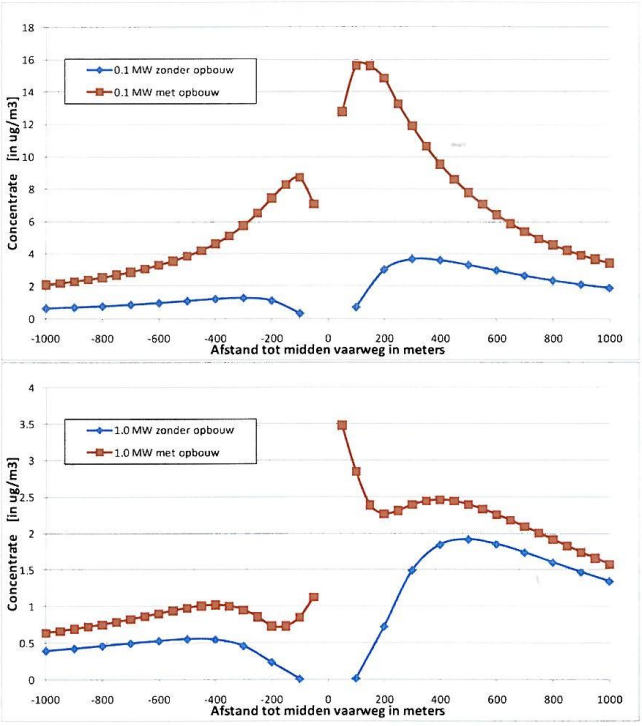
scheepsopbouw is bijzonder groot op korte afstand van de vaarweg. De aanbeveling luidt dan ook om de opbouw met behulp van de klassieke gebouwroutine op te nemen in het model.

Ligging vaarroute op de waterweg

Voor de grote rivieren met veel scheepvaartverkeer geldt dat de breedte fors kan zijn, enige honderden meters breed is geen uitzondering. De vaarroutes op deze waterwegen beslaan echter niet de complete breedte, maar zijn beperkt tot enkele smalle stroken. Voor het berekenen van de concentraties op korte afstand van de walkant is het van belang om de emissies op de daadwerkelijke vaarroutes te plaatsen en niet bijvoorbeeld centraal op de waterweg. Figuur 7 laat zien dat de berekende concentraties aanzienlijk kunnen verschillen wanneer de waterweg wordt voorgesteld met twee vaarroutes in plaats van één centrale.

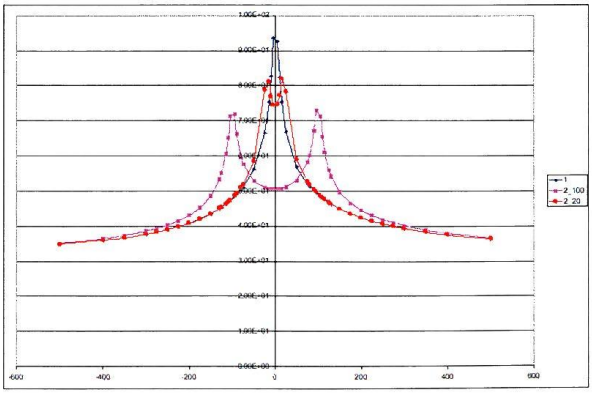
Modelinvoerparameters

Naast een zorgvuldige fysische beschrijving van de verspreiding zoals hiervoor beschreven, staat of valt de kwaliteit van de uitkomsten met de juistheid van de invoerparameters voor het verspreidingsmodel. Dit geldt voor de emissiekentallen zelf (in gewicht per tijdseenheid), maar, zo is gebleken, tevens voor de emissiehoogte (in meter), de warmte-inhoud (in MW) en initiële dispersie. Vanwege de grote onderlinge verschillen tussen de diverse schepen zijn er forse variaties in invoerparameters. Hierin is de scheepvaart afwijkend van het autoverkeer op drukke wegen. Bovendien spelen er voor scheepvaart aanzienlijk lagere aantallen dan op autowegen waardoor middeling anders uitpakt. Jan Hulskotte beschrijft elders in dit nummer de stand van zaken op dit gebied.



Figuur 6: Dwarsprofielen met berekende concentraties voor de situatie met en zonder effect opbouw.

Figuur 7: Dwarsprofielen met berekende concentraties voor de situatie met een centrale vaarroute en de situatie met twee afzonderlijke vaarroutes.



Resultaten

De resultaten van het studieproject bevatten aanbevelingen om bestaande, en onder de RBL goedgekeurde, modellen geschikt te maken voor de modellering van de scheepvaart. De RBL kent een aantal zogenoemde Standaard RekenMethoden (SRM) waarvan SRM2 en SRM3 toegepast kunnen worden op de scheepvaart. Hierna worden de aanbevelingen voor zee- en binnenvaart en SRM2 en SRM3 apart besproken.

Aanbevelingen SRM2

Zeevaart valt momenteel buiten het toepassingsbereik van SRM2, omdat in SRM2 geen voorziening getroffen is om de invloed van de scheepsopbouw in rekening te brengen.
Voor de binnenvaart geldt dat in SRM2 geen voldoende onderbouwde methode is vastgesteld om het effect van de warmte-inhoud van de scheepspluimen in rekening te brengen. Het niet in rekening brengen van de warmte-inhoud leidt tot een overschatting van de lokale concentratie die aanzienlijk kan zijn. In aanvullend onderzoek zal

naar een methode gezocht worden om het effect van warmte-inhoud in SRM2 op te nemen. Hierbij wordt aansluiting gezocht bij SRM3. Als het aanvullend onderzoek tot een bevredigend resultaat leidt, zal voor SRM2 gelden:

- het aantal lijnbronnen op een vaarweg wordt bepaald door het aantal scheepsklassen maal 2 (heen- en teruggaande schepen);
- bij het berekenen van de pluimstijging dient rekening gehouden te worden met de vaarsnelheid indien de vaarmodus dit aangeeft. Hiervoor wordt een vectorieel opgetelde windsnelheid en vaarsnelheid u_{vec} gehanteerd;
- er wordt geen rekening gehouden met het effect van eventuele opbouw, dus de gebouwroutine wordt niet gebruikt. De initiële dispersie (sigma-y en sigma-z) heeft een onderwaarde van 0,5;
- er wordt geen impuls-pluimstijging berekend;
- voor NO_2 wordt analoog aan SRM2 gerekend met een empirische formule. In deze formule wordt in plaats van K=100 (in het geval van autowegen) een waarde van K=450 gehanteerd.

Aanbevelingen SRM3

Voor zeevaart kan de formulering van het NNM worden toegepast met de volgende aanvullingen:

1. de warmte-emissie dient bij zeeschepen verrekend te worden door:
   a) opname in de initiële waarden van sigma-y en sigma-z (conform NNM), en
   b) door de pluimstijging te berekenen;
2. de gebouwmodule uit het NNM wordt gebruikt. De afmetingen van de gemiddelde scheepsopbouw worden per scheepstype en gewichtsklasse bepaald: De opbouwhoogte bedraagt 80% van de schoorsteen hoogte en de overige afmetingen van de opbouw zijn gelijk aan de hoogte van de opbouw. De emissieopening staat centraal in de kubus vormige opbouw.

