



Nederlands kenniscentrum
voor **ondergronds bouwen** en
ondergronds ruimtegebruik

Groningenweg 10
Postbus 420
2800 AK Gouda
T 0182-540660

Literatuur onderzoek modellering emissieverspreiding bij tunnelportalen

Datum : 15 september 2009
Versie : 1.0
Kenmerk : T118/K1/1031-09/IPL
Auteur(s) : J.W. Huijben/M.Rikkelman

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopiën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van het COB. Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt.

Colofon

De uitvoering van dit literatuuronderzoek is door het Innovatie Programma Luchtkwaliteit (IPL) van Rijkswaterstaat opgedragen aan het COB. De werkzaamheden zijn uitgevoerd binnen de context van Commissie T118 Tunnels en Luchtkwaliteit.

De literatuurstudie en rapportage zijn in opdracht van het COB uitgevoerd door h3mhuijben Consultancy bv te Baarn. Tevens zijn inhoudelijke bijdragen geleverd door de heer ir. J. Argante van Arcadis. De rapportage van het literatuuronderzoek is getoetst door de opdrachtgever IPL en door de leden van Commissie T118 van het COB.

De werkgroep bestond ten tijde van publicatie van dit rapport uit:

B. Viveen	- Rijkswaterstaat	(voorzitter T118)
J.W. Huijben	- h3mhuijben Consultancy	(coördinator T118)
B. van Rangelrooij	- Rangelrooij Consultancy	(secretaris T118)
L. Postma	- Rijkswaterstaat	
P. Havermans	- Rijkswaterstaat	
Th. Cornelissen	- Rijkswaterstaat	
M. Mijnders	- Rijkswaterstaat	
G. van Bodegom	- Rijkswaterstaat	
M. Ludeking	- Rijkswaterstaat	
N. Lanser	- Rijkswaterstaat	
W. Jansen	- Rijkswaterstaat	
E. Meijer	- TNO	
G. Visser	- TNO	
R. Koch	- TNO	
J. Hoogwerff	- M+P Raadgevende Ingenieurs	
H. van Leeuwen	- DGMR	
F. Blank	- KEMA	
M. Meijer	- Gemeentewerken Rotterdam	
H. Sanders	- Arcadis	
S. Teeuwissen	- DHV	
F. van Weert	- Cauberg Huijgen	
S. Jak	- AT Osborne	(auditer namens COB)
P. Fortuijn	- Rijkswaterstaat	(auditer namens COB)
P. van Breugel	- DCMR	(auditer namens COB)

Aansprakelijkheid

COB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en COB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens COB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Summary

Near tunnel portals high concentrations of vehicle emissions can occur. Applying the Dutch law on air quality these high concentrations sometimes result in costly provisions to make it possible to meet the requirements for air quality and to get the permits for building and using the tunnel. The existing Dutch calculation models – as they are used by several Dutch parties – result in high concentration values near tunnel portals. However the results of scale model measurements show that the real values, caused by the emission from tunnel portals, seem to be lower than calculated. If this is true than there is an opportunity to avoid costly provisions by the use of more precise calculation models. This results in a reduction of costs and CO₂ emissions because of both building and using of such provisions.

In The Netherlands several measurement campaigns have been carried out on scale models. In principle improved calculation rules can be derived from the results. However the results of the research work is not bundled, spread over several parties and not always easy to get. Besides this in other countries calculation models are developed which are more dedicated to tunnel portals than the Dutch models. Knowledge about these foreign models was not bundled and examined so far. Collecting this knowledge resulting in developing calculation models for the Dutch situation may lead to large advantages as a better chance on approval of the tunnel project and cost savings on measures for improvement of air quality.

For these reasons COB has carried out by order of Rijkswaterstaat a literature study to collect inland and foreign knowledge on the spreading of vehicle emissions from tunnel portals to the surroundings. The knowledge consists in calculation methods, calculation models and all other relevant information to be found. The information has been described in such a way that it can be used for developing further models for the spreading of vehicle emissions from tunnel portals. The knowledge found is connected to each other, compared and examined.

The research has been carried out in the following way:

- The calculation models prescribed by the Dutch law are analyzed (determining the status quo).
- Via internet, congress publications and databanks publications about the subject are collected and examined.
- Results of measurements on scale models are collected and the results are examined.
- Where needed and possible the original authors or parties have been consulted.

From the result can be concluded that around the world several calculation models dedicated to tunnel portals are available. A common aspect of these models is that they take in account the jet stream from the tunnel portal and the inaction of the jet stream with the wind. The Dutch models do not take in account this effect. The impression is that this is one of the main reasons for the high calculated values of emission concentrations. Also the effect of buoyancy caused by temperature differences between tunnel air and surrounding is mentioned in literature. The modeling of emission from the tunnel is in most foreign models modeled as point or linear sources with a power which decreases when the dis-

tance to the portal increases whereas in the Dutch models the power remains equal and is not related to the distance to the portal. The length of the zone with modeled emission sources is in foreign calculation models depending on traffic speed, wind velocity, wind direction, shape of the portal and the level of the road compared to the surroundings. In Dutch models the length is always the same.

The descriptions of models very often mention that the models help to get a first impression and are valid to compare variants for tunnel portals. For detailed studies on the variation of the concentration within 10ths of meters from the portal scale models in a wind tunnel may provide better information.

Based on the results of this literature study it has been concluded that in The Netherlands calculation methods for spreading of emissions from tunnel portals can be improved. Further investigations must make more clear if this improvement can be a new Dutch development or just using existing foreign models. Because very often calculations are required in juridical procedures and because scale model experiments are not always carried out is an improvement of calculation models for sure recommendable.

The results of this investigation will be implemented in a larger structure. COB has organized a committee T118 Tunnels and Air Quality with 4 subprojects which are K1 Literature Study, K2 Measuring emission concentrations in practice near a tunnel portal, K3 Scale model measurements for 6 tunnel portals and K4 Combination of results. This report is the result of subproject K1.

Samenvatting

Bij tunneluitgangen en bij openingen in tunnels komen verhoogde concentraties van verkeersemissie voor. In verband met de wetgeving voor luchtkwaliteit leiden deze hoge concentraties er toe dat er soms kostbare maatregelen genomen moeten worden om aan de eisen voor luchtkwaliteit te voldoen en de benodigde vergunningen voor bouw en gebruik te verkrijgen. De huidige rekenmodellen – zoals deze door verschillende partijen worden gehanteerd – leveren hoge concentratiewaarden op nabij tunnelportalen. Uit metingen aan schaalmodellen lijkt naar voren te komen dat de werkelijke concentraties tengevolge van de uitstoot uit de tunnel waarschijnlijk lager liggen dan wordt berekend. Wanneer dit inderdaad het geval is dan bestaat de mogelijkheid dat door nauwkeuriger rekenmodellen kostbare maatregelen achterwege kunnen worden gelaten. Dit leidt tot een kostenbesparing en een vermindering van de uitstoot van CO₂ t.g.v. bouw en gebruik van die maatregelen.

In Nederland zijn metingen aan verschillende schaalmodellen van tunnels en ondergrondse wegen uitgevoerd. Hiervan kunnen in principe rekenregels worden afgeleid. De resultaten van de proeven zijn echter niet gebundeld, verdeeld over verschillende partijen en soms niet direct toegankelijk. Daarnaast zijn in het buitenland rekenmodellen ontwikkeld die meer toegesneden zijn op tunnelportalen dan de rekenmodellen die in Nederland gebruikelijk zijn, doch deze buitenlandse rekenmodellen waren niet verzameld en beoordeeld. Het verzamelen van deze kennis en voortvloeiend daaruit het verder ontwikkelen van rekenmodellen kan grote voordelen opleveren in de zin van een grotere kans op goedkeuring van het project en kostenbesparing op te nemen maatregelen.

Daarom heeft het COB in opdracht van Rijkswaterstaat een literatuurstudie uitgevoerd waarbij binnenlandse en buitenlandse kennis is verzameld over de wijze van verspreiding van verkeersemissies bij tunnelmonden. De kennis betreft rekenmethoden, rekenmodellen, data van schaalmodelproeven en alle relevante informatie die nog meer gevonden kan worden. De informatie is zodanig gebundeld en toegankelijk gemaakt dat deze kan worden gebruikt voor het ontwikkelen van bepalingmethoden voor verspreiding van verkeersemissies uit tunnelportalen. De gevonden kennis uit verschillende bronnen is voor zover mogelijk met elkaar in verband gebracht, tegen elkaar afgewogen en beoordeeld.

Het onderzoek is als volgt uitgevoerd:

- De volgens de Nederlandse wetgeving voorgeschreven rekenmethoden zijn geanalyseerd (vaststelling status quo).
- Via internet, congrespublicaties en databanken zijn publicaties omtrent het onderwerp verzameld en beoordeeld.
- Meetresultaten van uitgevoerd windtunnelonderzoek aan schaalmodellen zijn verzameld en beoordeeld.
- Waar nodig en mogelijk is overleg gevoerd met de opstellers van genoemde publicaties.

Uit de resultaten blijkt dat in de wereld diverse op tunnelportalen toegespitste rekenmodellen beschikbaar zijn. Een gemeenschappelijk kenmerk van deze modellen is dat rekening wordt gehouden met de jetstream van de lucht uit het tunnelportaal en de interactie van deze jetstream met de wind. In de Nederlandse rekenmethoden is hiermee geen rekening

gehouden, de indruk bestaat dat dit één van de voornaamste oorzaken is dat te hoge concentraties emissie worden berekend. Voorts wordt in diverse literatuur ook de invloed van thermische trek van de lucht uit het tunnelportaal genoemd. De emissie uit de tunnel wordt op de aansluitende weg geprojecteerd door middel van een aantal puntbronnen of lijnbronnen waarvan de sterkte afneemt naarmate de afstand tot het tunnelportaal groter is terwijl in de Nederlandse rekenmethoden een constante bronsterkte wordt aangehouden. De lengte waarover de emissiebronnen worden aangenomen is in buitenlandse rekenmethoden afhankelijk van de verkeerssnelheid, de windsnelheid, de vorm van het tunnelportaal en hoogteligging van de weg terwijl die in de Nederlandse rekenmethoden constant is. Bij beschrijvingen van rekenmodellen en de toetsing ervan wordt veelal opgemerkt dat rekenmodellen helpen om een eerste indruk te verkrijgen en varianten tegen elkaar af te wegen, maar dat voor gedetailleerde studies – d.w.z. het concentratieverloop binnen enkele tientallen meters van het tunnelportaal – schaalmodelmetingen in een windtunnel nodig kunnen zijn.

Op basis van de resultaten van deze literatuurstudie wordt geconcludeerd dat er ruimte is voor verbetering van de Nederlandse rekenmethoden. Of dat een eigen ontwikkeling dan wel overnemen van bestaande rekenmethoden moet zijn zal nader moeten worden bestudeerd. Aangezien in het juridische kader veelal berekeningen worden gevraagd en schaalmodelmetingen niet altijd worden uitgevoerd is een verbetering van de rekenmethoden beslist aan te bevelen.

De resultaten van dit onderzoek zullen worden geïmplementeerd in een groter geheel. Het COB heeft een commissie T118 Tunnels en Luchtkwaliteit in het leven geroepen met 4 deelprojecten, bestaande uit K1 Literatuuronderzoek, K2 Praktijkmeting bij een tunnelportaal, K3 Schaalmodelmetingen aan 6 tunnelportalen en K4 Samenvoeging van de resultaten. Het voorliggende onderzoek betreft deelproject K1.

Inhoud

1.	Inleiding	8
2.	Probleemstelling	9
3.	Doelstelling en uitvoering van het onderzoek	11
3.1	Deelproject literatuuronderzoek	11
3.2	Doelstelling literatuuronderzoek	11
3.3	Uitvoering literatuuronderzoek	11
4.	Invloedsvariabelen concentraties verkeersemisies bij tunnelportalen.....	12
5.	Huidige Nederlandse methoden voor het bepalen van concentraties nabij tunnelportalen	14
5.1	Wettelijke regelingen	14
5.2	Voorgeschreven bepalingsmethoden in de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007 ...	15
5.3	Door VROM goedgekeurde rekenmodellen	20
5.3.1	PluimSnelweg (TNO)	20
5.3.2	Stacks + (KEMA)	20
5.3.3	VLW (RWS)	22
5.3.4	ADMS-Urban (CERC).....	23
5.3.5	Saneringstool.....	24
5.3.6	Andere in Nederland gebruikte rekenmodellen	24
5.4	Door VROM goedgekeurde methoden voor schaalmodel metingen	26
6.	Buitenlandse rekenmethoden voor het bepalen van concentraties nabij tunnelportalen	27
6.1	Japan	27
6.2	Noorwegen.....	28
6.3	Oostenrijk.....	28
7.	Schaalmodelonderzoek in windtunnels	31
7.1	Resultaten windtunnelmetingen in Nederland	31
7.1.1	A10 Coentunnel/ A5 Westrandweg	31
7.1.2	A2 Leidse Rijn Utrecht	31
7.1.3	Busstation CS Amsterdam	31
7.1.4	A4 Delft-Schiedam	32
7.1.5	Overig windtunnel onderzoek in Nederland	32
7.1.6	Bevindingen windtunnelmetingen in Nederland.....	32
7.2	Resultaten windtunnelmetingen in het Buitenland.....	33
7.2.1	Literatuuronderzoek 1994 aan eerdere schaalmodel onderzoeken.....	33
7.2.2	Central Artery project in Boston USA	37
8.	Beschouwingen inzake Bepalingsmethoden.....	40
9.	Praktijksituaties	45
9.1	Tokyo Port tunnel Japan	45

9.2	Croix-Rousse tunnel Lyon Frankrijk	49
9.3	A73 Roertunnel bij Roermond Nederland	50
9.4	Central Artery project Boston USA	52
9.5	Diverse andere tunnels wereldwijd	53
10.	Conclusies	54
11.	Literatuur	56
Bijlage 1	Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007, artikel 65-72.....	61
Bijlage 2	Beschrijvingen van rekenmodellen.....	65
B2.1	Het OSPM model	65
B2.2	Japans rekenmodel – Ministry of Construction.....	68
B2.3	Japans rekenmodel – JH.....	75
B2.4	Het Noorse model	76
B2.5	Oostenrijks model GRAL	79
Bijlage 3	Overzicht van rekenmodellen volgen US EPA	84
B3.1	U.S. Environmental Protection Agency Models	84
B3.2	Preferred and recommended models	84
B3.3	Alternative models	85
B3.4	Screening models	86
B3.5	Photochemical models	87
B3.5	Models developed in England.....	87
B3.6	Models developed in continental Europe.....	88
B3.7	Models developed in Australia.....	92
B3.8	Other models	92
Bijlage 4	Air Quality in and around traffic tunnels - Final report 2008 - Australia.....	93
Bijlage 5	Hoofdstuk 4 uit literatuuronderzoek door TNO in 1987.....	102

1. Inleiding

Bij tunneluitgangen en bij openingen in tunnels komen verhoogde concentraties van verkeersemisatie voor. In verband met de Nederlandse wetgeving voor luchtkwaliteit leiden deze hoge concentraties er soms toe dat er kostbare maatregelen genomen moeten worden om aan de eisen voor luchtkwaliteit te voldoen en de benodigde vergunningen voor bouw en gebruik te verkrijgen. De huidige rekenmodellen – zoals deze door verschillende partijen worden gehanteerd – leveren hoge concentratie waarden op nabij tunnelportalen. Uit metingen aan schaalmodellen lijkt naar voren te komen dat de werkelijke concentraties tengevolge van de uitstoot uit de tunnel waarschijnlijk lager liggen dan wordt berekend. Wanneer dit inderdaad het geval is dan bestaat de mogelijkheid dat door nauwkeuriger rekenmodellen kostbare maatregelen achterweg kunnen worden gelaten. Dit leidt op zichzelf genomen tot een kostenbesparing en een vermindering van de uitstoot van CO₂ t.g.v. van bouw en gebruik van die maatregelen.

Er zijn in Nederland een aantal metingen aan verschillende schaalmodellen van tunnels en ondergrondse wegen uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn niet gebundeld, verdeeld over verschillende partijen en soms niet direct toegankelijk. Daarnaast zijn in het buitenland reeds eerder rekenmodellen ontwikkeld die meer toegesneden zijn op tunnelportalen dan de rekenmodellen die in Nederland gebruikelijk zijn. Het verzamelen van deze kennis en voortvloeiend daaruit het verder ontwikkelen van rekenmodellen kan grote voordelen opleveren bij tunnelprojecten in Nederland.