Voor zowel zee- als binnenvaart geldt dat, omdat SRM3 per uur rekent, de pluimstijging wordt berekend met de vectorieel opgetelde windsnelheid en vaarsnelheid (u_{vec}) per uur. Ook moet de vaarweg als een lijnbron worden gemodelleerd. Een lijnbron wordt wiskundig weergegeven door de normale Gaussische formulering toe te passen met een 'correctie' op de bronterm Q1 (de emissie).

De vaarweg wordt gesplitst in een heen- en teruggaande vaarlijn om de vaarsnelheid te kunnen verrekenen. Indien nodig (vanwege de breedte van de vaarweg) wordt deze eventueel opgesplitst in meer vaarlijnen. Voor de berekening van NO_2-concentraties is het nodig het aantal schepen dat per tijdseenheid over de vaarweg gaat, op te geven. Alvorens de omzetting van NO naar NO_2 te berekenen, dient de emissie per schip te worden bepaald door de opgegeven emissie door het aantal schepen te delen. Met *deze* emissie wordt de NO_2-concentratie berekend door de gebruikelijke NNM-formulering te gebruiken.

Binnenvaartschepen worden in SRM3 als lijnbronnen doorgerekend. De warmte-emissie dient bij binnenvaartschepen verrekend te worden door a) opname in de initiële waarden van sigma-y en sigma-z en b) door de pluimstijging te berekenen. Beide conform NNM-formuleringen, echter met de volgende aanpassingen:

- het aantal lijnbronnen op een vaarweg wordt bepaald door het aantal scheepsklassen maal 2 (heen- en teruggaande schepen);
  de hoogte van de lijnbron wordt berekend door de NNM-pluimstijging te bepalen per scheepstype/scheepsgrootte gebruikmakend van de vectorieel opgetelde windsnelheid en vaarsnelheid u_{vec};
- er dient rekening gehouden te worden met de vaarsnelheid indien de vaarmodus dit aangeeft. Hiervoor wordt de vectorieel opgetelde windsnelheid en vaarsnelheid u_{vec} gehanteerd bij de berekening van de pluimstijging, analoog aan de methode bij de zeeschepen;
- er wordt geen rekening gehouden met het effect van eventuele opbouw, dus de gebouwroutine wordt niet gebruikt. De initiële dispersie (sigma-y en sigma-z) heeft een onderwaarde van 2,3;
- er wordt geen impuls-pluimstijging berekend;
- voor NO_2 wordt analoog aan zeevaart de omzetting als bewegende puntbron berekend; in plaats van de transportsnelheid wordt echter wederom de vectorieel opgetelde windsnelheid en vaarsnelheid u_{vec} gehanteerd;
- bij de berekening van afzonderlijke vaarlijnen wordt rekening gehouden met de ozonconsumptie: de gevormde NO_2 door de vaarlijn heeft evenveel ozon geconsumeerd. Dit wordt in rekening gebracht van de volgende vaarlijn.

Samenvattend

In het project is een aantal aandachtspunten geïdentificeerd die de rekenresultaten van verspreidingsberekeningen aan schepen sterk beïnvloeden. Voor deze aandachtspunten zijn modelmatige oplossingen bedacht. De modeleigenaren kunnen deze aanbevelingen toepassen maar kant-en-klare modelimplementaties zijn er nog niet. Op dit moment vinden validatiemetingen voor de binnenvaart plaats.

Ten aanzien van de emissies en de te gebruiken dispersieparameters is er een concrete aanbeveling (zie artikel Hulskotte). Een eerste vergelijking van drie modellen (OPS, SRM2, SRM3) leverde voor een eenvoudige situatie een goede match op (resultaten binnen 20% van elkaar). De eenduidige modellering van scheepvaartbijdragen is met dit project een stap vooruit geholpen.

Literatuur

- Erbrink, J.J. en J.J. de Wolff (2009). 'Plan van aanpak scheepvaartmodellering: van longlist via shortlist naar een na-tionale aanbeveling' KEMA Rapport 50964124-TOS/ECC 09-5483, Arnhem 29 oktober 2009.
- Erbrink, J.J., J.J. de Wolff (KEMA), J.H.J., Hulskotte, S. Jonkers (TNO), J.W.W. van Ganswijk en N. Lanser (Royal Haskoning) (2011). 'Scheepvaartmodellering Fase 2: In consensus naar een nationale aanbeveling'. KEMA Rapport 50964435-TOS/HSM 10-4539, Arnhem 23 juni 2011.

Joost de Wolff en Hans Erbrink zijn werkzaam bij KEMA.

12 AN EXTENDED STREET CANYON MODEL FOR POLLUTANT CONCENTRATIONS IN STREET CANYONS WITH DETACHED HOUSES AND SPECIFIED TRAFFIC LANE WIDTH

Poster presentatie voor het ITM conges (International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application) , Utrecht, Mei 2012
Auteurs: J.J. Erbrink, E. Kokmeijer and J.J. de Wolff

Introduction

In urban environments relatively high concentrations of NO_2 and PM_{10} may occur in street canyons. To identify locations that exceed the EU-limit values and to predict the effect of potential reduction measures, a reliable model is essential. The Danish OSPM model for street canyons (Berkowicz et al, 1997) is based on the formation of a recirculation zone. The OSPM model calculates the concentrations of pollutants using a combination of a plume model for the direct contribution and a box model for the contribution of the recirculation zone. The (basics of the) OSPM model is widely used and successfully applied. The formulation of the OSPM model is implemented in STACKS (Erbrink, 1995) and further extended.

Street canyon model in STACKS

The OSPM model is suitable for busy streets with relative high buildings with respect to the width of the street. The original OSPM model assumes that 1) buildings form a continuous wall and 2) emissions are uniformly distributed across the canyon width. However, often there are open spaces between the buildings, e.g. in suburban roads with detached houses. In reality the emissions only occur over a limited part of the canyon i.e. the width of the traffic lanes. Limiting the emission to the traffic lanes will result in lower calculated concentrations near buildings, especially in wider streets and higher concentrations nearby the road. In order to extend the applicability of the model to a greater variety of canyon parameters the formulation was extended with respect to these assumptions.

Ventilation factor

The space between buildings is implemented in the model with a ventilation factor (the fraction open space in between the buildings) i.e. a ventilation factor of 0 stands for a real street canyon and 1 for a street without buildings. The effect of the ventilation factor was studied using CFD calculations. Based on that study the transition is modeled as a linear relation with the fraction open space (fig. 1).

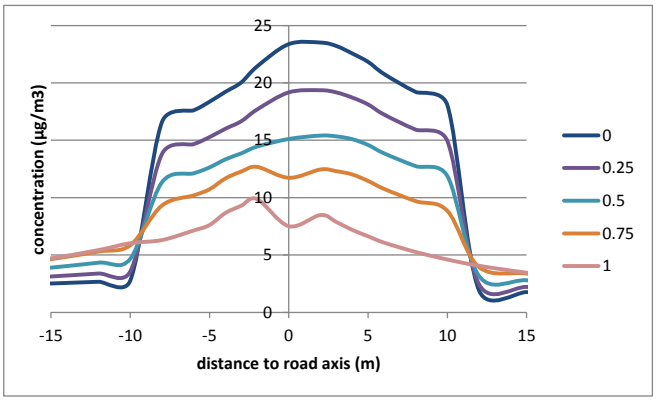


Fig. 1 Annual averaged concentration in a street canyon (width 20 m) for different ventilation factors (from 0 to 1)

Limiting the emissions to the traffic lanes

The OSPM model calculates the concentrations of pollutants using a combination of a plume model and a box model. To limit the emissions to the traffic lanes, adaptations were needed in the calculation of the concentration from box as well as the direct plume. The concentrations in the recirculation zone in the OSPM model are based on that part of the canyon width that is in the recirculation zone. The changes for this part comprise the calculation of the contribution based on the fraction of the traffic lanes in the recirculation zone. The contribution of the plume in the original OSPM is calculated by integration of the direct plume along the wind path at street level. Here the adjustment concerns the reduction of the integration path to the path length over the traffic lanes.

Results

The extended model has been validated with the measured data from a street canyon in Rotterdam. For this street hourly measurements (from a location 2 meters next to the traffic lanes) were available from July 2010 to May 2011. Fig. 2 shows the measured and calculated data as moving average over 1 week.

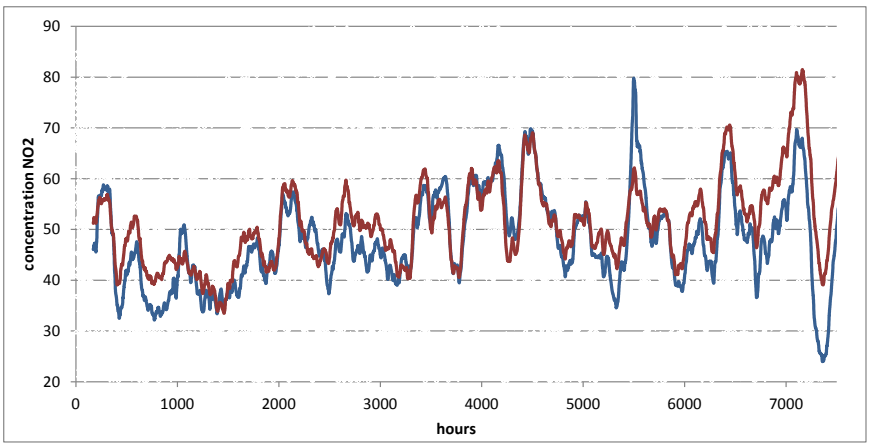


Fig. 2 Measured (blue line) and calculated (red) NO2 concentrations (µg/m^3) in a street canyon in Rotterdam. (moving average over 1 week)

The agreement between measured and calculated concentrations is very well especially in wintertime (3000 – 5000 hours). The slightly higher concentrations in the first 1000 hours can well be explained

by the summer holidays: the traffic intensity will have been lower than the nominal intensity that was used in the calculations.

The calculated concentrations are highly dependent on the wind direction. Therefore the concentrations were analyzed as function of the wind direction as well. As is shown in figure 3, again a good agreement has been found between measured and calculated concentrations. A good agreement in the shape between measured and calculated data in this figure gives confidence in the basic assumptions of the model.

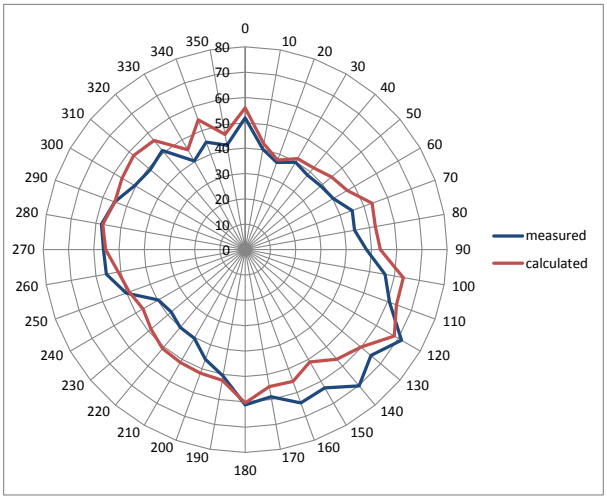


Fig. 3. Measured and calculated concentrations as function of the wind direction

Conclusions

The Street canyon model in STACKS (based on OSPM) is extended with two parameters: the ventilation factor (amount of open space between buildings) and the width of the traffic lanes. The resulting model is successfully validated to a busy street in Rotterdam. With the presented adaptations the model is applicable for canyons with a greater variety of parameters.

References

- Berkowicz R, Hertel O, Larsen SE, Sørenssen NN, Nielsen M (1997) Modelling traffic pollution in streets. Ministry of Environment and Energy and National Environmental Research Institute.
- Erbrink, 1995. Turbulent Diffusion from Tall Stacks. The use of advanced boundary layer meteorological parameters in the Gaussian dispersion model "STACKS", PhD Thesis, April 1995, 228 pp.

13 ENHANCED DISPERSION FROM TALL STACKS NEAR MODERN WIND MILLS.

Poster presentatie voor het ITM conges (International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application) , Utrecht, Mei 2012

Auteurs: J.J. Erbrink en L.Verhees

Introduction

Dispersion modeling of emissions from tall stacks is often done with regulatory models, based on the Gaussian plume concept. When the plumes of tall stacks are influenced by the turbulence of nearby wind mills, the concentration pattern can be very different due to the enhanced turbulence of the wake of the wind mill and the reduced wind speed. In the Netherlands wind energy is strongly encouraged by different governmental programs. Therefore at a few places wind mills and stacks from incinerators or power stations are planned very close to each other. From a sketch of the situation it can easily be concluded that there will be a significant plume-wind mill interaction. In the Dutch regulatory model STACKS we combined a wind mill wake-model with the Gaussian plume model.

The model

The wake model is parameterized by the same wind and turbulence parameters as is done with the plume dispersion parameters. This makes it easy to adapt the plume dimensions and dispersion for the wake dimensions and turbulence intensity. This can be done under the condition that the stacks height and turbine axe height do not differ too much. We distinguish two situations: the plume is upwind or downwind from the wind mill, see figure 1 and 2. In order to model conservatively, we assume the upwind plume to be trapped in total into the wake when the plume axes is lower than the top of the wind turbine. When the plume is downwind, we assume plume dispersion takes place with a lower wind speed in the wake and with higher turbulence. The parameterization of plume dispersion is based on turbulence parameters σ_v and σ_w and time scale T_l (see Erbrink, 1995). In the wake turbulence intensities are increased, while the length scale is decreased.