In het voorliggende rapport is binnenlandse en buitenlandse kennis verzameld over de wijze waarop aan verspreiding van verkeersemisaties in tunnelmonden wordt gerekend. De kennis betreft zowel rekenmethoden/-modellen als data van schaalmodelproeven.

2. **Probleemstelling**

Uit ervaringen bij verschillende projecten is gebleken dat voor het welslagen van een tunnelproject luchtkwaliteit een belangrijk onderwerp is. Ter plaatse van tunneluitgangen en bij openingen in tunnels komen verhoogde concentraties van verkeersemmissie voor. Afhankelijk van de achtergrondconcentratie, de ligging van de tunnel, de omvang en samenstelling van het verkeer en de heersende windrichting kan overschrijding van de grenswaarden van met name de jaargemiddelde PM₁₀- en NO₂-concentraties het gevolg zijn. Bij nieuwe tunnels kan een overschrijding worden veroorzaakt die er eerder niet was. Bij uitbreiding van bestaande tunnels leidt de hogere capaciteit tot hogere concentraties dan in de autonome situatie al het geval was. Vaak leidt dit tot moeilijkheden bij het doorlopen van de MER-procedure en het vergunningentrajec hetgeen resulteert in langdurige vertragingen van projecten.

Het is daarom van belang dat een goed inzicht te krijgen van de luchtkwaliteit bij tunnelmonden en hoe deze beïnvloed kan worden. Daarbij zijn 2 hoofdzaken van belang:

1. Het zo nauwkeurig mogelijk berekenen van de luchtkwaliteit bij tunnelmonden;
2. Het verkrijgen van een nauwkeurig inzicht in maatregelen en het effect daarvan op de luchtkwaliteit bij tunnelmonden.

Beide moeten bijdragen aan een verbetering van de omstandigheden die van invloed zijn op de gezondheid alsmede en vergroting van de kans dat een project juridisch kan worden goedgekeurd.

Toelichting bij het berekenen van luchtkwaliteit bij tunnelmonden

De huidige rekenmodellen – zoals deze in Nederland worden gehanteerd – lijken hogere concentraties nabij tunnelportalen op te leveren dan op basis van een aantal schaalmodelmetingen verwacht kan worden. Voorts wordt bij het berekenen van emissies bij tunnelmonden geen rekening gehouden met het feit dat emissiefactoren in tunnels anders zijn als op de open weg. Voor NO₂ kunnen lagere concentraties verwacht worden dan boven en langs de open weg vanwege het gebrek aan toevoer van ozon en het ontbreken van zonlicht in een tunnel. Voor PM₁₀ kan door depositie tegen de wanden en het dak van de tunnel en door coagulatie en adsorptie ook een andere situatie optreden dan in de open lucht.

In de huidige “Wet Luchtkwaliteit” en de daarvan afgeleide regelgeving zijn enkele specifieke rekenregels voor tunnels opgenomen. De rekenregels lijken echter een ruwe benadering van de werkelijkheid te zijn.

Er is behoefte aan meer specifieke rekenregels die de werkelijkheid beter beschrijven en – naar verwachting – tot mindere rekenkundige overschrijdingen in de omgeving van tunnelportalen leiden. De rekenregels zouden betrekking moeten hebben op maatregelen in/aan tunnels, evenals dat al het geval is voor schermen. De rekenregels zouden modulair moeten zijn, dus 1) 80 km/u, 2) schermen, 3) dispersie in tunneldak/lamellen en 4) afzuiging. Mogelijk kan het resultaat leiden tot opname van de rekenregels in de “Regeling beoordeling luchtkwaliteit”.

Er zijn in Nederland een aantal metingen aan verschillende schaalmodellen van tunnels en ondergrondse wegen uitgevoerd. Hiervan kunnen in principe rekenregels worden afgeleid. De resultaten van de proeven zijn echter niet gebundeld, verspreid over verschillende partijen en soms niet direct toegankelijk. Daarnaast zijn in het buitenland reeds eerder rekenmodellen ontwikkeld die meer toegesneden zijn op tunnelportalen dan de rekenmodellen die in Nederland gebruikelijk zijn, doch deze rekenmodellen zijn in Nederland nooit verzameld en beoordeeld. Het verzamelen van deze kennis en voortvloeiend daaruit het verder ontwikkelen van rekenmodellen kan grote voordelen opleveren in de zin van een grotere kans op goedkeuring van het project en kostenbesparing op te nemen maatregelen.

Toelichting bij Maatregelen

Oplossingen voor luchtkwaliteitsproblemen nabij tunnels worden veelal gezocht in actieve systemen zoals ventilatie en reiniging. Deze vergen veel energie en onderhoud en leiden daarbij tot extra CO₂ uitstoot. Het is wenselijk de inzet van passieve maatregelen te vergroten. Bij passieve maatregelen valt te denken aan een specifieke vormgeving van het tunnelportaal, het plaatsen van schermen op of bij tunnelmonden, etc. In combinatie met de door het verkeer opgewekte luchtstroming in de tunnel en wind kan hiermee verspreiding worden verwacht.

De effecten van maatregelen zijn op dit moment in enkele gevallen per project specifieke situatie bekend maar niet algemeen toepasbaar. Het is echter wenselijk de effecten kwantificeerbaar te maken om afwegingen te kunnen maken.

Toelichting bij juridische zeggingskracht

Het ontwikkelen van nauwkeurige rekenmodellen en effectieve maatregelen heeft alleen zin wanneer de resultaten juridische zeggingskracht hebben. Het is daarom noodzakelijk dat rekenresultaten gevalideerd worden en de betrouwbaarheid van rekenmodellen wordt vastgesteld.

Door tegelijkertijd modellering inzake luchtberekeningen voor tunnelmonden (inclusief maatregelen) te uniformeren en in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit vast te leggen ontstaat een duidelijk en voor ieder toepasbaar juridisch kader.

Hetzelfde geldt voor maatregelen. Door vast te leggen welke effecten verschillende maatregelen hebben kan ook juridisch worden beoordeeld of projectvoorstellen voldoen aan de wettelijke voorschriften voor luchtkwaliteit.

Een nauwkeurige berekening van de luchtkwaliteit bij tunnelmonden en een nauwkeurig inzicht in de mogelijkheid om deze luchtkwaliteit ter plaatse te beheersen levert een bijdrage aan het verkrijgen van een luchtonderzoek als basis voor een "Raad van State-proof" besluit voor wegenprojecten, waarin tunnels zijn opgenomen.

3. Doelstelling en uitvoering van het onderzoek

3.1 Deelproject literatuuronderzoek

Binnen het kader van het COB-project T118 is het deelproject “K1 - Literatuuronderzoek” gedefiniëerd.

De laatste 15 jaar is zowel in Nederland als in verschillende delen van de wereld onderzoek gedaan naar de wijze van verspreiding van emissies uit tunnelportalen, de invloed van sleuven en spleten in daken en wanden van “landtunnels” en de invloed van schermen langs de op het tunnelportaal aansluitende weg. Deze onderzoeken bestaan uit schaalmodelmetingen, ontwikkeling van (simpele) rekenmodellen of grafiekmethoden, CFD-simulaties e.d.

Deze kennis is echter onvoldoende gebundeld. De informatie is steeds per project gerapporteerd en veelal niet goed toegankelijk. Om te voorkomen dat steeds opnieuw het wiel wordt uitgevonden en instituten en bedrijven onvoldoende op de hoogte zijn van wat elders is gevonden wordt voorgesteld een studie te doen naar de bestaande kennis in binnen- en buitenland en – voor zover mogelijk – deze kennis te verzamelen en te bundelen. Daarbij zou deze kennis uit verschillende bronnen ook onderling vergeleken en gewogen moeten worden zodat een bruikbaar geheel ontstaat.

3.2 Doelstelling literatuuronderzoek

De doelstelling is het verzamelen van binnen- en buitenlandse kennis voor wat betreft de verspreiding van verkeersemmissie uit tunnelportalen en andere openingen van tunnels. De kennis betreft rekenmethoden, rekenmodellen, data van schaalmodelproeven en alle relevante informatie die nog meer gevonden kan worden.

De informatie moet zodanig gebundeld en toegankelijk gemaakt worden dat deze kan worden gebruikt voor het ontwikkelen van nieuwe rekenmethoden voor verspreiding van verkeersemmissies uit tunnelportalen.

De gevonden kennis uit verschillende bronnen moet voor zover mogelijk met elkaar in verband worden gebracht, tegen elkaar zijn afgewogen en worden beoordeeld.

3.3 Uitvoering literatuuronderzoek

Het onderzoek is als volgt uitgevoerd:

- Via internet, congrespublicaties en databanken zijn publicaties omtrent het onderwerp verzameld en beoordeeld.
- Van TNO Bouw en Ondergrond en van Adviesbureau Peutz zijn meetresultaten van uitgevoerd windtunnelonderzoek aan schaalmodellen verzameld en beoordeeld.
- Waar nodig en mogelijk is overleg gevoerd met de opstellers van genoemde publicaties.

4. Invloedsvariabelen concentraties verkeersemissies bij tunnelportalen

In een tunnelbuis met éénrichting verkeer wordt door de zuigerwerking van het rijdende verkeer in principe een luchtstroom opgewekt in rijrichting van het verkeer. Terwijl voertuigen door de tunnel rijden voegen zij voertuigemissie toe aan de luchtstroom, waardoor de concentratie naar de tunneluitgang steeds meer toeneemt. De concentratie aan het einde van de tunnelbuis kan oplopen tot enige honderden microgram per kubieke meter, zowel voor NO₂ als voor fijn stof PM₁₀. Dat veroorzaakt overschrijdingen van de luchtkwaliteitsnormen nabij een tunnelportaal. Gelukkig zijn deze overschrijdingen veelal binnen enkele 10-tallen meters al factoren gedaald en is de invloed van een tunnelmond meestal beperkt tot een gebied dat niet groter is 100 – 300 m rondom het uitgangsportaal [literatuur 2].

Wiskundig kan de concentratie rondom een tunnelportaal als volgt worden voorgesteld:

$$\frac{\text{produktie door verkeer}}{\text{luchtstroom in de tunnel}} = \text{Concentratie bij tunneluitgang}$$

$$\text{Concentratie bij tunneluitgang} \xrightarrow{\text{verdunning}} \text{Concentratie in omgeving}$$

Globaal zijn de invloedsfactoren als volgt te beschrijven:

- **Productie door verkeer:** de emissieproductie door het verkeer wordt bepaald door de verkeerssamenstelling, -intensiteit, - rijnsnelheid, rijgedrag, (vastgestelde) emissiekengetallen, lengte van de tunnelbuis en langshellingen in de tunnel.
- **Luchtstroom in de tunnel:** de grootte van de luchtstroom in de tunnel wordt beïnvloed door de aandrijvende of remmende kracht die het verkeer op de lucht in de tunnel uitoefent, luchtweerstand in de tunnel, windinvloeden en mechanische tunnelventilatie. De aandrijvende of remmende kracht die het verkeer op de lucht in de tunnel uitoefent wordt bepaald door verkeerssamenstelling, verkeersintensiteit, rijnsnelheid en lengte en doorsnede van de tunnelbuis.
- **Verdunning:** de verdunning in de omgeving van een tunnelportaal hangt af van de uitredesnelheid van de luchtstroom uit de tunnel, de vorm van het tunnelportaal, de hoogteligging en helling van de aansluitende weg, de vorm en inrichting van de omgeving van het tunnelportaal en de interactie van de luchtstroom uit de tunnel met de wind.
- **Windinvloed:** behalve richting en windsnelheid zijn ook van belang de turbulentiegraad in de lucht, objecten zoals schermen, gebouwen, de weghoogte t.o.v. maaiveld.
- **Thermische effecten:** Bij lange tunnels treedt opwarming van de tunnellucht op, hiermee kan buiten de tunnel een thermische trek ontstaan die al dan niet bijdraagt aan de verdunning.
- **Concentraties buiten de tunnel:** behalve de bijdrage vanuit de tunnel moeten ook de bijdragen vanwege de aansluitende weg, vanwege eventuele andere bronnen nabij het tunnelportaal en de achtergrondconcentratie meegerekend worden.

Voor NO₂ is daarenboven op te merken:

- Behalve de directe uitstoot van NO₂ via de uitlaat ontstaat in de tunnel extra NO₂ door de chemische reactie tussen NO_x en ozon (O₃). Bij langere tunnels blijft de omzetting beperkt omdat op een zeker moment er te weinig ozon in de luchtstroming in de tunnel resteert om nog NO_x tot NO₂ om te zetten.
- Buiten de tunnel is bij bepaalde weersomstandigheden wederom voldoende ozon beschikbaar, de reactie NO_x → NO₂ komt dan buiten de tunnel opnieuw op gang en draagt extra bij aan NO₂-concentraties.

Voor PM₁₀ is daarenboven op te merken:

- De vorming van PM₁₀ blijkt een complex proces te zijn waarbij deeltjes als condensatiekern kunnen optreden en door adsorptie en condensatie kunnen groeien. In hoeverre deze processen in een tunnel hetzelfde verlopen als in de buitenlucht is onbekend (bv eventuele rol van ultraviolet licht).
- De goede contactmogelijkheden in een tunnelbuis kunnen voor een verhoogde depositie zorgen, waardoor de emissie van PM₁₀ uit de tunnel lager is dan verwacht op basis van emissiekengetallen. Hierbij kunnen de vochtigheid, temperatuur, de ruwheid en het schoonmaakregime genoemd worden als belangrijke variabelen.

5. Huidige Nederlandse methoden voor het bepalen van concentraties nabij tunnelportalen

5.1 Wettelijke regelingen

Voor zover van toepassing op het onderwerp zijn de volgende wetten en regels gegeven zoals geldend op de publicatiedatum van dit rapport.

Europese regelgeving

- Europese richtlijn EU richtlijn 2008/50/EG, 11 juni 2008
- 4^e Dochter richtlijn EU richtlijn 2004/107/EG, 26 januari 2005
- NEC-richtlijn EU richtlijn 2001/81/EG
- VOS-richtlijn EU richtlijn 1999/13/EG

Nederlandse wetgeving

- “Wet Luchtkwaliteit”, 15 november 2007 (Staatsblad 2007, 414)
- AMvB Niet in betekende mate bijdragen, 15 november 2007
- Regeling Niet in betekende mate bijdragen, 15 november 2007
- Regeling Projectsaldering 2007, 15 november 2007
- Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007, 15 november 2007

De “wet luchtkwaliteit” is in feite een hoofdstuk betreffende luchtkwaliteit in de Wet Milieubeheer (zie verklaring op website www.vrom.nl)

De Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007 is op 17 juli 2008 op enkele punten gewijzigd (bron: www.vrom.nl):

- de afstand tot de wegrand waar de concentraties NO₂ worden bepaald is gewijzigd van vijf meter in tien meter. Deze wijziging vloeit voort uit de nieuwe EG-richtlijn luchtkwaliteit (2008/50/EG) die op 11 juni 2008 in werking is getreden. De afstand waarop de concentraties fijn stof PM₁₀ worden bepaald was al tien meter;
- de standaardrekenmethoden 1 en 2 zijn aangepast, als gevolg van nieuwe technische inzichten;
- de minister van VROM maakt voortaan ook emissiefactoren fijn stof door dieren bekend.

De regeling wordt geregeld aangepast, voor de meest up to date versie wordt verwezen naar www.vrom.nl. In dit rapport is de regeling gebruikt zoals bekend op 15 september 2009.