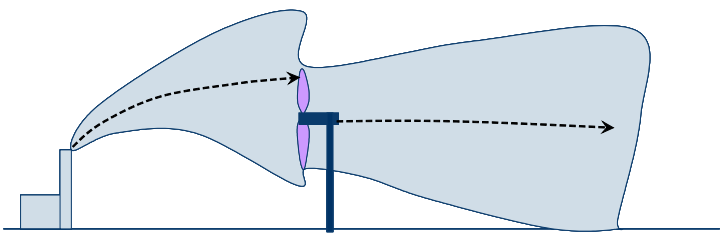


Fig. 1 Upwind plume trapped into the wake of a wind mill

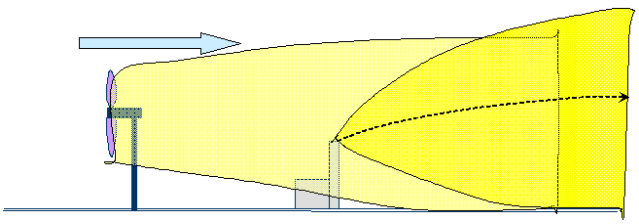


Fig. 2 Downwind plume is emitted into the wake of a wind will

The dimensions of the wake are derived from Taylor (1993, turbulence and wake dimensions) and Vermeer (2003, velocity deficit). The formulations:

$$\frac{\Delta V}{V_{hub}} = \Delta_s \left(\frac{x_s}{x} \right)^n :$$ wind velocity deficit behind the wind turbine.

$$\Delta_s = 1 - (1 - C_T)^{\frac{1}{2}} :$$ the initial wind deficit, function of thrust coefficient C_T

$$\frac{X_s}{D} = 0.97 \left(\frac{m+1}{8} \right)^{\frac{1}{2}} \left\{ \left(\frac{u'_a}{0.51} \right)^2 + \left(\frac{0.22(m-1)^2}{m^2 - 4m + 1} \right)^2 \right\}^{-\frac{1}{2}} :$$ the wake length x_s

$$m = (1 - C_T)^{-\frac{1}{2}}$$ the axial induction factor

$$b = \left(\frac{3{,}56\, c_T}{8\Delta_s (1 - \Delta_s)} \right)^{0{,}5}$$ the width of the wake (b)

The added turbulence as a function of distance x from the turbine:

$$\Delta I = 1{,}31\, c_T^{\;0{,}71} I_a^{\;0{,}68} (x / x_S)^{-0{,}96}$$

I_a being ambient turbulence intensity (σ_w/u).

ΔV	velocity difference at the turbine height compared to undisturbed situation
V_{hub}	wind speed at the height of the turbine axes.
D	wind turbine diameter
X	distance to the wind turbine
X_s	wake length
Δ_s	Initial velocity deficit depending on the trust coefficient
n	relaxation constant. n≈1

With given trust coefficients, the width of the wake and the generated extra turbulence can be calculated and added tot the atmospheric turbulence $\sigma^2_{w_total} = \sigma^2_{wa} + \sigma^2_{w_turbine}$ with adopted time scale Tl=0.15b-0.08 in the wake. These parameters are used to calculate the values of σ_y and σ_z. The plume height is calculated using the reduced wind speed in the wake in the down wind case; in the up wind case plume rise is fully neglected (plume height = stacks height).

We carried out dispersion calculations for a 90 m stack height and turbine height of 105 m; meteorology of 1995-2004 (10 yrs hourly data). In the calculations the two nearest turbines are included into the calculations: there are 4 wind directions with a significant effect: two upwind and two down wind directions. From the results (figure 4) it can be seen for the upwind situation, that the plume will undergo significant downwash resulting in higher concentrations closer to the stack. This is especially the case for odor, since limit values for odor are set by taking the higher percentiles. In figure 4 the 98-percentiles are given for with and without turbine included dispersion.

For the downwind situation (plume is emitted into the wake) there is no strong down wash due to the enhanced plume rise in the lower wind speed regime; in this case the concentrations may be even lower (green spot). In the plume down wash wind directions (blue spots) concentrations are significantly higher.

Model results

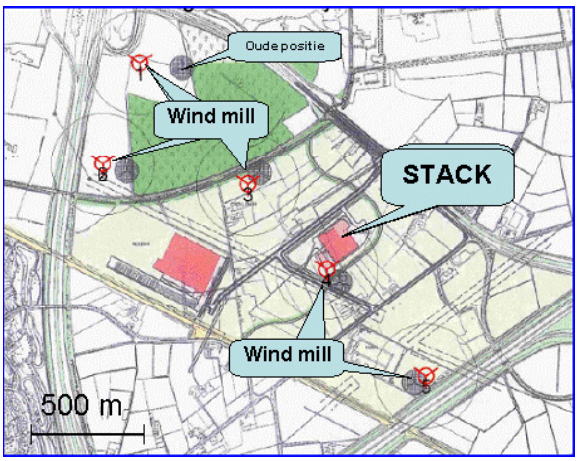


Fig. 3. Position of the stack and the wind turbines.

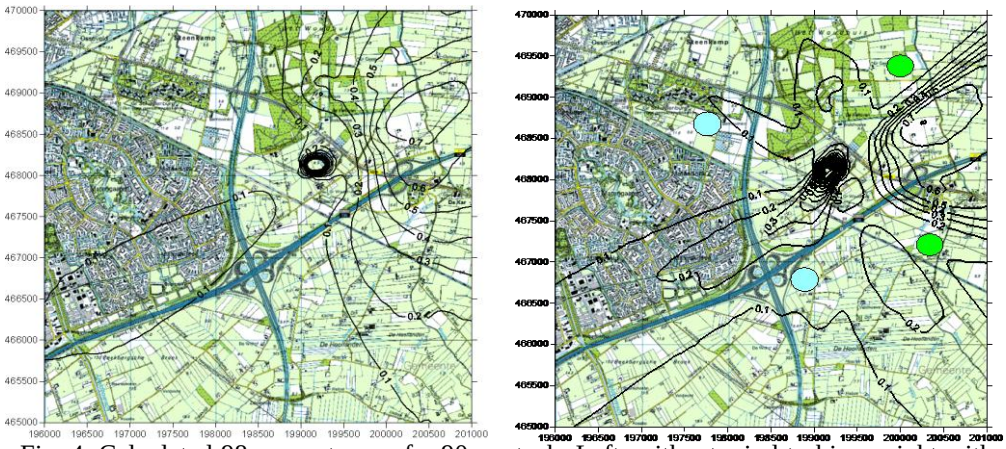


Fig. 4. Calculated 98-percentages of a 90 m stack. Left: without wind turbines, right with wind turbines. Green and blue spots: respectively lower and higher concentrations due to the upwind and downwind wind turbine effects.