Het berekenen van concentraties

Voor het meten en berekenen van concentraties i.v.m. luchtkwaliteit geeft het ministerie van VROM regels:

- Handreiking Meten en Rekenen Luchtkwaliteit (juni 2007)
- Invoergegevens:

- Achtergrondconcentraties : conform jaarlijkse opgave VROM
- Emissiefactoren voertuigen: conform jaarlijkse opgave VROM
- Windgegevens: conform opgave van VROM
- Rekenmethoden moeten zijn goedgekeurd door het ministerie van VROM
- Uitvoering van schaalmodelmetingen in een windtunnel moeten zijn goedgekeurd door het ministerie van VROM

Het ministerie van VROM heeft 3 standaard rekenmethoden (SRM) laten opstellen, te weten:

- SRM1 : uitgewerkt in het CARI model, toepasbaar voor stedelijke wegen
- SRM2 : uitgewerkt in een aantal modellen zoals door VROM goedgekeurd, toepasbaar voor wegen door ‘open terrein’ zoals provinciale wegen en autosnelwegen buiten het stedelijk gebied.
- SRM3 : gebaseerd op het Nieuw Nationaal Model, toepasbaar bij “inrichtingen”

Op de publicatiedatum van dit rapport zijn voor SRM2 door VROM de volgende rekenmethoden goedgekeurd¹:

Rekenmethode	Versie	Modeleigenaar	Toepassingsbereik	Ingangsdatum goedkeuring
PluimSnelweg	1.4	TNO	SRM2	1 april 2009
Stacks+	2009.1	KEMA	SRM1, SRM2, SRM3	1 april 2009
PluimPLUS	3.7	TNO	SRM3	20 februari 2009
VLW	2.70	Rijkswaterstaat	SRM2	21 februari 2007
ADMS Urban	2.2	Flow Motion	SRM1, SRM2, SRM3	21 februari 2007

In het kader van metingen aan schaalmodellen in een windtunnel is door VROM gesteld dat “De Regeling beoordeling luchtkwaliteit het mogelijk maakt een andere rekenmethode of windtunnelmethode te gebruiken voor situaties die binnen of buiten het toepassingsbereik vallen van SRM 1, SRM 2 en SRM 3. Voorwaarde is dat de andere methode is goedgekeurd door de minister van VROM.”.

5.2 Voorgeschreven bepalingmethoden in de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007

<Literatuur nr. 27 en 34>

Dit betreft de “Regeling van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer van 8 november 2007, nr. LMV 2007.109578, houdende regels met betrekking tot het beoordelen van de luchtkwaliteit (Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007)” met de bovenvermelde aanpassingen per 17 juli 2008.

¹ Het Ministerie van VROM verstrekt periodiek informatie over goedgekeurde rekenmodellen.

rekenkundig bepalen van concentraties vervuilende stoffen bij wegen

Voor het rekenkundig bepalen van concentraties vervuilende stoffen bij wegen zijn van toepassing de artikelen 65 – 72. Deze zijn woordelijk opgenomen in Bijlage 1 van dit rapport.

Een beschouwing van deze artikelen leidt tot de volgende opmerkingen:

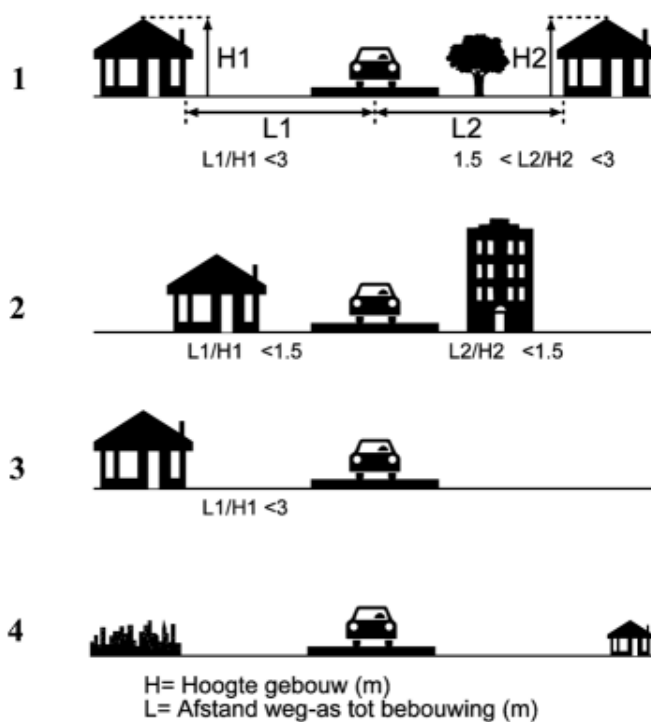
- In artikel 69 leden c en d wordt vermeld dat zowel de kenmerken van de weg als van de omgeving in rekening moeten worden gebracht. Bij tunnelmonden kan daaronder mede worden verstaan vormgeving van het tunnelportaal alsmede elementen langs en boven de weg van de toerit.
- In artikel 70 lid 3 wordt vermeld dat wanneer de berekende concentraties op 10m afstand van de weg respectievelijk de rooilijn niet “representatief zijn voor de luchtkwaliteit” (zinsnede uit de lid 1a en 2a) een ander representatief punt moet worden gekozen. Bij tunnels met hun hoge concentraties in de directe omgeving van de tunnelmond ontstaat er discussie wat een representatief punt is aangezien dit niet in de Regeling is vastgelegd.
- Artikel 71 lid geeft de mogelijkheid zowel SRM1 als SRM2 toe te passen. Dat blijkt ook uit de vermelding van tunnels in bijlage 1 en 2 van de Regeling die SRM1 respectievelijk SRM2 beschrijven.
- Artikel 71 leden 2 en 3 geven de mogelijkheid geheel of gedeeltelijk van SRM1 en SRM2 af te wijken. Dit geeft de mogelijkheid voor tunnels een andere dan voorgeschreven rekenmethode of een afwijkende methode te gebruiken.
- Artikel 72 legt vast dat afwijkende rekenmethoden door de minister (van VROM) moeten zijn goedgekeurd.
- Artikel 75 regelt de rekenmethode voor “inrichtingen”, waarbij niet duidelijk is of een tunnel als “inrichting” moet worden opgevat

Toepasselijkheid SRM1 voor tunnels

SRM1 wordt in bijlage 1 van de Regeling gepresenteerd. SRM1 is van toepassing op de luchtkwaliteit bij een weg, waarbij de beschouwde situatie aan de volgende voorwaarden voldoet:

- a. de weg ligt in een stedelijke omgeving;
- b. de maximale rekenafstand is de afstand tot de bebouwing, met een maximum van 30 of 60 meter ten opzichte van de weg, afhankelijk van het straattypen;
- c. er is niet of nauwelijks sprake van een hoogteverschil tussen de weg en de omgeving;
- d. langs de weg bevinden zich geen afschermdende constructies.

De wegtypen waarvoor de rekenmethode geldt zijn aangegeven in Figuur 1.

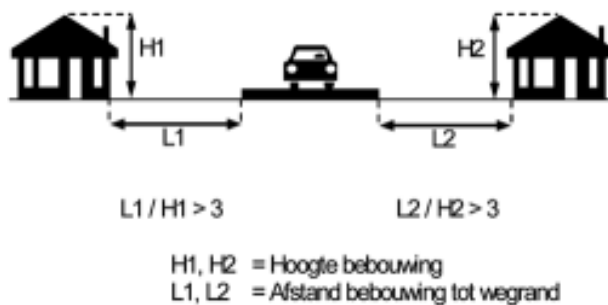


Figuur 1 Wegtypen volgens SRM1

Tunnels komen reeds voor in stedelijk gebied en zullen steeds vaker in stedelijk gebied gebouwd worden. SRM1 is echter niet geschikt voor tunnels omdat er veelal niet aan de voorwaarden c en d wordt voldaan: er meestal juist wel een verschil in hoogte tussen de weg en de omgeving omdat de weg naar de tunnel toe in een bak ligt en dus verdiept t.o.v. het omringende straatniveau. De randen van de bak zullen veelal tot een zekere hoogte boven straatniveau afgeschermd zijn - hetzij vanwege geluidwering hetzij om vallen in en gooien van voorwerpen in de bak te voorkomen.

Toepasselijkheid SRM2 voor tunnels

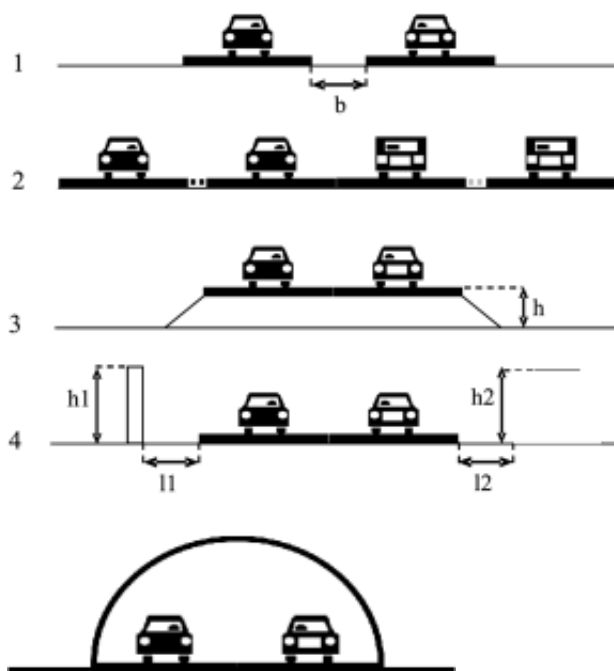
SRM2 wordt in bijlage 2 van de Regeling gepresenteerd. SRM2 is van toepassing op de luchtkwaliteit bij wegen, waarbij de beschouwde situatie voldoet aan



Figuur 2 Wegtypen volgens SRM2

Binnen het toepassingsbereik vallen diverse varianten, welke per wegvak op basis van de volgende eigenschappen van elkaar zijn te onderscheiden (zie onderstaande figuur):

1. de aanwezigheid en breedte (b) van een middenberm;
2. de configuratie van de rijbanen. De volgende configuraties zijn mogelijk:
 - één rijrichting, bestaande uit één of meerdere banen;
 - twee rijrichtingen, bestaande uit één of meerdere banen;
3. de hoogteligging (h) van de weg ten opzichte van het maaiveld;
4. de aanwezigheid van schermen of wallen, de locatie (eenzijdig / tweezijdig), de hoogte (h_1 of h_2), en de afstand (l_1 of l_2) tot de wegrand, waarbij voor h een minimale waarde geldt van 1 meter en een maximale waarde 6 meter, en voor l een maximale waarde van 50 meter;
5. de aanwezigheid van een tunnel, waarbij geldt dat zich geen openingen bevinden in de bovenkant of zijkanten van de tunnel.



Figuur 3 Wegtypen volgens SRM2 - Varianten wegeigenschappen

Binnen het toepassingsbereik van standaardrekenmethode 2 vallen ook wegvakken waarvoor geldt dat sprake is van een combinatie van de bovenstaande varianten, zoals bijvoorbeeld *de aanwezigheid van een tunnel*, in combinatie met een verdiepte ligging.

Volgens deze beschrijving is SRM2 toepasbaar op tunnels, echter alleen als de bebouwing of hoge elementen met volume (dus geen geluid- of luchtschermen) ver genoeg van de weg staan. In stedelijk gebied kan de bebouwing echter dichterbij staan als aangegeven in Figuur 2 waardoor de situatie feitelijk buiten het toepassingsgebied van SRM2 valt.

Ook wordt vermeld dat bij de rekenmethode de hoogte van schermen langs de weg beperkt is tot maximaal 6 meter. Bij veel tunnels zijn schermen aanwezig of gepland hoger dan 6 meter.

In SRM2 wordt geen rekening gehouden met een verdiepte ligging van het op de tunnel aansluitende wegvak.

Beschrijving invloed tunnels bij “wegen” volgens SRM1 en SRM2

De bijdrage van de in de tunnel geproduceerde emissie bij de tunnelportalen wordt als volgt in rekening gebracht:

- Tunnel korter dan 100 meter: geen extra bijtelling bij de emissie die op het beschouwde wegdeel wordt geproduceerd.
- Tunnel langer dan 100 meter en met gelijktijdig 2 rijrichtingen: bij beide portalen moet op het aansluitende wegdeel over een lengte van 20 meter bij de emissie die op dat wegdeel wordt geproduceerd worden opgeteld de totale emissie die binnen de tunnel wordt geproduceerd.
- Tunnel langer dan 100 meter en met 1 rijrichting:
 - Bij toepassing SRM1: bij het uitgangsportaal moet op het aansluitende wegdeel over een lengte van 50 meter bij de emissie die op dat wegdeel wordt geproduceerd worden opgeteld de totale emissie die binnen de tunnel wordt geproduceerd. De bijgetelde emissie komt uniform over de lengte vrij.
 - Bij toepassing SRM2: bij het uitgangsportaal moet op het aansluitende wegdeel over een lengte van 100 meter bij de emissie die op dat wegdeel wordt geproduceerd worden opgeteld de totale emissie die binnen de tunnel wordt geproduceerd. De bijgetelde emissie komt uniform over de lengte vrij.

Toepasselijkheid SRM3 voor tunnels als “inrichting”

De Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007 geeft in artikel 75 aanwijzingen voor het rekenkundig bepalen van concentraties bij “inrichtingen” waarbij SRM3 moet worden toegepast. Uit de Regeling blijkt dat bij een tunnel de weg als “leitmotiv” wordt gezien, de tunnel is een weg met wanden en een dak erboven. In dat licht gezien is een tunnel volgens de Regeling geen “inrichting” en zou SRM3 niet van toepassing zijn.

Volgens de wet Milieubeheer (13 juni 1979) is een inrichting: “elke door de mens bedrijfsmatig of in een omvang alsof zij bedrijfsmatig was, ondernomen bedrijvigheid die binnen een zekere begrenzing pleegt te worden verricht”. Volgens het Besluit externe veiligheid inrichtingen (27 mei 2004) kan een inrichting o.a. zijn een “object met een hoge infrastructurele waarde” maar dan wel gericht op bedrijfsmatige activiteiten. Volgens wetten gericht op het milieu is een tunnel dus niet direct een “inrichting”. Er kan echter bedacht worden dat in de bedieningsgebouwen wel bedrijfsmatige activiteiten plaatsvinden, ook als de gebouwen normaal gesproken onbemand zijn. Immers er wordt actief bedrijf gevoerd over het beheer van de tunnel inclusief tunnelventilatie t.b.v. emissiebeheersing.

In de zin van het Bouwbesluit is een tunnel een “bouwwerk, geen gebouw zijnde” en ook als er geen personen zijn kan een tunnel wel als een bouwwerk waar activiteiten worden verricht; ofwel een tunnel zou als “inrichting” kunnen worden gezien. Met name als een tunnel wordt voorzien van portaalafzuiging met een schoorsteen gaat het bouwwerk steeds meer lijken op een “inrichting” zijnde een fabriek of werkplaats. In dat geval zou SRM3

kunnen worden toegepast. SRM3 is echter niet bedoeld voor tunnelportalen en zeker niet voor de situatie van toeritten van een tunnel die ofwel in een verdiepte bak of op maaiveld liggen.

Uit deze beschouwing blijkt dat in de wetgeving niet recht toe recht aan wordt gesteld of een tunnel een “inrichting” is en dat niet zonder meer SRM3 van toepassing kan worden gebracht, hoewel dat wel logisch lijkt wanneer afzuigschoorstenen worden toegepast.

5.3 Door VROM goedgekeurde rekenmodellen

Op basis van de publicatie van goedkeuring van rekenmodellen door VROM kan worden geconcludeerd dat globaal de volgende rekenmodellen mogen worden gebruikt:

- voor stedelijke situaties: Stacks+ op basis van SRM1
- voor open gebied: PluimSnelweg, Stacks+, VLW en ADMS Urban op basis van SRM2

Bij toepassing van afzuigschoorstenen zou, mits de tunnel als “inrichting” wordt gezien, gerekend kunnen worden met Stacks+ en PluimPLUS op basis van SRM3.

Aangezien het in deze literatuurstudie met gaat over de verspreiding uit tunnelportalen zijn alleen de modellen voor SRM1 en SRM2 beschreven.

In de input van deze modellen wordt de bijdrage van de emissie, welke in de tunnel wordt geproduceerd, bijgeteld volgens de in de Regeling beschreven methode.

5.3.1 PluimSnelweg (TNO)

Het rekenmodel vereist bij tunnelportalen als invoer de volgens SRM2 gevraagde en beschreven emissiebijtelling. Daarna wordt deze emissie volgens een Gaussisch verspreidingsmodel en rekening houdend met de windinvloed naar de omgeving verspreid waarmee de concentraties in de omgeving – in principe op 10 meter afstand van de wegwand – worden berekend. De concentraties worden volgens etmaalgemiddelden bepaald. Vervolgens wordt de jaargemiddelde waarde op basis van een gemiddelde etmaal concentratie bepaald. Op basis van empirische formules worden uit de jaargemiddelde waarde de 1-uurs, 8-uurs en 24-uurs overschrijdingen berekend. Deze waarden worden dus niet op basis van uurlijkse combinaties van verkeersgegevens en klimaatgegevens berekend. In het rekenmodel wordt de door het rijdende verkeer geïnduceerde turbulentie via een rekenmethode verdisconteerd.