References

- Wind turbine wake aerodynamics, L.J. Vermeer et al. Progress in Aerospace Sciences 39(2003) 467-510, Pergamon, 2003.
- Erbrink, 1995. Turbulent Diffusion from Tall Stacks. The use of advanced boundary layer meteorological parameters in the Gaussian dispersion model "STACKS", PhD Thesis, April 1995, 228 pp.
- Taylor, G.J., 1993. Development of an improved eddy viscosity model of a wind turbine wake. Report prepared by TNO, CEC project JOUR-0087, June 1993.

14 VERGELIJKING TUSSEN SRM1, SRM2 EN SRM3 VERSPREIDINGSBEREKENINGEN VOOR WEGVERKEER VOOR DE PRAKTIJKCASE N65 HELVOIRT

14.1 Projectspecificatie

DNV KEMA rapport: 74101411-CES/ECS 12-7425
Datum: 7 november 2012
Auteur: L. Verhees (DNV KEMA)

14.2 Introductie

De luchtkwaliteit langs verkeerswegen wordt normaliter bepaald met standaardrekenmethode 1 (SRM1) of met standaardrekenmethode 2 (SRM2). Deze standaardrekenmethoden hebben ieder hun eigen toepassingsgebied en zijn vastgelegd in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit (Rbl2007). Standaardrekenmethode 1 is bedoeld voor wegen in stedelijk gebied. Standaardrekenmethode 2 is bedoeld voor het bepalen van de luchtkwaliteit langs wegen door een open, buitenstedelijk, gebied waar eventuele bebouwing relatief ver van de weg staat. In de praktijk doen zich situaties voor waarbij verspreidingsberekeningen moeten worden uitgevoerd langs verkeerswegen die lastig te classificeren zijn als een SRM1 of SRM2 weg. Wanneer deze 'grensgevallen' worden doorgerekend met SRM1 èn SRM2 rekenmodellen dan kan dit grote verschillen in de berekende concentraties opleveren. In het rapport is één praktijkcase in detail onderzocht.

De te onderzoeken case betreft de N65 ter hoogte van het dorp Helvoirt (gelegen tussen Tilburg en Den Bosch). Figuur 1 toont de N65 ter hoogte van de Achterstraat in Helvoirt. De N65 ter hoogte van Helvoirt valt conform de Rbl 2007 onder SRM2: een weg door open terrein met incidenteel gebouwen of bomen binnen een afstand van 100 meter. Uitgaand van een min of meer stedelijk gebied zou echter ook SRM1 wegtype 2 van toepassing kunnen zijn, vanwege de aanwezigheid van een woonwijk en verdere verspreide bebouwing. De hoogte van de woningen (H) is ongeveer 8 meter. De afstand tussen de wegas en de woningen (L) is veelal groter dan 30 meter. Hiermee is L groter dan 3 x H zodat de weg niet onder het criterium voor SRM1 type 3 of 4 ('street canyons') valt. Enkele woningen en een beperkt cluster woningen aan de zuid-westzijde van Helvoirt staan binnen 30 meter van de wegas. Om in de SRM classificaties te vallen, dient de bebouwing representatief te zijn voor een traject van minimaal 100 meter en dat is (net) niet het geval. Daarnaast staan woningen in het cluster niet op één lijn en betreft het geen aaneengesloten bebouwing. Ter plaatse van de cluster woningen wordt dus niet voldaan aan de criteria voor SRM1 wegtype 3 of 4, maar SRM1 wegtype 2 komt dus wel in aanmerking. Samengevat: het betreft hier een SRM1 / SRM2 grensgeval.

Figuur 1 N65 ter hoogte van de Achterstraat in Helvoirt (bron: Google Earth Pro)

14.3 Conclusies en aanbevelingen

Voor de praktijkcase N65 bij Helvoirt geeft het CAR II model (SRM1 rekenmethode) aanzienlijk hogere concentraties dan de Monitoringstool (SRM2 rekenmethode) voor zowel de totale concentratie (tot 45% voor NO_2 en 10% voor PM_{10}) als de bronconcentratie (tot 40% voor NO_2 en 70% voor PM_{10}). Er is gerekend met CAR II versie 11 en de Monitoringstool versie 2011. Er zijn een aantal redenen aan te wijzen voor het verschil in uitkomsten tussen beide modellen:

1) het verschil in rekenmethodiek tussen SRM1 en SRM2
2) de emissiefactoren voor wegverkeer verschillen tussen beide modellen: de Monitoringstool gebruikt snelwegemissiefactoren en CARII niet-snelwegemissiefactoren
3) het CAR II model werkt met gridcellen waaruit de bijdrage van het hoofdwegennet (HWN) opgevraagd wordt terwijl in de Monitoringstool deze waarden door interpolatie worden uitgerekend. In CAR II kan een verschuiving van het toetspunt van een paar meter daarom leiden tot veranderingen tot meer dan 10 $\mu g/m^3$ voor NO_2 in de totale concentratie.
4) in de Monitoringstool is de bijdrage van het hoofdwegennet afgetrokken van de getoonde achtergrondconcentratie. In CAR II wordt de achtergrondconcentratie inclusief bijdrage van het hoofdwegennet getoond. CAR II geeft dus voor gemodelleerde provinciale hoofdwegen, welke in de HWN bijdrage zijn opgenomen, ruwweg een dubbeltelling van de bijdrage van het wegverkeer. Dit maakt CAR II in principe ongeschikt voor het doorrekenen van provinciale hoofdwegen
5) een vermoedelijke fout in het CARII model waardoor de bijdrage van het hoofdwegennet aan de GCN achtergrondconcentratie, via de evenwichtsreactie $NO+O_3 \leftrightarrow NO_2+O_2$, een te groot effect

heeft op de NO_2 bronbijdrage van het wegverkeer (gevonden werd +42%). Dit is fysische/chemisch niet verklaarbaar.

Bovenstaande punten verklaren nog niet waarom voor PM_{10} het verschil tussen CAR II en de Monitoringstool groot is (tot 70%) voor wat betreft de bronbijdrage van de weg. De reden voor de soms hogere PM_{10} achtergrondconcentratie in de Monitoringstool is ook niet duidelijk. De mogelijkheid bestaat dat het CAR II model, en wellicht ook de Monitoringtool, fouten bevat. Dit zou nader onderzocht moeten worden.

De praktijkcase N65 bij Helvoirt is ook doorgerekend met module Geomilieu-STACKS waarin het STACKS rekenhart (SRM3 rekenmethode) van DNV KEMA is opgenomen. Het STACKS model heeft een aantal voordelen boven CAR II en de Monitoringstool:

a) met STACKS kan op eenvoudige wijze de bronbijdrage van het wegverkeer worden vastgesteld, in tegenstelling tot CAR II
b) sprongen in de achtergrondconcentratie of de bijdrage van het hoofdwegennet voor NO_2 leiden in STACKS niet tot niet grote veranderingen in de NO_2 bronbijdrage van de weg (+6%). In CAR II is dit wel het geval (+42%), zie punt 5 hierboven
c) STACKS geeft uitkomsten die qua concentratieniveau gemiddeld tussen die van CAR II en de Monitoringstool in liggen
d) in STACKS zijn meer kenmerken en invoerparameters van de wegen in te stellen dan in CAR II (in de Monitoringstool kan de gebruiker niets instellen). Met STACKS kan daardoor beter een weg gemodelleerd worden die het midden houdt tussen een SRM1 en een SRM2 weg dan met CAR II (zoals bijvoorbeeld de halve canyon met een hoge ventilatiegraad plus een bomenfactor voor de praktijkcase N65 Helvoirt)
e) de goede validatieresultaten van STACKS versie 2012.2 berekeningen aan street canyons met openingen in de gevels (zie bijlage A).