5.3.2 Stacks + (KEMA)

<Literatuur nr. 28, 29, 33 en 31>

Stacks+ is het rekenmodel voor luchtkwaliteit dat door KEMA is ontwikkeld en wordt gebruikt. Het toepassingsbereik van STACKS+ is:

- SRM1, SRM2 en SRM3;

- De gevolgen voor de luchtkwaliteit **bij wegen** in situaties die buiten het toepassingsbereik vallen van SRM1 en SRM2 kunnen worden berekend;
- Het rekenmodel is geschikt voor tunnels (met ventilatieschachten);
- Het rekenmodel is geschikt voor schermen langs de weg tot 20 meter hoogte;
- Het rekenmodel is geschikt voor Canyon situaties en tussenvormen met open wegen

Bij de invoermogelijkheden horen:

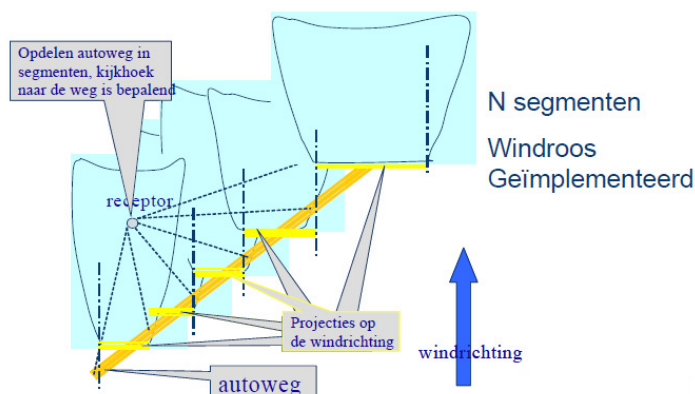
- Opgave verkeersintensiteit en rijnsnelheid per uur;
- Opgave filepercentage per uur;
- Verspreiding per rijstrook (bijv. spitsstroken);
- Alle combinaties van (punt)bronnen.

Het rekenmodel vereist bij tunnelportalen als invoer de volgens SRM2 gevraagde en beschreven emissiebijtelling.

Het rekenmodel berekent de emissieconcentraties per etmaal per uur op basis van een uur voor uur modellering van verkeer en meteogegevens. In het rekenmodel kan rekening worden gehouden met temperatuurverschillen tussen tunnellucht en omgevingslucht. In het rekenmodel wordt de door het rijdende verkeer geïnduceerde turbulentie via een rekenmethode verdisconteerd. Andere factoren waarmee in het model rekening wordt gehouden zijn:

- verkeerssnelheid
- verdiepte ligging van de weg
- schermen, ook hoger dan 6 meter
- initiele dispersie
- ozon inmenging
- mee kunnen nemen van andere bronnen; wegen, puntbronnen etc.
- rekenen met een fijn grid (1x1 meter)
- Afzuiging door ventilatieschachten; van 0 tot 100%, uur voor uur volgens Nieuw nationaal model.

De basis voor het programma is een Gaussisch pluimmodel. De berekening van de bijdrage van de weg naar receptorpunten geschiedt door de weg in segmenten te delen, de segmenten te projecteren op lijnen haaks op de windrichting en vervolgens via het gaussisch pluimmodel de bijdrage aan het receptorpunt te berekenen. Daarbij wordt rekening gehouden met de “kijkhoek” vanaf het receptorpunt naar het geprojecteerde wegsegment.



Figuur 4 Model verspreiding in Stacks+

In het rekenmodel is het Deense model OSPM geïmplementeerd waarmee invloeden van en situaties in “street canyons” worden berekend. Voor een beschrijving van dit model wordt verwezen naar literatuur 33. Op de website van OSPM wordt verklaard: “OSPM is a practical street pollution model, developed by the (Danish) National Environmental Research Institute, Department of Atmospheric Environment”. Door KEMA zijn verbeteringen aangebracht betreffende nauwe straten, kruispunten, bomenfactor, onderbroken bebouwing.

In bijlage 2.1 is een aanhaling uit Literatuur 33 betreffende het OSPM model opgenomen.

Literatuur 31 geeft een positieve beoordeling van het OSPM model.

5.3.3 VLW (RWS)

In de instructie van DWW Rijkswaterstaat 2007 bij het VLW model wordt beschreven hoe de luchtkwaliteit in de omgeving van tunnels moet worden onderzocht. Gesteld wordt dat op basis van het wettelijke kader en met name op grond van het Meet- en Rekenvoorschrift (zoals geldend in 2007) de luchtkwaliteit in de omgeving van tunnels moet worden berekend met de standaard rekenmethode SRM2.

Berekeningssystematiek

Modellering van de emissie

De berekening van de luchtkwaliteit rond tunnelmonden verloopt op dezelfde wijze als voor de reguliere onderzoeken naar de luchtkwaliteit langs wegen. De modellering van de emissie in de tunnel wordt geconcentreerd op een lijnbron van 50m lengte die vlak na de tunnel wordt gesitueerd. De lijnbron wordt geplaatst bij elke tunnelbuis daar waar de auto's de tunnel verlaten. Voor een tunnel zonder scheiding van de heen- en terugrichting wordt ervan uitgegaan dat de helft van de emissie via de ene tunnelmond plaatsvindt en de helft via de andere.

Voor de situatie dat er bij de ingang van de tunnel een lamellendak aanwezig is (zogenoemd licht rooster) wordt gesteld dat beter kan worden uitgegaan van dat de emissie niet over een lengte van 50 m plaatsvindt maar over een lengte van 100 m.

Opmerking: Deze uitzondering wordt in de Instructie bij het VLW ten onrecht gemaakt omdat lichtroosters altijd alleen bij de ingang worden geplaatst en niet bij tunneluitgangen. De emissie komt bij de tunneluitgang vrij.

Invloed van Ventilatieschachten

Het effect van ventilatieschachten moet worden vastgesteld door een ventilatieberekening uit te voeren buiten het VLW om. Vastgesteld moet worden hoeveel van de vuile lucht door de ventilatiepunten wordt afgevoerd. Het deel dat door de ventilatiepunten wordt afgevoerd moet in mindering worden gebracht op de emissie uit de tunnelmonden. Concreet moet de ventilatieberekening leiden tot een reductiepercentage voor de emissie. Vervolgens kan de luchtkwaliteit op de gebruikelijke manier worden berekend.

Aandachtspunt hierbij is dat een extra verspreidingsberekening moet worden uitgevoerd om het effect van de emissie uit de ventilatiepunten (-schachten) vast te stellen. De concentratiebijdragen ten gevolge van de verspreiding uit de ventilatiepunten en de tunnelmonden moeten vervolgens worden gecumuleerd, althans moeten beide in beeld worden gebracht om het effect van het plan inzichtelijk te maken.

Invloed van Schermen

De invloed van schermen langs de weg wordt in het model gezet door een opgave van de hoogteligging van de weg ten opzichte van het maaiveld en de aanwezigheid van het scherm met daarbij de schermhoogte. Voor relatief eenvoudige situaties (schermen evenwijdig langs de weg) is het VLW goed bruikbaar. Voor complexe situaties wordt door Rijkswaterstaat aanbevolen aanvullend onderzoek uit te voeren d.m.v. windtunnelonderzoek of onderzoek met behulp van Computational Fluid Dynamics (CFD).

Rekenresultaten

VLW berekent een jaargemiddelde concentratie. Daarbij worden jaargemiddelden voor windinvloeden gehanteerd. Op basis van empirische formules worden uit de jaargemiddelde waarde de 1-uurs, 8-uurs en 24-uurs overschrijdingen berekend. Deze waarden worden dus niet op basis van uurlijkse combinaties van verkeersgegevens en klimaatgegevens berekend.

5.3.4 ADMS-Urban (CERC)

ADMS-Urban is opgesteld door Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) van Cambridge University.

ADMS-Urban wordt in tegenstelling tot de andere modellen wereldwijd gebruikt voor luchtkwaliteitsstudies in steden, langs snelwegen en in industriële gebieden. Het wereldwijde gebruik op zich is geen garantie, maar wereldwijd gebruik kan wel een beoordeling door veel partijen opleveren waardoor een hoge kwaliteit verwacht mag worden. Deze opmerking doet echter niets af aan de andere rekenmodellen omdat er geen vergelijkend materiaal is gevonden.

Het rekenhart van ADMS-Urban bevat o.a. de invloed van gelaagdheid in de lucht, windinvloed afhankelijk van de hoogte, turbulentiegraad en stabiliteit.

Er wordt rekening gehouden met de effecten van street canyons en door het verkeer geïnduceerde turbulentie. In het rekenmodel is het Deense model OSPM geïmplementeerd waarmee invloeden van en situaties in “street canyons” worden berekend. Voor een beschrijving van dit model wordt verwezen naar literatuur 33.

In het model kunnen dominante gebouwen in de omgeving (maximal 10 gebouwen) worden opgegeven.

De website van CERC (<http://www.cerc.co.uk>) vermeldt dat er ook een model ADMS-Roads is dat vooral geschikt is voor lokale wegen. Dat geeft de indruk dat de resultaten van ADMS-Urban geschikt zijn voor grotere gebieden binnen een stedelijk gebied, terwijl de resultaten van ADMS-Roads vooral zeer lokale omstandigheden betreft. Of deze indruk juist is moet nader worden vastgesteld. Voor de omgeving van tunnelportalen zijn juist de zeer lokale concentraties van belang. ADMS-Roads is (nog) niet door VROM goedgekeurd.

5.3.5 Saneringstool

De Saneringstool welke bij het Nationaal Samenwerkingsprogramma Lucht (NSL) behoort is eigenlijk niet een op zichzelf staande rekenmethode maar geeft weer hoe gerekend moet worden binnen het NSL. Volgens de Gebruikershandleiding Saneringstool 3.1 (22 juli 2009) geeft aan dat voor tunnels conform SRM1 of SRM2 moet worden gerekend en geeft daarbij dezelfde uitgangspunten weer als in de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit worden vermeldt.

5.3.6 Andere in Nederland gebruikte rekenmodellen

Deze rekenmodellen zijn (nog) niet door VROM goedgekeurd.

5.3.6.1 Winmiskam

<Literatuur nr. 35 en 31>

WinMISKAM is de windowsmodule voor het invoeren van variabelen in het rekenprogramma MISKAM. Het rekenprogramma MISKAM is bedoeld om 3-dimensionaal stromings- en concentratiepatronen te berekenen. Volgens literatuur 34 wordt gesteld:

- MISKAM is a 3-dimensional non-hydrostatic climate -, flow - and dispersion model for the microscale prediction of flow - and concentration fields. It covers in the vicinity of single buildings, as well as streets with adjacent buildings and city quarters. MISKAM was developed by Dr. J. Eichhorn, Institute of Atmospheric Physics, University of Mainz. For the last eight years the model was continuously refined and it is validated now on the basis of a large variety of field measurements.

- Buildings are introduced explicitly within the grid for the calculation not just as increased roughness but by their occupation of the grid cells.
- The physical basis of MISKAM are the full 3-dimensional equations of motion as well as the advection-dispersion equation for substances of neutral density.

WinMISKAM is een drie-dimensionaal stromingsmodel waarmee de verspreiding van stoffen in de buitenlucht numeriek kan worden bepaald. Het rekenhart van het model, MISKAM, is ontwikkeld aan het “Institut für Physik der Atmosphäre” van de universiteit van Mainz (Duitsland). Het Ingenieursbureau Lohmeyer uit Karlsruhe (Duitsland) heeft de gebruikersinterface gebouwd en het model onder de commerciële naam WinMISKAM op de markt gebracht. WinMISKAM wordt ondermeer in Duitsland, Oostenrijk en Denemarken op grote schaal toegepast voor verspreidingsberekeningen.

In Duitsland zijn de meet- en rekenvoorschriften ondermeer vastgelegd in de zogenaamde VDI-richtlijnen. Deze richtlijnen worden opgesteld door de vereniging van Duitse ingenieurs (VDI) en gepubliceerd in het Duitse staatsblad. De VDI-3783 blatt 9 beschrijft de atmosferische verspreidingsmodellen. In de VDI zijn – in analogie met het NNM – rekenregels vastgelegd voor het berekenen van ondermeer verspreiding van stoffen. WinMISKAM rekt volgens de bepalingen van deze VDI.

Basisprincipes van het model

Het model MISKAM (Mikroskaliges Klima- und Ausbreitungsmodell) is een niet-hydrostatisch numeriek stromings- en uitbreidingsmodel (CFD-model) voor kleinschalige (onderzoeksgebieden tot 1km bij 1 km) prognoses van windprofielen en van immissieconcentraties.

De fysische basis van MISKAM wordt gevormd door:

- de volledige driedimensionale bewegingsvergelijkingen;
- turbulent-impulstransportbijdragen op basis van de kinetische turbulentie-energie (E) en de turbulente energiedissipatie (ϵ)
- de algemene transportvergelijkingen

De hieruit voortvloeiende algebraïsche vergelijkingen worden met de alom gekende iteratieve oplosmethoden numeriek opgelost.

Kenmerkend voor WinMISKAM is dat het model rekening houdt met de invloed van gebouwen en hoogteverschillen op de verspreiding van luchtverontreinigende stoffen. In tegenstelling tot andere (o.m. Gaussische) rekenmodellen, kunnen met WinMISKAM concentraties worden bepaald tussen gebouwen, bij zeer complexe gebouwconfiguraties. Gebouwen worden gemodelleerd in een driedimensionaal rooster als een stapeling van vierhoekige blokstructuren. Windprofielen en verspreiding van luchtverontreinigende stoffen kunnen daardoor zeer realistisch worden gemodelleerd rondom gebouwen en afscherpende objecten.

In analogie met windtunnelonderzoeken wordt binnen een WinMISKAM-model het windprofiel bepaald bij verschillende aanstroomrichtingen van de wind. Vervolgens worden per windrichting de verspreiding en de immissieconcentraties van de luchtverontreinigende stoffen bepaald.

Beoordeling in literatuur

In literatuur nr. 31 wordt gesteld dat bij lage windsnelheden ($< 1\text{m/s}$) MISKAM onnauwkeurige resultaten van de concentratiebepaling oplevert.

5.4 Door VROM goedgekeurde methoden voor schaalmodel metingen

Op de website van VROM wordt op datum van publicatie van dit onderzoek gesteld:

Methode	Versie	Eigenaar	Datum goedkeuring	Voorwaarde
Atmosferische grenslaag windtunnelmethode	Juli 2007	TNO	19 juli 2007	De methode wordt toegepast in situaties waarin de verspreiding van concentraties grotendeels wordt bepaald door de aanwezigheid van bebouwing en de daarmee samenhangende turbulentie.
Windtunnelmethode die wordt toegepast te Mook	Februari 2008	Peutz B.V.	6 februari 2008	De methode wordt toegepast in situaties waarin de verspreiding van concentraties grotendeels wordt bepaald door de aanwezigheid van bebouwing en de daarmee samenhangende turbulentie.

Er worden geen nadere eisen gesteld aan de wijze van het doen van schaalmodelmetingen. Derhalve lijken er ook geen regels te zijn vastgesteld hoe de resultaten van windtunnel metingen kunnen worden geïntegreerd in luchtkwaliteitsonderzoek.

In aanvulling op de goedkeuringen van VROM is door Rijkswaterstaat een “protocol windtunnelmetingen” ontwikkeld dat is gevalideerd door vergelijkend onderzoek tussen de windtunnels van TNO, Peutz en NLR.

6. Buitenlandse rekenmethoden voor het bepalen van concentraties nabij tunnelportalen

Voor de beschrijving van de verspreiding van emissie uit een tunnelportaal naar de omgeving zijn methoden gevonden uit de volgende landen:

- Japan
- Noorwegen
- Oostenrijk

6.1 Japan

<literatuur 11 en 24>

Door het Japanse “Ministry of Construction” is een model voorgeschreven en in gedetailleerde vorm gepubliceerd in 2000 onder de titel “A method to predict air quality at tunnel portals” – excerpted from “Technical manual for Environmental Impact Assessment of Road Project”.

In Bijlage 2.2 is een beschrijving van het model gegeven in een Nederlandse vertaling. De methode is ook als bijlage opgenomen in de Aanbeveling Ventilatie van Verkeerstunnels, gepubliceerd in 2005 door Rijkswaterstaat.

In het model wordt uitgegaan van een jetstream uit de tunnel. Er wordt rekening gehouden met de verhouding tussen de luchtsnelheid uit het tunnelportaal en de windsnelheid, de verhouding is afhankelijk gesteld van de windrichting.

De emissie uit de tunnel wordt voorgesteld door middel van een aantal puntbronnen over een zekere lengte vanaf het uitgangsportaal. De bronsterkte van de puntbronnen neemt af naarmate de afstand tot het tunnelportaal groter wordt. De lijn waarop de puntbronnen liggen heeft een richting gelijk aan de as van de windrichting – dus niet langs de as van de weg.

In literatuur 24 wordt een vergelijking getrokken tussen praktijkmetingen in Oostenrijk, de resultaten van GRAL 3.5 (Oostenrijks rekenmodel bij de TU Graz) en de rekenresultaten van de Japanse methode. Hieruit blijkt een redelijke overeenkomst tussen gemeten waarden en de berekende waarden volgens het Japanse model.

<literatuur 14>

Door Japan Highway Public Corporation (JHPC) is eveneens een model ontwikkeld (literatuur 14 - Evaluation of the Japan Highways air quality simulation model for tunnel portals). JHPC is een private onderneming die een groot deel van de Japanse snelwegen beheert. Het model dat zij hebben ontwikkeld lijkt gebaseerd op gedegen onderzoek: verschillende onderdelen van het rekenmodel worden genoemd inclusief de auteur zodat deze herleidbaar zijn. Voor de onderdelen van het rekenmodel is gebruik gemaakt van bestaan-

de routines, waarbij van sommige onderdelen vergelijkingen zijn gemaakt tussen soortgelijke beschikbare routines. Het systeem van berekenen is weergegeven in bijlage B2.3. Daarbij zijn ook de gebruikte rekenroutines genoemd.

De publicatie beschrijft een vergelijking tussen het rekenmodel en metingen bij 3 tunnels waarbij bij elke tunnel op 80 – 90 meetpunten is gemeten. Hieruit blijkt dat er flinke afwijkingen kunnen zijn tussen berekende en gemeten waarden (de meetwaarden liggen in het voorbeeld lager dan de berekende waarden). Toch is de correlatie tussen metingen en berekeningen is 0,7 – 0,9 hetgeen voor dit soort berekeningen aanzienlijk is. Het model berekent o.a. de jetpluim uit een tunnelportaal waarbij een belangrijke opmerking is dat er aandacht moet zijn voor thermische effecten van de jetpluim uit het tunnelportaal.

6.2 Noorwegen

<Literatuur nr. 17>

De “Norwegian Publics Road Administration – standard on road tunnels, march 2004 - Appendix A Evaluation and calculation of air pollution from road tunnels” geeft een methode op basis van nomogrammen waarmee de concentraties buiten een tunnelportaal kunnen worden geschat.

De publicatie is opgenomen in bijlage 2.4

De methode is gebaseerd op tracergas metingen rondom tunnelportalen. Bij deze methode wordt als eerste uitgegaan van jetwerking van de luchtstroming uit de tunnel en wordt vervolgens uitgegaan van een mengproces met de omgevingslucht. Opgemerkt wordt dat de beschrijving van de overgang van de jetstroming naar menging gecompliceerd is en dat aannamen zijn gedaan.

Opgemerkt wordt dat de nomogrammen bruikbaar zijn als een eerste schatting, maar dat voor nauwkeurige bepaling onderzoek aan schaalmodellen nodig is waarbij de specifieke omgevingskenmerken worden verdisconteerd.

Gesteld wordt dat de nomogrammen een goed uitgangspunt zijn voor NO₂ concentraties doch niet voor PM₁₀.

De nomogrammen zijn bruikbaar voor een tunneldoorsnede niet groter dan 48 m². In Nederland hebben tunnels met 2 rijstroken een doorsnede in de buurt van 48 m², tunnels met 3 cq 4 rijstroken hebben een doorsnede van ca. 60 m² en 80 m².

De windsnelheid mag niet lager zijn dan 1 m/s en de luchtsnelheid uit de tunnel niet groter dan 8 m/s. In veel gevallen liggen de werkelijke waarden binnen deze grenzen.

6.3 Oostenrijk

<Literatuur nr. 8, 15, 16, 19, 20 en 32>

In Oostenrijk is een richtlijn beschikbaar: “RVS 9.263 Tunnel – Projecttierungrichtlinien – Lüftungsanlagen - Immissionsbelastung an Portalen”, Österreich, Ausgabe 1. Mai 2005.

De hoofdkenmerken hierin zijn:

- Een luchtonderzoek naar de stoffen NO_x en PM₁₀ moet altijd worden ingesteld.
- Bij meer dan 15.000 vtg per dag per rijrichting moet het luchtonderzoek worden uitgebreid met de stoffen CO, Benzol en Benzopyreen.
- Er worden richtlijnen gegeven voor zowel rekenmethoden als schaalmodelonderzoek.

Voor rekenmethoden wordt verschaft:

- Een verhouding NO₂/NO_x voor jaargemiddelde concentraties in buitenlucht
- Berekening impuls van de luchtstroom uit de tunnel – de basis hiervoor is een 1-dimensionaal model analoog aan hetgeen is beschreven in de Nederlandse Aanbevelingen Ventilatie van Verkeerstunnels, zoals in 2005 gepubliceerd door RWS
- Attentie voor temperatuurverschillen tussen tunnellucht en omgevingslucht
- Afbuighoek van de luchtstroom uit de tunnel bij windrichting dwars op de tunnel.
- Attentie voor de invloed van gebouwen rondom tunnelportalen.

Aanbevolen wordt het rekenmodel GRAL 3.5 te gebruiken, zie Figuur 5. Dit rekenmodel is opgesteld door en beschikbaar bij de TU te Graz.

Basierend auf den Ergebnissen des Heftes 532 der Schriftenreihe Straßenforschung wird in dieser Richtlinie das Ausbreitungsmodell GRAL 3.5TM (= Grazer Lagrange Modell Version 3.5 Tunnelmodul) empfohlen. Alternativ können auch andere Ausbreitungsmodelle verwendet werden, welche zumindest ähnlich gute Ergebnisse liefern. Der Nachweis hierfür ist anhand der nachfolgend beschriebenen oder jedenfalls vergleichbaren Datensätzen (mindestens zwei) zu erbringen. Die Resultate und die Vorgehensweise (z.B. wie freie Modellparameter gewählt werden müssen) sollten vorzugsweise in Fachzeitschriften publiziert werden, um die Nachvollziehbarkeit sicher zu stellen. Im Anhang ist die Vorgangsweise für die Validierung beschrieben.

Figuur 5 Aanbeveling rekenmodellen in RVS 9-263

In literatuur 15 en 16 wordt door de TU Graz in Oostenrijk beknopt verslag gedaan van de ontwikkelingen die tot het model GRAL 3.5 hebben geleid. Een belangrijke opmerking is dat er een belangrijke interactie is tussen de jetstream uit het tunnelportaal en de wind. Dit is in praktijk gemeten. Zelfs bij geringe windsnelheden kan de jetstream flink van richting veranderen. Volgens de bewoordingen in literatuur 15:

“One important process found in the investigations of the tracer experiments conducted, was the influence of the changing ambient wind field direction (meandering) on the position of the jet stream of the tunnel portal. The position changes are of the order of decame-

ters, while the characteristic length scales of eddies evolving at the surface between the jet stream and the ambient wind field are of the order of some meters. It should be emphasized, that the dispersion of a jet stream in combination with ambient low wind speeds, is perhaps one of the most challenging tasks in air quality studies, and that there is currently no model available, which is able to treat both effects properly. E.g. Eulerian microscale models solving the set of conservation equations can not treat the effect of meandering, and the influence of the wind direction fluctuations on the position of the jet stream centre- line.”

Over het GRAL model zelf wordt gezegd:

“To the best of the authors knowledge it is the first time that this effect is being described and included in a dispersion model. The model is based on a Lagrangian formulation, i.e. single particles are tracked, whose velocities are determined by the prevailing ambient wind field and the features of the jet stream (exit velocity, temperature difference between the jet stream and the ambient wind field). Buoyancy effects are accounted for in the model in following the suggestions of Van Doop (1992) for point source releases. The computation of the shape of the jet stream is largely based on Bernoulli’s equation. For instance, it is assumed that the ambient wind causes a pressure upon the jet stream, which changes the direction of the jet stream and slows it down or accelerates it depending on the wind speed differences between ambient wind and jet stream. After a certain time the jet stream owns the same wind speed and direction as does the ambient wind field. The subsequent calculations are then implemented with the dispersion model GRAL (Oettl et al. 2001a, Oettl et al. 2001b).”

In literatuur 16 wordt een vergelijking getrokken tussen praktijkmetingen en de resultaten van GRAL 3.5. Hieruit blijkt een goede overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden.

In Bijlage 2.5. is een samenvattend Oostenrijks artikel over het rekenmodel GRAL opgenomen.

In Bijlage 2.5 zijn details gegeven van het GRAL model op basis van literatuur 19.

7. Schaalmodelonderzoek in windtunnels

7.1 Resultaten windtunnelmetingen in Nederland

7.1.1 A10 Coentunnel/ A5 Westrandweg

<literatuur 22>

Er wordt verslag gedaan van het windtunnelonderzoek naar de luchtkwaliteit langs het tracé van de A10 nabij de Coentunnel en het tracé van de nieuwe A5 Westrand weg. In het onderzoek is o.a. gemeten aan een schaalmodel van de portalen van de Coentunnel in de nieuwe situatie, dus waarbij zowel de nieuwe als de bestaande Coentunnel aanwezig zijn. In het model is rekening gehouden met portaalafzuiging en met schermen langs de buitenkant van de rijbaan waarbij diverse schermhoogten zijn beproefd. Gebruikmakend van “PluimPlus” zijn de jaarlijkse concentraties in de omgeving van de tunnelportalen berekend.

In de rapportage worden wel de waarden gegeven die zijn berekend op basis van de meetwaarden uit de windtunnelmetingen maar de meetwaarden zelf zijn niet gegeven.

7.1.2 A2 Leidse Rijn Utrecht

<literatuur 13 en 36 >

Er wordt verslag gedaan van het windtunnelonderzoek naar de luchtkwaliteit rondom de tunnelportalen van de A2 Leidsche Rijn tunnel bij Utrecht. In het kader van rekenmodellen is te vermelden dat er in eerste instantie is gerekend met PluimPlus, maar dat in een latere fase is besloten gedetailleerd onderzoek te doen d.m.v. schaalmodellen in een windtunnel. De resultaten daarvan lagen aanzienlijk lager dan de uitkomsten van de berekeningen, hetgeen het vermoeden en de aanleiding tot de windtunnelproeven bevestigde dat de berekende waarden hoog zijn.

In de rapportage worden wel de waarden gegeven die zijn berekend op basis van de meetwaarden uit de windtunnelmetingen maar de meetwaarden zelf zijn niet gegeven.

7.1.3 Busstation CS Amsterdam

<literatuur 37>

Er wordt verslag gedaan van het windtunnelonderzoek naar de luchtkwaliteit rondom het overkapt busstation aan de IJ-zijde van het Centraal Station te Amsterdam.

Er is rekening gehouden met de omliggende bebouwing op korte afstand van het busstation. In het schaalmodel zijn een groot aantal receptor punten rondom de “tunnelportalen” geplaatst.

In de rapportage worden wel de waarden gegeven die zijn berekend op basis van de meetwaarden uit de windtunnelmetingen maar de meetwaarden zelf zijn niet gegeven.

7.1.4 A4 Delft-Schiedam

<literatuur 21>

Er wordt verslag gedaan van het windtunnelonderzoek naar de luchtkwaliteit rondom het zuidelijke tunnelportaal van de nieuwe tunnel (gelegen tussen de stadsdelen Vlaardingen-Holy en Schiedam-Nieuwland) in de A4 tussen Delft - Schiedam. Doel van dit onderzoek was de invloed van variaties in de vorm van het tunnelportaal op de luchtkwaliteit in de omgeving te bepalen. Vlakbij het tunnelportaal hebben de variaties invloed, verder weg zijn de verschillen klein.

In de studie zijn 8 varianten beschouwd en zijn per variant de metingen bij 2 lichtsnelheden uit het tunnelportaal uitgevoerd zodanig dat de verhouding $u_t/u_w = 0,5$ en 1 waarbij u_t de stroomsnelheid uit de tunnel is en u_w de windsnelheid. In het rapport worden de meetwaarden aan het schaalmodel verstrekt hetgeen de mogelijkheid geeft verspreidingsmodellen te toetsen. Aangezien deze literatuurstudie tot doel heeft informatie te verzamelen is deze analyse hier niet uitgevoerd.

7.1.5 Overig windtunnel onderzoek in Nederland

Ten behoeve van de volgende projecten is eveneens windtunnelonderzoek gedaan:

- A10 Zeeburgertunnel Amsterdam (tunnel onder water)
- Piet Hein tunnel Amsterdam (tunnel onder water)
- A4 Burgerveen / Leiden (spleet tunnel onder land)
- N201 Tunnel in provinciale weg nabij Aalsmeer (tunnel onderland)
- Westplein tunnel Utrecht (tunnel onder land in stedelijk gebied)
- Stadstunnel Utrecht (tunnel onder land, gelegen langs de A2 Leidsche Rijn tunnel)
- Sijtwende tunnels Leidschendam/Voorburg (tunnels onder land, stedelijk gebied)

De rapportages van deze onderzoeken waren niet beschikbaar t.b.v. het literatuuronderzoek.

7.1.6 Bevindingen windtunnelmetingen in Nederland

Bij vrijwel alle nieuw gebouwde of nieuw te bouwen tunnels in Nederland vanaf circa 1995 is schaalmodel onderzoek gedaan naar de effecten van de verkeersemisatie in de omgeving.

De uitvoering van de schaalmodelonderzoeken verschilt van project tot project, onder andere in het aantal varianten per project, het aantal gemeten receptorpunten, uitgangspunten qua luchtstroom uit de tunnel en de verwerking van gegevens. Dat wordt deels veroorzaakt door een ontwikkeling in kennis bij de partijen die metingen verrichten en deels bepaald door het beschikbare budget t.b.v. schaalmodel onderzoek. In tegenstelling tot de meeste buitenlandse schaalmodel-onderzoeken wordt in Nederland de door het rijdende verkeer geïnduceerde turbulentie via rekenkundige nabewerking van de meetgegevens verdisconteerd.

Uit mondelinge informatie van TNO en Adviesbureau Peutz blijkt dat het budget voor schaalmodel onderzoek veelal erg beperkt is terwijl luchtkwaliteit een zeer bepalende rol speelt in goedkeuringsprocedures voor de tunnel of het totale tracé. Vanwege het beperkte budget is dan het aantal receptorpunten in een schaalmodel beperkt – soms zodanig beperkt dat de meetresultaten hoewel zeer veelbelovend niet bruikbaar zijn in een luchtkwaliteitsonderzoek. Er wordt dan teruggevallen op waarden welke zijn berekend met rekenmodellen terwijl die hoger uitvallen dan de meetwaarden. Daarmee heeft een schaalmodel onderzoek dan alleen enige wetenschappelijke waarde. De aanbeveling is daarom om schaalmodel onderzoek zodanig uit te voeren dat de resultaten juridisch houdbaar zijn. Dat vereist voldoende receptorpunten en voldoende varianten.

In de rapportages zijn niet de meetwaarden ofwel de verdunningsfactoren opgenomen, behalve bij het onderzoek volgens literatuur 21. Dat bemoeilijkt het afleiden van nieuwe rekenregels of het controleren van in de literatuur gevonden rekenmodellen. Het beperkte aantal receptorpunten in verschillende onderzoeken maakt het daarbij nog eens extra lastig rekenregels te ontwikkelen, vooral wanneer in rekenregels variaties als de aanwezigheid van schermen langs de weg moeten worden opgenomen.

7.2 Resultaten windtunnelmetingen in het Buitenland

Alleen literatuur met beschrijvingen die inzicht geven in verspreiding van emissie of concentratieverdelingen zijn hieronder opgenomen.