Een mogelijkheid voor het geschikt maken van SRM2 modellen voor concentratieberekeningen langs wegen in een bebouwde omgeving ligt in het verbeteren van de turbulentie- en windprofielen. In eerder onderzoek van KEMA (*Uitbreiding verspreidingsmodellen voor situaties in stedelijke omgeving en toetsing met CFD berekeningen, Erbrink en Kokmeijer, 2008, rapport nr. 50700548-TOS/ECC 08-9254*) is al aangegeven dat het windprofiel in een stedelijke omgeving er anders uit ziet dan het bekende logaritmische windprofiel welke in de huidige Nederlandse verspreidingsmodellen geïmplementeerd is. In de COST-715 rapportage (*Meteorology applied to urban air pollution problems: concepts from COST 715, Fischer et al., 2006*) wordt gemeld dat een implementatie van dergelijke aangepaste wind- en turbulentieprofielen in de stedelijke grenslaag zal leiden tot hogere bronbijdragen van het wegverkeer. De hier gepresenteerde analyse van de praktijkcase N65 bij Helvoirt (lage SRM2 concentratiewaarden, hoge SRM1 concentratiewaarden) pleit voor deze benadering. In de street canyon module in STACKS, welke afgeleid is van het OSPM model, wordt al gerekend met een windprofiel dat afwijkt van het logaritmische windprofiel, naar analogie van de hierboven genoemde COST 715 en KEMA-studie.

15 BEPALING BIJDRAGEN LUCHTVAARTVERKEER IN HET STUDIEGEBIED SCHIPHOL EN OMSTREKEN TEN BEHOEVE VAN DE SANERINGSTOOL ST3

15.1 Projectspecificatie

KEMA rapport: 50964126-TOS/ECC 09-5392
Opdrachtgever: Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Datum: 14 september 2009
Auteurs: E. Kokmeijer en J.J. Erbrink (DNV KEMA)

15.2 Projectdoelstelling

Het doel van dit onderzoek is om de bijdrage van vliegbewegingen aan de NO_2-concentraties te berekenen voor de zichtjaren 2008, 2010, 2015 en 2020. Omdat de vorming van NO_2 gepaard gaat met consumptie van ozon, wordt ook de afname van de ozonconcentraties door de luchtvaart in dit gebied bepaald.

15.3 Achtergrond

Het Nationaal Samenwerkingsprogramma luchtkwaliteit (NSL) is een samenwerkings-programma tussen rijk, provincies en gemeenten, dat ertoe leidt dat Nederland tijdig aan de Europese grenswaarden voor luchtkwaliteit kan voldoen. Om dit doel te bereiken omvat het NSL de volgende elementen:

- een Saneringstool, waarmee de luchtkwaliteit in heel Nederland in beeld wordt gebracht en waarmee de effecten van nationale en lokale maatregelen zichtbaar worden
- een omvangrijk maatregelenpakket, met zowel landelijke, regionale als lokale maat-regelen. Op deze maatregelen rust een uitvoeringsplicht
- een monitoringsinstrument, waarmee de voortgang van het NSL wordt bewaakt. Jaarlijks wordt een monitoringsrapportage opgesteld. Als hieruit blijkt dat een maatregel minder effect heeft of een project juist meer vervuiling oplevert, vereist het NSL dat er extra maatregelen worden genomen.

Met de Saneringstool ST3 wordt een rekeninstrument geboden aan onder meer gemeenten om te bepalen welke knelpunten er bestaan en op welke wijze er een oplossing kan worden gevonden ten aanzien van het aspect luchtkwaliteit. In ST3 spelen de GCN (Grootschalige concentraties in Nederland) een belangrijke rol, deze vormen immers de basis waarop de locale bijdragen van wegen en inrichtingen worden bijgeteld.

In de grootschalige concentraties zoals jaarlijks door het PBL wordt vrijgegeven (GCN) zijn ook de vliegtuigemissies opgenomen, maar op een weinig gedetailleerde wijze. Het gebruik van deze standaard GCN is daardoor goed voor een algemeen beeld, maar onvoldoende om lokaal te toetsen aan

normen van de luchtkwaliteit in het gebied op en rond Schiphol waar de luchtvaart een significante bijdrage levert aan de luchtkwaliteit. Het is daarom wenselijk om in de saneringstool ST3 achtergrondconcentraties toe te passen die de luchtvaartemissies beter in kaart brengen. De impact van vliegtuigen kan echter niet met een standaard-rekenmethode bepaald worden. Ook in ST3 is geen rekenmodule voor de bepaling van de impact van vliegtuigen.

Ten behoeve van eerdere studies naar de luchtkwaliteit op en rond Schiphol (NRL, 2008 en KEMA, 2009) is echter door KEMA in samenspraak met overheden, een model opgesteld waarmee de bijdrage van de luchtvaart gedetailleerd in kaart kan wordt gebracht. Uiteraard wordt dit gedaan onder het doen van diverse aannamen. In het geval van onzekerheden met betrekking tot de uitgangspunten is gestreefd naar conservatieve rekenuitkomsten. De gede-tailleerde bijdragen van de luchtvaart worden vervolgens opgeteld bij een opgeschoonde GCN achtergrond (zie bijlage A). Deze opgeschoonde GCN is verkregen van het PBL en heeft derhalve een formele status. Het model voor de berekening van de bijdragen van vliegtuigen is als een module toegevoegd aan het KEMA rekenmodel STACKS (zie bijlage B). Het KEMA Stacks+ model met de uitbreiding voor luchtvaartbijdragen is succesvol toegepast voor de integrale berekening van wegverkeer, luchtvaart én industriële bronnen.

De methodiek voor het bepalen van de luchtvaartbijdragen is vergelijkbaar met het doorrekenen van snelwegen: de snelwegen zitten reeds globaal in de GCN-waarden maar bij een luchtkwaliteitonderzoek worden de snelwegen gedetailleerd doorgerekend waarbij gecorrigeerd wordt voor de dubbeltelling in de GCN door aftrek van de door PBL opgegeven dubbeltellingcorrectie. Het effect van de vliegtuigbijdragen is het sterkst bij de NO_2-concentraties, maar voor benzeen en PM_{10} is deze correctie verwaarloosbaar. Daarom heeft PBL in maart 2009 alleen nog voor luchtvaart gecorrigeerde kaarten aangeleverd voor NO_2.