7.2.1 Literatuuronderzoek 1994 aan eerdere schaalmodel onderzoeken

<Literatuur nr. 4 – A field test of denitrification system for road tunnel exhaust>

De publicatie is gedaan in 1994. Er is literatuuronderzoek gedaan aan eerdere schaalmodelonderzoeken. Er is een onderzoek uitgevoerd op een schaalmodel van een tunnel met schaal 1:100. De gegevens daarvan zijn:

- De weg ligt in het model op maaiveld;
- 2 typen tunnelportalen zijn gezien, geen wanden op maaiveld, wanden van 80m lang en bij het tunnelportaal 5,5m hoog, die aflopen tot op wegdek niveau bij de lengte 80m;
- In de tunnel een lopende band met daarop blokken die rijdende voertuigen simuleren;

- Omgeving van de tunnel overeenkomstig een “neutrally stable, urban boundary layer”;
- Er is gemeten in dwarsdoorsneden op afstanden die overeenkomen met 0m, 50, 100m, 150m, 200m, 250m en 300m vanaf het tunnelportaal, bij verkeerssnelheden van 8, 24, 48 en 72 km/h en bij windrichtingen 0°, 45°, 90°, 135° en 180°;
- Extra luchtstroming boven de door het rijdend verkeer geïnduceerde stroming door werd mogelijk gemaakt door middel van een ventilator die lucht door de tunnel blaast.

Er is het volgende vastgesteld:

- Zonder windinvloed kan de stroming uit de tunnel zich uitstrekken tot 200 – 300m na de tunnel (zie figuur 7 en tabel 3 en 4 uit het artikel);
- Aanvullende langsventilatie heeft een slechts zeer beperkte invloed op de concentraties buiten de tunnel;
- Op een hoogte van meer dan 10m is door de emissies uit de tunnel nauwelijks bijdrage aan concentraties in de buitenlucht – dit is weergegeven op 50m afstand van het tunnelportaal (zie figuur 6 uit het artikel);
- Er wordt een afname van de concentratie per afstand vanaf het tunnelportaal gegeven in figuur 5 uit het artikel. Niet duidelijk is of dit alleen op de as van de weg geldt of dat dit per windrichting is gemeten;
- Zonder zijwanden tendeert de lengte van de jetstroom uit de tunnel naar kortere lengten dan met wanden, maar de lengte wordt ook beïnvloed door de wind. Met zijwind is de lengte van de jetstroom korter dan bij mee- en tegenwind. Bij tegenwind is de lengte korter dan bij meewind;
- Hogere verkeerssnelheden leiden tot kortere lengten van de jetstroom dan lage verkeerssnelheden als er geen wind is. Kennelijk leidt de verkeersbeweging buiten de tunnel tot meer of mindere opmenging met de buitenlucht. Met windinvloed is dit specifieke effect niet gemeten. Rijdend verkeer en wind hebben samen wel een gunstig effect op de verspreiding.

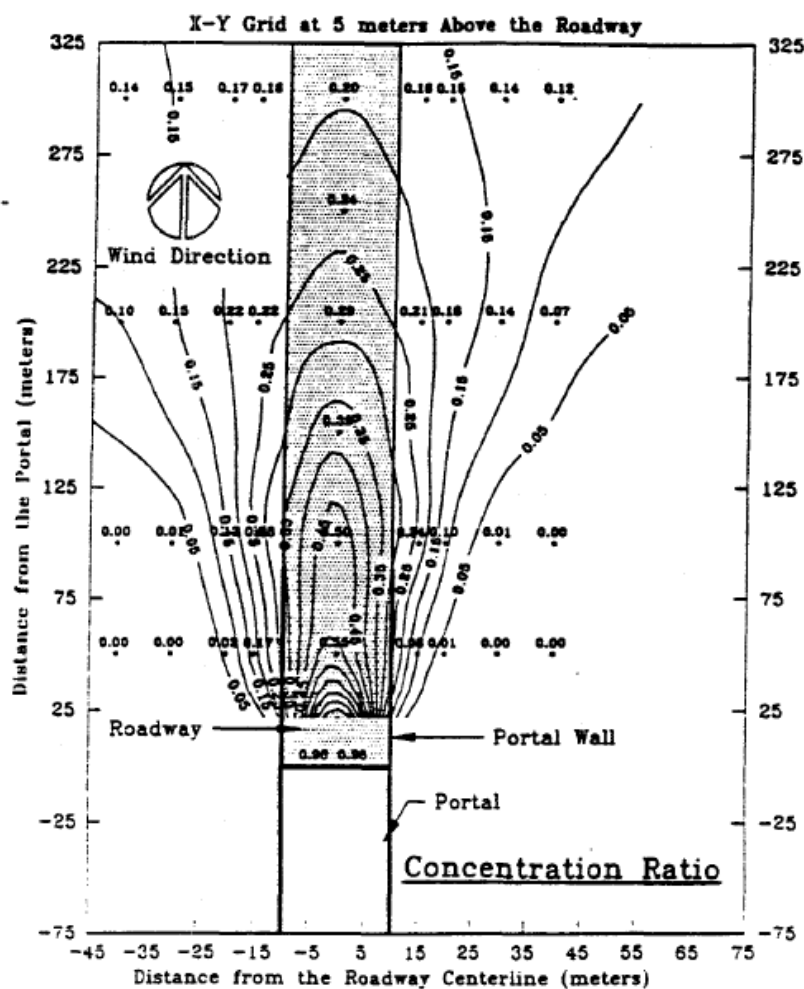


TABLE 3

Exhaust Plume Length under No Wind Conditions

Vehicle speed (km/h)		8	8	24	48	72
Tunnel mechanical ventilation		Yes	No	Yes	Yes	Yes
Portal Flow Rate (m ³ /sec)		136	90	257	308	299
Plume length (meters)	walls	>325	320	310	265	250
	no walls			290		

TABLE 4
Exhaust Plume Lengths under Different Wind Conditions

Vehicle speed km/h	Portal configuration	Wind velocity		
		1 m/s	3 m/s	6 m/s
Range of plume lengths* (meters)				
8	walls	110-210	45-50	40-45
	no walls	90-190	40-45	30-40
24	walls	230-320	130-250	50-110
	no walls	230-300	100-220	40-110
48	walls	235-300	150-270	60-125
	no walls	225-260	90-200	60-100

* This range includes the shorter limit observed under side winds to the longer limit observed under parallel winds.

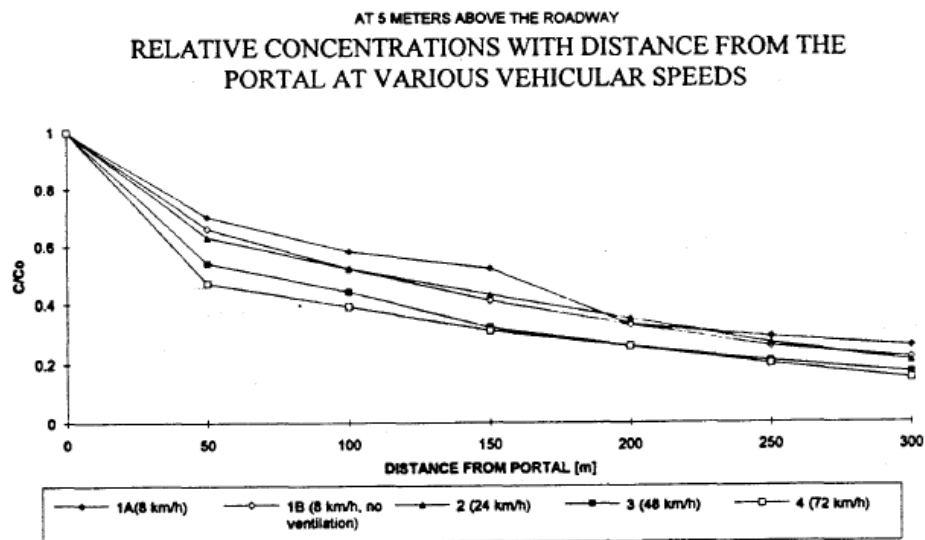


Figure 5

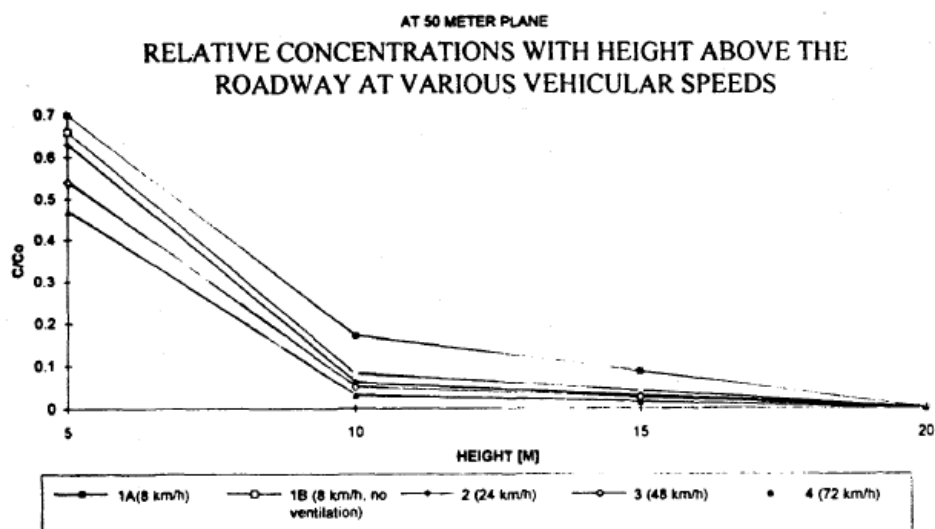


Figure 6

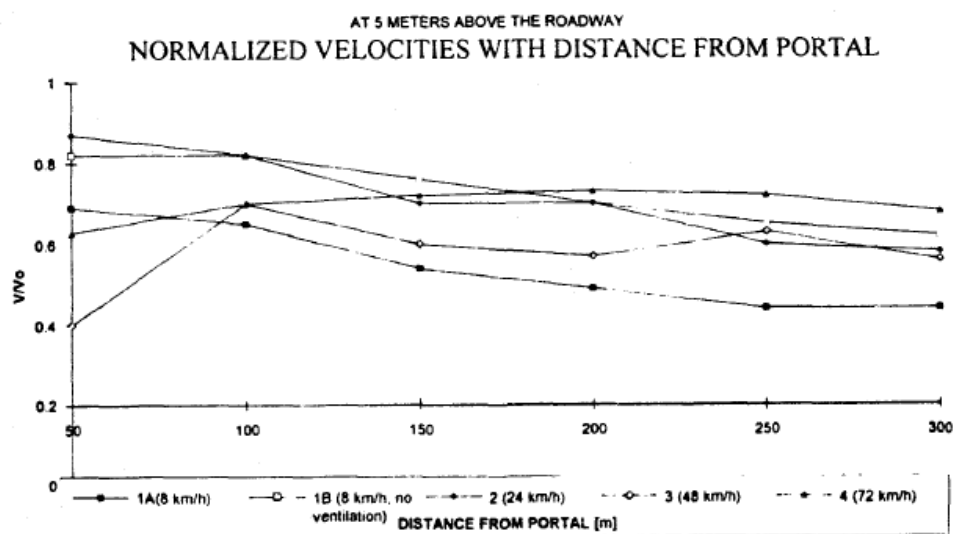


Figure 7

7.2.2 Central Artery project in Boston USA

<Literatuur 8 - Analytical Approach to Estimate Pollutant Concentrations from a Tunnel Portal Exit Plume>

Er wordt verslag gedaan van resultaten die zijn verkregen uit schaalmodelonderzoek t.b.v. het stedelijke Central Artery project in Boston USA. Er zijn ca. 96 schaalmodel metingen uitgevoerd.

Het artikel beschrijft de invloed van de jetwerking van de luchtstroom uit het tunnelportaal. De lengte waarover de jetstroom zich uitstrekt hangt o.a. af van de als dan niet verdiepte ligging van de weg en de verdere vormgeving rondom het tunnelportaal. De lengte voor de jetstroom is bepaald bij verschillende vormen, windsnelheden en verkeerssnelheden. De verkeerssnelheden zijn relatief laag omdat de schaalmodelproeven zijn gedaan voor tunnels in stedelijk gebied met beperkte toegelaten snelheid (50 km/h). De resultaten zijn vermeld in de onderstaande figuren.

In het artikel wordt opgemerkt dat, om binnen verspreidingsmodellen te kunnen rekenen, de jetstroom in meerdere secties mag worden verdeeld, waarbij binnen een sectie de uitgangspunten constant zijn.

Volgens het artikel zijn de resultaten van berekeningen een goede benadering en een basis voor nader onderzoek m.b.v. schaalmodellen.

Table 1. Estimated Portal Jet Lengths Under a Range of Wind Speeds and Directions, and Portal Configurations (1)

Vehicle Speed	Portal Configuration	Wind Speed		
		1 m/s (200 fpm)	3 m/s (600 fpm)	6 m/s (1200 fpm)
8 km/h (5 mph)	with walls	Portal Jet Lengths (m)		
	without walls	110-210	45-50	40-45
24 km/h (15 mph)	with walls	90-190	40-45	30-40
	without walls	250-320	110-250	50-110
48 km/h (30 mph)	with walls	230-300	130-220	40-110
	without walls	235-300	150-270	60-125
		225-260	90-200	60-100

Table 2. Distribution of Emissions (Relative to the Portal Emissions) in the Sections of a Three-sectional Portal Plume at Various Wind Directions

Vehicle Velocity	I Section	II Section	III Section
	%	%	%
8 km/h (5 mph)	48	40	12
24 km/h (15 mph)	55	33	12
48 km/h (30 mph)	57	31	12

Table 3. Comparison of Analytical and Physical Modeling Results

Receptor Number	Physical Modeling Results			Analytical Modeling Results	
	8 hour concentration	wind speed	wind direction	8 hour concentration	wind direction
	ppm	m/sec	degrees	ppm	degrees
10	1.4	3	180	1.3	180
14	3.3	6	135	2.1	160
15	4.1	3	135	0.6	90

8. Beschouwingen inzake Bepalingsmethoden

<Literatuur 1 – Literatuur onderzoek naar de invloed van aerodynamische variabelen op de luchtverontreiniging in en rond verkeerstunnels>

Dit betreft een onderzoek door TNO voor Rijkswaterstaat uitgevoerd in 1987. In het onderzoek is tevens een hoofdstuk gewijd aan emissieverspreiding rond tunnelportalen waarbij de resultaten – zoals tot op 1987 bekend – van verschillende buitenlandse onderzoeken wordt vermeld. Aangezien de tekst en de bijbehorende figuren interessant zijn voor nalezing zijn deze integraal als bijlage 5 in dit rapport opgenomen.

In de rapportage worden de volgende zaken opgemerkt:

- De emissieconcentraties blijken veelal binnen 100m vanaf het tunnelportaal te zijn gedaald tot minder dan 10% van de concentratie in of vlakbij het portaal.
- Bij toepassing van hoge geluidsschermen langs de aansluitende weg wordt de emissie in langsrichting van de weg verder getransporteerd dan zonder geluidsschermen.
- In gepresenteerde formules voor emissieverspreiding spelen een rol de tunnel luchtsnelheid, verhouding tussen de tunnel luchtsnelheid en de windsnelheid, windrichting en temperatuurverschil tussen tunnellucht en omgevingslucht.
- Een belangrijke rol blijkt de “jet”- werking van de luchtstroom uit de tunnel te hebben. Afhankelijk van de windsnelheid en richting is tot ca. 60m vanaf het tunnelportaal (gemeten langs de weg) de impuls van de tunnellucht maatgevend voor de verspreiding, op grotere afstand is de atmosferische turbulentie maatgevend.
- De gevonden onderzoeksresultaten zijn redelijk toepasbaar bij tunnelportalen in open gebied. Er wordt sterk aangedrongen op onderzoek met schaalmodellen in een windtunnel bij complexere situaties aangezien generieke rekenmodellen de situatie niet goed voorspellen.

<Literatuur 30 – Piarc 2008R04 – Road tunnels: A Guide to optimizing the air quality impact upon the environment>

In “Appendix D – Overview of dispersion modeling in designing ventilation systems” wordt beschreven dat de lengte en richting van de jetpluim uit tunnelportalen in hoge mate afhankelijk is van windinvloed. Bij een windrichting gelijk aan de richting van jetpluim kan de pluim zich over 200 – 300 m uitstrekken, bij tegenwind slechts tot 50 m. Bij zijwind kan, afhankelijk van de ligging van de aansluitende weg en omgeving van de tunnel, de pluim behoorlijk afgebogen worden maar desondanks een flinke lengte (in afgebogen richting) behouden.

Opgemerkt wordt dat door de jetpluim de verspreiding beperkt wordt tot een smalle strook waarvan de plaats voorts door de windrichting wordt bepaald. Deze verspreiding heeft een invloed die een orde groter is dan de verspreiding door opmenging met de directe omgeving waardoor conventionele pluimmodellen geen rekenwaarden geven die overeenkomen met de werkelijkheid.

Volgens deze publicatie worden voor de directe omgeving de beste resultaten gevonden door schaalmodelonderzoek. Daarbij is dan wel een beperking dat metingen bij lage wind-

snelheden in een windtunnel nauwelijks uitvoerbaar zijn terwijl de jetpluim invloed dan echter het sterkst is. Daardoor liggen windtunnelmetingen +/- 50% t.o.v. de in de werkelijkheid gemeten waarden. De voorspellingen van rekenmodellen wordt in deze publicatie ook op +/- 50% geschat zodat de nauwkeurigheid van rekenmodellen en schaalmodelonderzoek in dezelfde orde kunnen liggen.

Voor wat betreft rekenmodellen wordt de aandacht gevestigd op modellen gebaseerd op een Gaussische verspreiding en op Lagrangian Particle modellen waarin de weg van deeltjes wordt gevolgd. De laatste modellen geven de mogelijkheid om effecten als “buoyancy, interaction of the tunnel jet with the ambient wind, traffic induced flow and the exit velocity itself” goed te integreren.

Als belangrijkste effect op de uitkomsten van rekenmodellen wordt gezien de juiste keus van een rekenmodel voor het betreffende probleem, juiste keus van randvoorwaarden en invoer en de ervaringen van de gebruiker, niet zozeer de kwaliteit van het rekenmodel zelf.

<literatuur 9 - Methodology for the evaluation of the impact of pollutants around portals>

Er wordt onderscheid gemaakt in empirische modellen, Dispersiemodellen op basis van Gaussische distributie en numerieke (CFD) methoden.

Er wordt gewezen op het belang van deugdelijk onderzoek naar luchtkwaliteit in de eerste fasen van een project omdat dan belangrijke beslissingen worden genomen over bijvoorbeeld lokatie van portalen en ventilatiesystemen. Opgemerkt is dat in veel projecten men onterecht geneigd is dergelijke onderzoeken uit te stellen tot de detailleringfase. De inzet van het type onderzoek en daarmee het benodigde budget moet echter wel worden afgewogen tegen de fase van het project. Empirische modellen kunnen dus toepasbaar zijn terwijl in een andere projectfase een gedetailleerde berekening nodig is. Aanbevolen wordt voor analyse van grotere gebieden empirische en/of Gaussische modellen te gebruiken en voor de directe omgeving van tunnelportalen en numerieke CFD methode toe te passen.

De invloed van rijdend verkeer moet in rekening worden gebracht, vooral bij numerieke methoden.

Bij toepassing van schaalmodelstudies is het van belang de door verkeer geïnduceerde turbulentie na te bootsen. Verwezen wordt naar literatuur waarin dit meer in detail wordt beschreven.

Er wordt een methode met weegfactoren gegeven voor het bepalen van de keuze van toe te passen maatregelen voor luchtkwaliteit. Dit lijkt misschien minder te maken te hebben met rekenmodellen en bepalingsmethoden van concentraties maar kan wel helpen om keuzen te maken in de onderzoeksmethode.

<literatuur 25 - Air Quality in and Around Traffic Tunnels>

Voor het literatuuronderzoek van toepassing zijnde kerndelen van dit rapport zijn opgenomen in bijlage 4.

Dit rapport dat door de Australische overheid is samengesteld betreft luchtkwaliteit zowel in als buiten tunnels. Voor het literatuuronderzoek zijn alleen de delen gebruikt die betrekking hebben op het bepalen van luchtkwaliteit buiten de tunnel. Echter emissieproductie in de tunnel, chemische processen tussen uitlaatgas emissies die optreden nog voordat deze de tunnel verlaten en invloed van de tunnelconstructie op de uitlaatgasemissies hebben ook invloed op de uiteindelijke luchtkwaliteit buiten de tunnel. Deze en andere aspecten zijn voor dit literatuuronderzoek niet beschreven maar opgemerkt wordt dat er zeker elementen in zitten die nuttig zijn voor nadere bestudering.

In het rapport wordt ingegaan op zowel voorspellingen door middel van rekenmodellen en windtunnel modellen als praktijkmetingen. Er worden enkele tunnelprojecten wereldwijd beschreven, de resultaten van modellen en metingen zijn met elkaar vergeleken indien ze voor hetzelfde project beide beschikbaar zijn.

De rapportage maakt onderscheid tussen de “portal vicinity” d.w.z. een zone binnen 100 – 200 m het tunnelportaal, een “local area” d.w.z. een zone tot op 1 km afstand en een “wider zone” d.w.z. een groter gebied. Gesteld wordt dat verhoogde emissieconcentraties door de tunnel veelal binnen de “portal vicinity” zijn afgenomen tot achtergrond niveaus en dat in de “local area” er geen of een zeer kleine verhoging en soms zelfs een verlaging optreedt vanwege de tunnel. De “wider zone” wordt vooral beïnvloed door wijziging in verkeerspatronen als gevolg van de tunnel. Deze scheiding in zones laat zien dat over het algemeen de zone waarin verhoogde concentraties voorkomen niet groter is dan 100 – 200 m vanaf het tunnelportaal. Dat stemt overeen met andere literatuurbronnen.

Opgemerkt wordt dat beschouwing van luchtkwaliteit meestal plaats vindt in de planfase en na openstelling van de tunnel beperkt aandacht krijgt. Derhalve zijn er wereldwijd weinig meetgegevens van de situatie na openstelling van de tunnel. In de rapportage wordt van 3 projecten verslag gedaan waarbij wel dergelijke metingen zijn verricht (M5 East Motorway Sydney, City Link tunnels Melbourne, Sodra Lanken tunnel Oslo).

Er wordt gesteld in paragraaf 5.3.1. : “The suite of dispersion models used for calculating impacts of roads is generally unsuitable for tunnel portals. Such models are not designed to model dispersion involving the special features of portals such as sunken roadways, vertical walls, local topography, vehicle-induced turbulence and especially the turbulent effects of a jet of contaminated air exiting the tunnel and mixing with the ambient wind, which will generally be travelling in a different direction and at a different speed.” “Environmental impact modeling is often undertaken using Gaussian plume models, such as Caline or CalPuff, although such models often make unrealistic predictions close to tunnel portals. This is generally because they do not model the jet effect of the air exiting the tunnel portal. Caline is unsuitable if the influence of nonflat topography is to be investigated. CalPuff includes the effect of topography but tends to overpredict concentrations within 100 m of the source.” “A few simpler models have been developed specifically for

tunnel portals. These models are generally based on, and validated against, monitored data from real tunnel portals, including tracer-release experiments. One of the more successful is the GRAL model developed at the Graz University of Technology (Oetl et al 2002). Development of this model revealed very strong gradients in concentration (two orders of magnitude over 10 m) that the model would only be able to begin to resolve with a detailed representation of the entrainment of air in individual vehicle wakes. Inevitably it makes this, and any other model, sensitively dependent upon the turbulence submodel or parameterisation, and upon finely detailed input data. In a 2005 paper, Oetl et al reported that GRAL had been tested for five tunnels. Results were reasonable, but the model was dependent upon two empirical parameters that had to be set independently for each tunnel. The general experience of attempts to model tunnel portal emissions is that it is a complex physical phenomenon; dispersion varies significantly between tunnels and due to variations in ambient meteorology making it difficult to make general statements. However, one consistent result is that the extent of the zone around the portal within which ambient air pollutant concentrations are significantly raised by the portal is of the order of 100–200 m. The shape of this zone is dependent on wind direction, and in the long term the average will typically extend further in the direction corresponding to downwind in terms of locally prevailing winds. In the presence of dense or tall buildings local recirculation effects may distort the shape of this zone in ways that are hard to predict.”

Uit deze beschrijving blijkt dat de meeste modellen die gebruikt worden dan wel geschikt zijn voor gebruik bij open wegen maar niet voor de situatie bij tunnelportalen. De modellen Caline en Calpuff worden kort beschreven in de aanhaling van US EPA in bijlage 3 van deze literatuurstudie. Uit de beschrijving blijkt dat deze programma's geschikt zijn voor open wegen al dan niet complex terrein. Met “complex” wordt echter niet de specifieke situatie van tunnelportalen bedoeld.

Het rapport beschrijft het Oostenrijkse GRAL model als redelijk werkend hoewel afhankelijk van de specifieke tunnelconfiguratie. Dat wordt door de TU Graz zelf ook bevestigd.

Uit metingen bij tunnels in Oslo en Parijs is gebleken dat de concentratie PM10 sneller afneemt dan die van NO₂. Dat is te verwachten omdat de concentratie van NO₂ door verdunning afneemt maar tijdens het transport vanwege de reactie van NO tot NO₂ de concentratie stijgt. PM10 daarentegen slaat tijdens transport in de omgeving neer en wordt verdund terwijl er geen extra PM10 door chemische reactie wordt gevormd.

Dit resultaat is verklaarbaar vanwege paragraaf 5.6 en 8.3.3 in de rapportage. Daar wordt als aandachtspunt genoemd dat kleine stofdeeltjes samenklonteren tot grotere deeltjes en vooral als de concentratie hoog is zoals het geval is in de lucht die het tunnelportaal verlaat. De zwaardere (lees ook “grotere”) deeltjes slaan sneller neer dan de lichtere kleine deeltjes zodat – gemeten in massafractie – de concentratie PM10 sneller zal afnemen dan wanneer alleen verdunning zou optreden. De meeste rekenmodellen houden met dit effect geen rekening zodat te hoge concentraties worden voorspeld.

Als 2^e aandachtspunt wordt genoemd dat in de tunnel een hoge concentratie NO ontstaat omdat er te weinig ozon beschikbaar is om de reactie tot NO₂ te laten verlopen. Vlak buiten de tunnel is er plotseling veel ozon beschikbaar. Samen met de hoge concentratie NO verloopt de reactie NO → NO₂ veel sneller dan bij de emissie van een open weg het geval zou zijn. Ook dit effect is in veel modellen niet opgenomen hetgeen resulteert in een mogelijk wat lage voorspelling vlak bij de tunnel (<10m) maar een te hoge voorspelling op grotere afstand.

De wind – qua richting, m snelheid en turbulentiegraad – heeft een sterke invloed op de gevonden concentraties. Er wordt opgemerkt dat in de ochtend windcondities geheel anders kunnen zijn als gedurende de rest van de dag. Vertaald naar Nederland: de ochtend start vaak met weinig wind terwijl rond 10:00 – 11:00 uur de “wind opsteekt”. Gecombineerd met het verkeersprofiel over de dag kan men zich voorstellen dat een uurlijkse berekening andere resultaten geeft dan een berekening waarbij windinvloed niet wordt gecombineerd met het actuele verkeersbeeld.

In de rapportage wordt voorts gesteld dat overdag door zoninvloed verticale stromingen ontstaan die 's ochtends nog niet aanwezig zijn. 's Nachts ontstane inversielagen hebben hierop invloed. Verticale stromingen leiden tot extra verdunning en lagere concentraties. Geconcludeerd wordt dat het tijdstip van zonopkomst en de ochtendpiek invloed hebben op het concentratieverloop.

Volgens de rapportage houdt geen van de rekenmodellen rekening met dit fenomeen.

9. Praktijksituaties

9.1 Tokyo Port tunnel Japan

<literatuur 2 - Atmospheric dispersion characteristics of polluted air from the portal of an urban road tunnel>

Er wordt verslag gedaan van een test in en bij de Tokyo Port Tunnel, uitgevoerd met behulp van tracergas (SF₆). De ligging van de portalen is verdiept t.o.v. het omringend maaiveld en de omgeving rondom de tunnelportalen is open.

Er zijn 23 verschillende metingen uitgevoerd waarvan 3 met weinig wind en 20 met wind. De meetpunten waren langs de wegwand gesitueerd op 1,5m boven maaiveld en op de afstanden 20, 50, 100, 150, 200 en 250m vanaf het portaal. Daarmee liggen de eerste meetpunten dus in de verdiepte bak. De meetomstandigheden zijn aangegeven in tabel 2.2 van het artikel.

Table 2.2 Summary table of conditions for the field tests

Run Number	87.1	87.2	87.3	87.4	87.5	87.6	87.10	87.13	87.14
Date	Nov.,2 1987	Nov.,2 1987	Nov.,3 1987	Nov.,3 1987	Nov.,3 1987	Nov.,5 1987	Nov.,6 1987	Nov.,6 1987	Nov.,6 1987
Sampling Time	9:30 10:30	11:00 12:00	9:30 10:30	11:00 12:00	15:45 16:45	9:00 10:00	14:30 15:30	19:00 20:00	20:30 21:30
Weather	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy	Cloudy
Wind Direction	NNE	NE	SW	SSW	SW	SE	N	NNW	NNW
Wind Velocity (m • s ⁻¹)	1.7	2.0	7.5	9.3	8.5	1.7	3.0	4.4	5.0
Wind Velocity in Tunnel (m • s ⁻¹)	4.8	4.0	3.7	3.7	3.8	5.2	5.3	4.6	4.0
Eastbound Traffic No.of Vehicles (veh • h ⁻¹)	3120	2904	2615	2588	2996	3296	3221	3345	2101
Ratio of Large Veh. (%)	31.3	29.1	12.8	10.1	5.4	31.3	45.3	23.8	19.7
Westbound Traffic No.of Vehicles (veh • h ⁻¹)	3370	3214	2739	2867	3627	4133	2846	3117	2068
Ratio of Large Veh. (%)	25.9	35.8	12.0	8.6	7.7	41.8	41.6	16.6	18.5
SF ₆ Release Rate (m ³ • s ⁻¹)	8.33 x10 ⁻⁶	8.33 x10 ⁻⁶	8.33 x10 ⁻⁶	8.33 x10 ⁻⁶	1.67 x10 ⁻⁵	8.33 x10 ⁻⁶	1.67 x10 ⁻⁵	1.67 x10 ⁻⁵	1.67 x10 ⁻⁵

Run Number	88.1	88.2	88.3	88.4	88.7	88.9
Date	Nov.,12 1988	Nov.,13 1988	Nov.,13 1988	Nov.,14 1988	Nov.,14 1988	Nov.,15 1988
Sampling Time	23:00 24:00	3:30 4:30	6:00 7:00	11:00 12:00	16:00 17:00	18:00 19:00
Weather	Fine	Fine	Fine	Fine	Clear	Fine
Wind Direction	WSW	NNE	W	NNE	N	NNW
Wind Velocity (m • s ⁻¹)	0.8	0.3	0.9	3.8	3.2	2.2
Wind Velocity in Tunnel (m • s ⁻¹)	7.1	5.3	8.1	9.4	9.5	8.7
Eastbound Traffic No.of Vehicles (veh • h ⁻¹)	1580	472	2154	3631	3748	3746
Ratio of Large Veh. (%)	16.3	27.8	13.7	61.7	49.6	30.4
Westbound Traffic No.of Vehicles (veh • h ⁻¹)	1782	394	1379	3400	3579	3574
Ratio of Large Veh. (%)	9.5	30.5	22.9	60.2	31.8	24.8
SF ₆ Release Rate (m ³ • s ⁻¹)	1.67 x10 ⁻⁵	1.67 x10 ⁻⁵	1.67 x10 ⁻⁵	3.33 x10 ⁻⁵	3.33 x10 ⁻⁵	3.33 x10 ⁻⁵

De concentratie afname is gegeven in figuur 3.1 van het artikel waarbij de verhouding C/q bestaat uit C = concentratie SF6 op het meetpunt en q = de hoeveelheid afgegeven tracer-gas bij de bron welke in de tunnel was gelegen op 300m voor de tunneluitgang. Opvallend is dat de afname van de concentratie tussen de punten op 20 en 50m vanaf het tunnelportaal geringer is dan op grotere afstanden. Dit is te verwachten omdat de meetpunten in de verdiepte bak liggen.