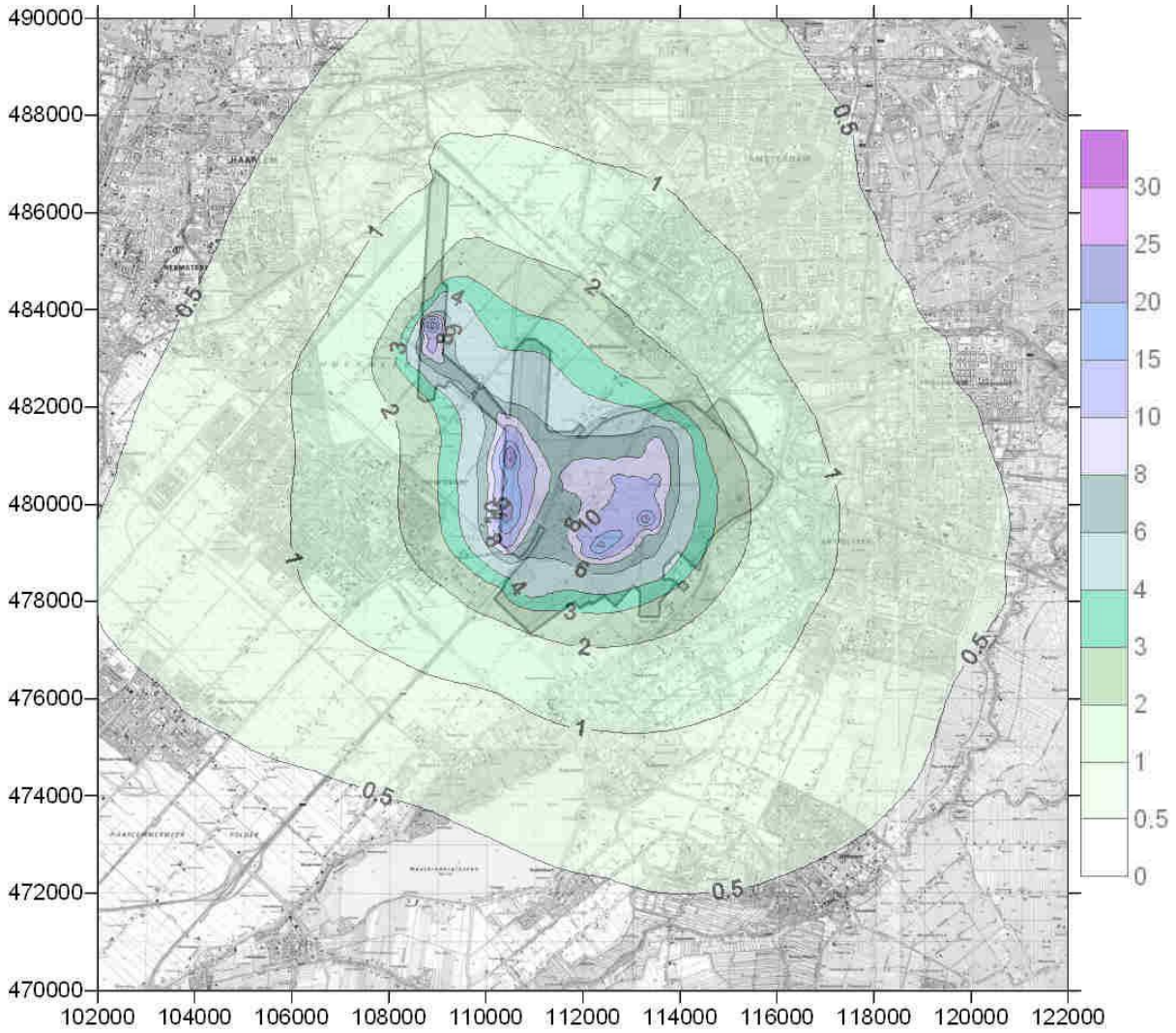
Binnen dit project wordt het rekenmodel KEMA Stacks+ ingezet voor ST3 om de bijdrage van vliegbewegingen aan de NO_2-concentraties te berekenen voor de zichtjaren 2008, 2010, 2015 en 2020. Omdat de vorming van NO_2 gepaard gaat met consumptie van ozon, wordt ook de afname van de ozonconcentraties door luchtvaart in dit gebied bepaald. Het zijn deze twee concentratievelden die dan een belangrijke rol spelen in ST3. Immers; deze concen-tratiebijdragen worden toegevoegd aan een opgeschoonde GCN-achtergrond, en de bijdrage van wegverkeer wordt berekend met in ST3 aanwezige deelmodellen. Op deze wijze ont-staat een compleet beeld van de luchtkwaliteit in de regio. De verfijning van de bijdragen van vliegbewegingen wordt gemaakt op een ruimtelijke schaal van 20 x 20 km.

15.4 Resultaten en conclusies

Met het KEMA Stacks+ model zijn de vliegtuigbijdragen aan de NO_2-concentraties en de afname van ozon doorgerekend op ruim 3000 punten in een gebied van 20 x 20 km rond Schiphol. De

gedetailleerde resultaten per punt zijn aangeleverd aan Goudappel Coffeng voor verwerking in de saneringstool ST3.

Uit de resultaten voor de jaren 2008, 2010, 2015 en 2020 (zie figuur 1 voor de resultaten van 2015) blijkt dat de vliegtuigbijdragen lokaal ter plaatse van de startbanen sterk kunnen oplopen tot ruim 30 µg/m^3 maar snel afnemen. Door deze gedetailleerde waarden voor de luchtvaart toe te passen op een opgeschoonde GCN kan een beter beeld worden verkregen van de locale luchtkwaliteit.



Figuur 2~~1~~ NO_2 bijdragen van de luchtvaart voor het jaar 2015

16 KEMA LEAFLET ON AIR QUALITY AND STACKS

KEMA

Ensuring the air quality of your environment

Gain insight in air quality by using STACKS+

Experience you can trust.

Ensuring the air quality of your environment

Gain insight in air quality by using STACKS+

Established in 1927, KEMA is a global provider of high-quality services to the energy value chain, including business & technical consultancy, operational support, measurements & inspection, and testing & certification. KEMA provides impartial advice and support to producers, suppliers and end-users of energy, as well as to governmental bodies. In addition, KEMA also certifies products for a wide range of clients. In the area of local air quality assessment KEMA has developed the dispersion model KEMA STACKS+ which has become the basis of the Dutch national dispersion model.

Air pollution can lead to health effects. A good reason to use air quality models is to gain insight in the effect of mitigating measures. Assessments must also be done based on strict standards as determined by governmental bodies or authorities upon construction of new roads and industrial facilities, an increase of traffic intensity or a change in industrial activities.

Using KEMA's advanced atmospheric dispersion model STACKS+, the consequences on the air quality of industrial activities, road traffic, shipping and other relevant sources can be calculated and presented in an insightful manner. The model converts the data on emissions into concentration levels and deposition quantities, and is used extensively for

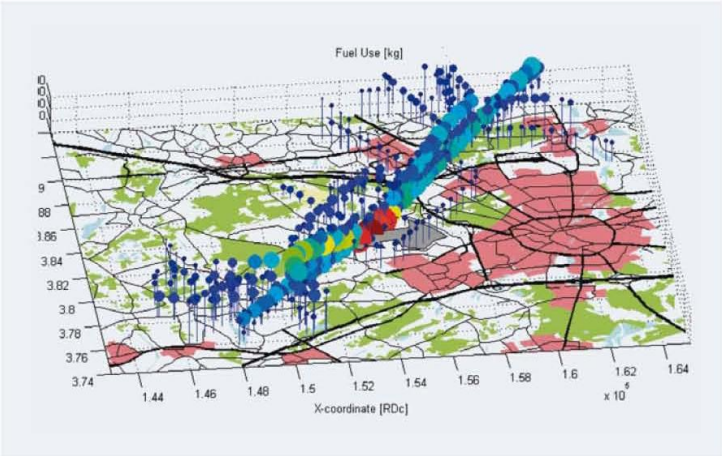
- Calculation of the NO_2 and fine particulate concentrations (PM_{10}) along traffic routes, which are then tested against the thresholds on air quality (including the standards for excessive days and hours)
- Calculation of the immission of NO_2, PM_{10} and many other pollutants, including odor, as a consequence of industrial activities (including power plants) as required for the issuance of environmental permits
- Determination of the impact of emission control measures and strategies
- Calculation of the quantity of nitrogen deposition in nature reserves as a result of the emissions from road traffic, industry and agriculture

The STACKS+ model in a nutshell

The STACKS+ model formed the starting point for the Dutch National Model (NNM) for point and surface sources. STACKS+ goes beyond the NNM framework to include all aspects such as calculation of the air quality along traffic routes, and is approved by the Dutch Ministry of Infrastructure and Environment for use within the application areas of traffic routes and point and surface sources. The STACKS+ model is a Gaussian dispersion model based on rational physical and chemical formulas that simulates the situation from hour to hour. The model uses a meteorological database on an hourly basis. A big advantage of the hour to hour modeling is that daily and yearly averages can be derived directly from the calculations. This eliminates the need to use (disputable) empirical relationships, as is often done in screening models. Various emission figures can be specified per hour for point and surface sources, and the daily flow of road traffic can be taken into account with a high level of detail. This makes it possible to determine the impact of various measures, such as the use of rush hour lanes, traffic jam prevention, introduction of public transport and the implementation of Low Emission Zones in cities.

Impact of air traffic developments

Environmental impact assessments are getting more and more important in the decision-making process on airport and air traffic developments. Future growth could be limited due to environmental constraints. Those constraints used to be noise-related, but emissions and local air quality are getting more and more restrictive, especially for CO_2, NO_x, PM_{10} (fine particles) and odor. Detailed insight in aviation-related contributions to the local air quality or the effect of mitigating measures is of paramount importance for the management of airports and air traffic. KEMA and the Dutch National Aerospace Laboratory (NLR) have joined forces together bringing a solution to deliver an integrated and complete insight to assess and manage local air quality around airports. The integrated approach of KEMA and NLR has successfully been applied for amongst others Amsterdam Schiphol Airport and Kunming Airport (China).



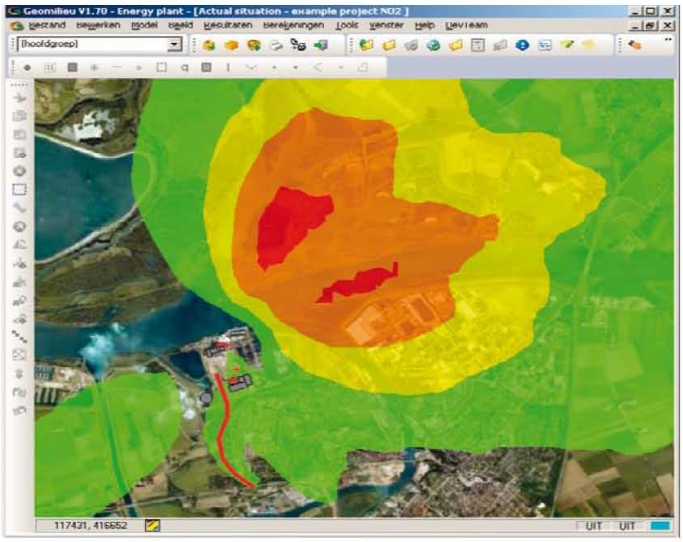
What can be modeled with STACKS+?

STACKS+ can be applied in the following areas

- Industrial sources (with or without high buildings in the near vicinity)
- Power plants
- Diffuse sources, such as industrial parks or storage and trans-shipment companies
- Highways, secondary roads and local roads
- Built-up streets in villages and cities, the so-called 'street canyons'
- Roads with noise barriers
- Tunnel mouths
- Parking areas, bus stations and taxi stands
- Shipping, harbors
- Airports
- Cattle farms

Shipping and air quality

In the vicinity of major waterways and harbors shipping emissions have to be included in the analysis to present the local air quality properly. Unlike as for stationary sources, there is no generally accepted modeling approach to include the shipping emissions. The shipping emissions in STACKS+ include three different 'emission-modes' for ships in harbors: passage or transit, maneuvering, and moored with generators running. Moreover, ocean shipping is discriminated from inland shipping because of differences in thermal energy releases and emission heights. Applying this methodology, it is shown that measured concentrations on land can be explained in a reasonable way.



How can KEMA assist you?

KEMA has the necessary expertise, technology and experience to be of service to you for complex projects in the field of air quality. For 'regular' air quality calculations for road traffic and industrial sources, the STACKS+ module is included in the Geomilieu software package (for the compounds NO_x, PM_{10}, SO_2, benzene, BaP, CO, Pb and odor). Geomilieu is a product of the Dutch company DGMR. The STACKS+ model can handle complex situations that other models are incapable of processing. Also calculating Nitrogen deposition (NO_2+NH_3) originating from road traffic, industry and cattle farms using STACKS+ is common practice. Modeling complex situations such as airports and harbors is a custom-made service. Although STACKS+ is developed in the Netherlands, it can well be applied in other countries since the parameterization (including meteorology and emission factors of traffic) is not restricted to one country.

Project references

- Air quality and nitrogen deposition modeling for the Claus-, Hemweg-, Sloe-, RoCa- and Magnum power plants in the Netherlands
- Air quality modeling of large harbors like the Westerschelde container terminal and the second Maasvlakte
- Determining particulate matter emissions of storage & handling companies, commissioned by the Dutch Ministry of Infrastructure and Environment
- Study of the influence of extreme meteorological events on the air quality in Qatar
- Modeling the influence of wind turbines on air quality and odor near three waste-to-energy plants in the Netherlands
- Air quality and nitrogen deposition modeling for the Dutch national agency 'Service for Traffic and Ship Transport'

KEMA
P.O. Box 9035
6800 ET Arnhem
The Netherlands
T +31 26 3 56 35 00
F +31 26 4 42 87 13
www.kema.com
contact.tos@kema.com

PGR 11005EAO.03

Experience you can trust.