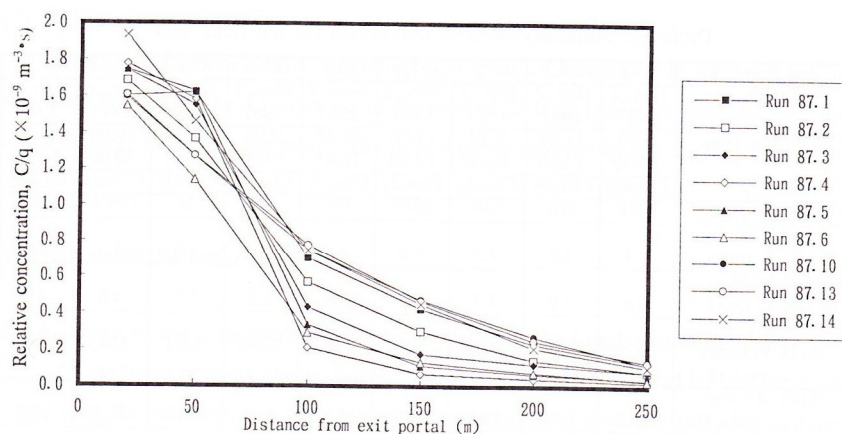


Fig. 3.1 SF6 Relative concentration decrease curves

Op basis van de metingen zijn contourlijnen berekend van de verspreiding van emissie bij het tunnelportaal onder verschillende wind omstandigheden. De resultaten zijn aangegeven in de figuren 3.2 – 3.6 uit het artikel. Figuur 3.3 en figuur 3.4 geven de concentraties weer bij meewind respectievelijk tegenwind. Figuur 3.2, 3.5 en 3.6 geven de situaties weer bij dwarswind.

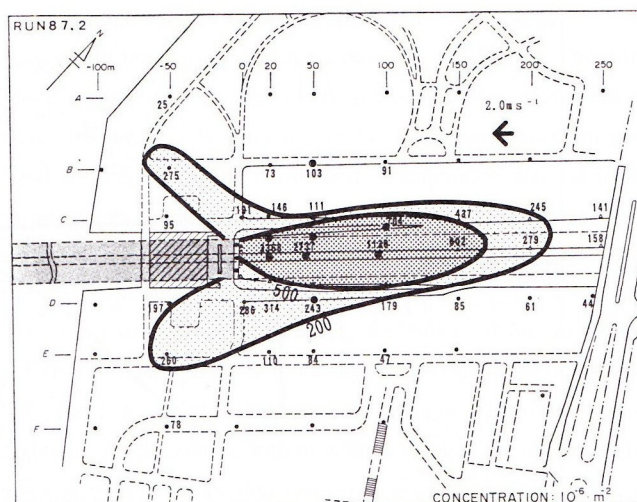


Fig.3.3 Example of the horizontal concentration distribution with against wind

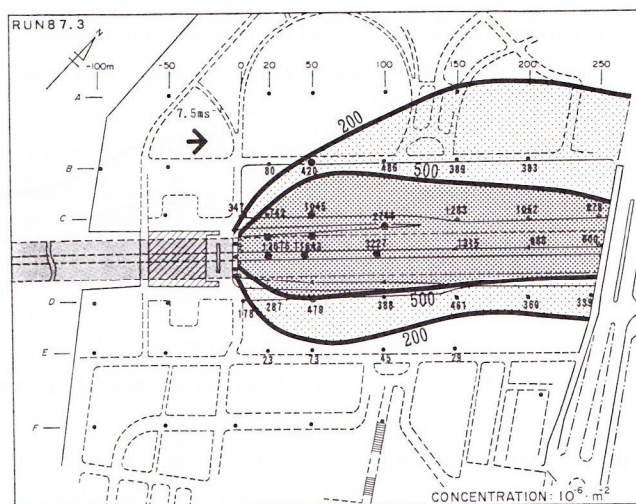


Fig.3.4 Example of the horizontal concentration distribution with following wind

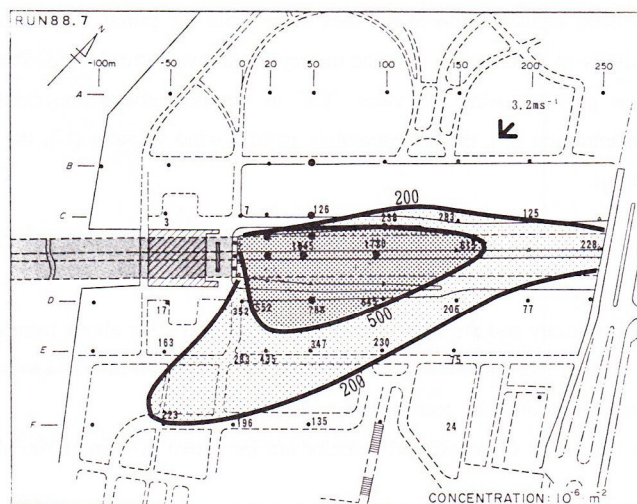


Fig.3.2 Example of the horizontal concentration distribution with higher concentration in upstream side

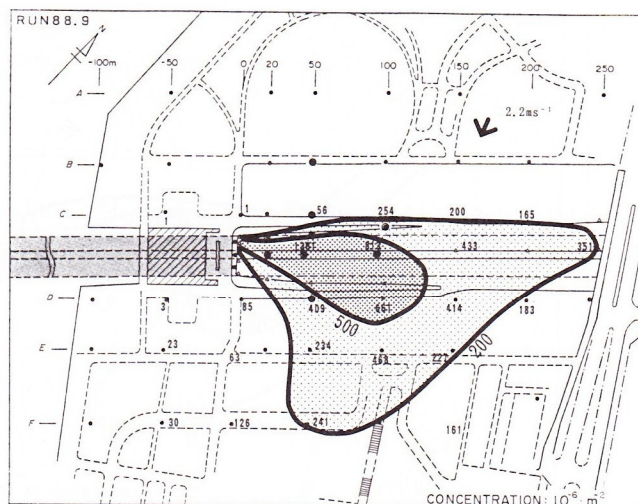


Fig.3.5 Example of the horizontal concentration distribution with cross wind (cross wind direction from exit portal to entry portal)

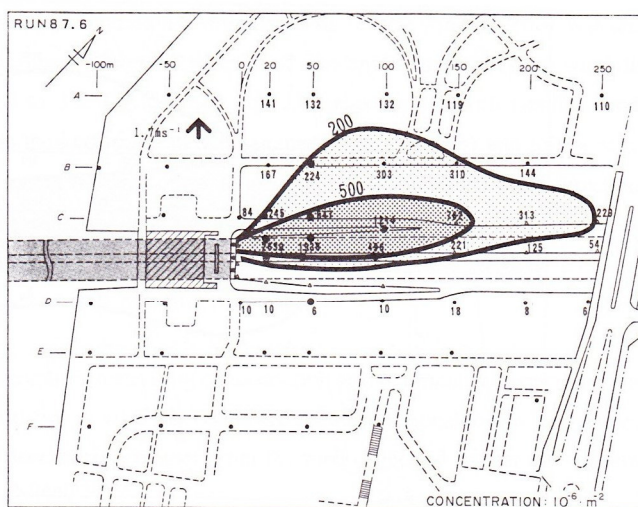


Fig.3.6 Example of the horizontal concentration distribution with cross wind (cross wind direction from entry portal to exit portal)

Men heeft rekening gehouden met aerodynamische kortsluiting bij der tunnelportalen, waardoor een deel van het tracergas in de naastgelegen tunnelbuis wordt gezogen. Bij elk van de metingen werd in de orde van ca. 13 – 16% van het tracergas in de naastgelegen buis gezogen.

Voorts is ook een vergelijking getrokken tussen de metingen in praktijk en de schaalmodel metingen die tijdens het ontwerp van de tunnel zijn uitgevoerd. De resultaten daarvan zijn aangegeven in figuur 3.9 uit het artikel. Hieruit blijkt dat de meetresultaten van de werkelijkheid goed aansluiten bij de metingen in het schaalmodel.

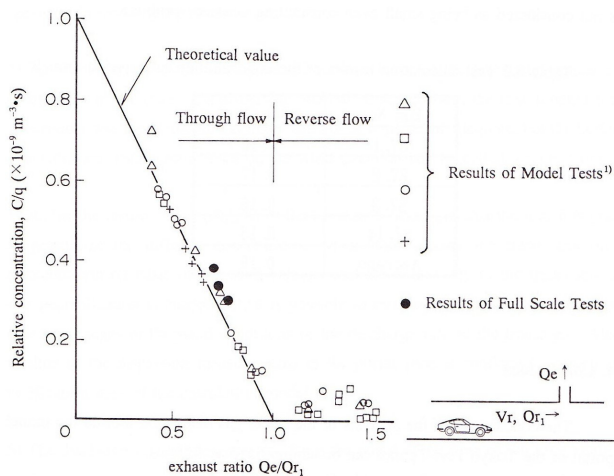


Fig. 3.9 Comparison of results of full scale tests with model tests

9.2 Croix-Rousse tunnel Lyon Frankrijk

<Literatuur 7 - Mesures de NOx, NO, NO2 et CO a l'Interieur et a la Tete Rhone du Tunnel sous la Croix-Rousse>

Er wordt verslag gedaan van een test in en bij de Croix Rouse tunnel in Lyon. Deze tunnel ligt in stedelijk gebied, heeft 2 richting verkeer in dezelfde buis en heeft een gesloten lengte van 1782 meter. Er passeren per dag ca. 60.000 voertuigen, de toegelaten snelheid is 50 km/uur. De situatie bij het tunnelportaal is weergegeven in Figuur 6.



Figuur 6 Zuidelijk tunnelportaal Croix Rouse Lyon

In dit document worden metingen van NOx, NO, NO2 en CO beschreven met hun respectieve resultaten in de tunnel en nabij de tunnelportalen. Aangezien het hier om een tunnel gaat met 2-richtingverkeer in één buis is er sprake van een ander uitstroompatroon

dan dat bij 1-richtingverkeer per buis optreedt. Toch zijn een aantal conclusies interessant:

- De studie laat zien dat de verontreiniging zeer snel vervliegt buiten de tunnelmond. Men constateert in zekere gevallen zelfs een zekere verdunning in de tunnel tot over tientallen meters van de tunnelmond. Dit wordt veroorzaakt doordat naar binnen rijdend verkeer verse lucht mee naar binnen sleept.
- Buiten de tunnel op 3 meter zijwaarts van de uitstroom meet men wel een gevoeligheid voor de invloed van de tunnel maar de vervuilingniveaus zijn reeds gereduceerd met een factor 3 tot 4 ten opzichte van de concentratie in de directe uitstroming.
- Op 20 meter afstand vanaf het portaal is de invloed van de uitgaande rijstroken uit de tunnel praktisch nihil. De gemeten concentraties NO₂/NO_x liggen in de orde van de achtergrondconcentraties.
- Op meetposities welke zeer dicht bij het tunnelportaal en boven en naast de ingaande rijbanen zijn gesitueerd wordt geen invloed van de luchtstroom van de tunnel gemeten noch een verhoging van de concentraties t.o.v. de achtergrondconcentratie.

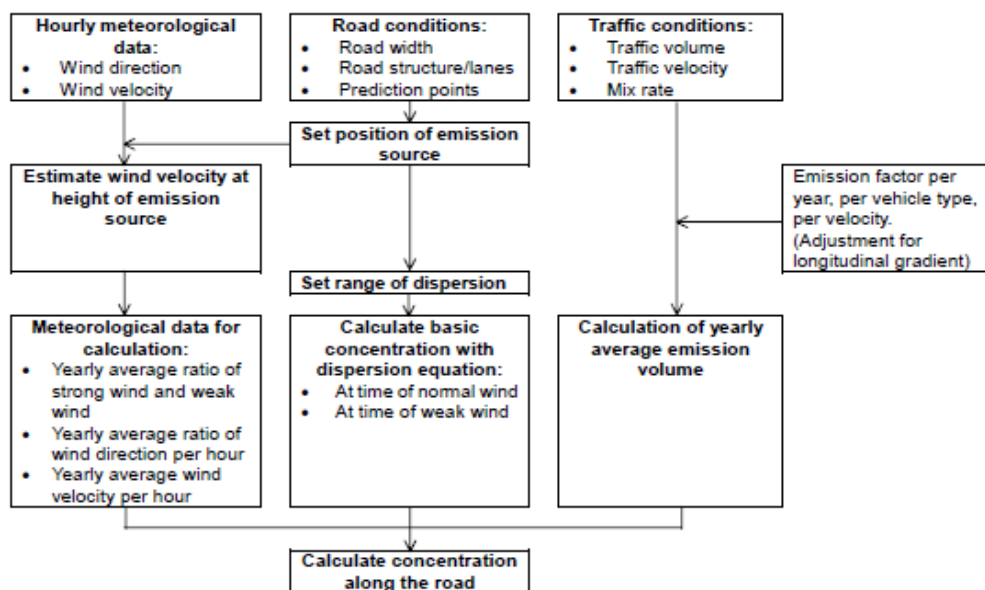
9.3 A73 Roertunnel bij Roermond Nederland

<literatuur 12 - Air quality Prediction for Half-Submerged Road Structure in Roermond>

In opdracht van Rijkswaterstaat Bouwdienst is door Chiyoda Engineering Consultants Co. uit Japan de rekenmethode zoals beschreven in literatuur 25 toegepast op de situatie rondom de Roertunnel. Voor de te gebruiken factoren in deze berekening zijn in aanvulling op hetgeen in literatuur 11 is vermeld grafieken gegeven van te gebruiken numerieke waarden. Op basis hiervan zijn dwarsprofielen van emissieconcentraties t.g.v. de bijdrage door het verkeer bepaald.

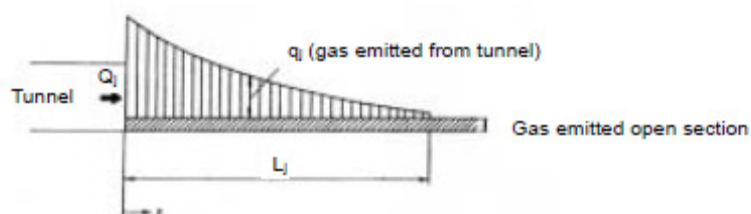
De volgende zaken zijn gevonden in dit rapport:

De systematiek van berekenen is aangegeven in Figuur 7.

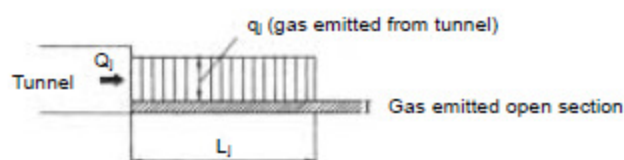


Figuur 7 Systematiek van berekenen

De bronsterkte van de emissie in de zone na het tunnelportaal neemt af met de afstand tot het tunnelportaal wanneer de luchtsnelheid uit de tunnel tenminste 2-maal de windsnelheid is zoals blijkt uit Figuur 8. Wanneer de luchtsnelheid uit de tunnel minder dan 2-maal de windsnelheid is dan wordt de bronsterkte als constant aangenomen volgens Figuur 9.



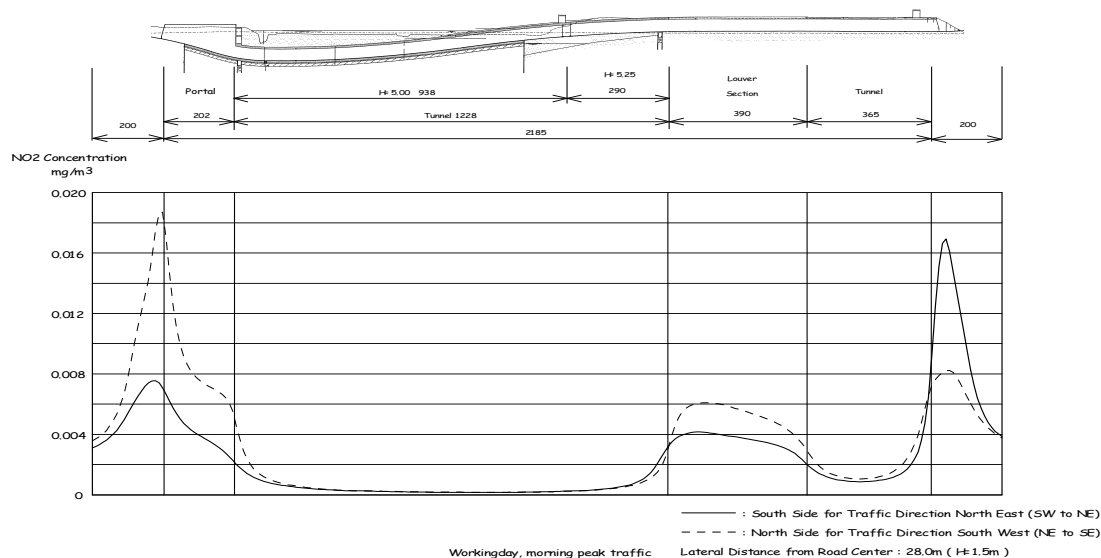
Figuur 8 Afname bronsterkte emissie op basis van afstand tot tunnelportaal



Figuur 9 Gelijkblijvende bronsterkte emissie op basis van afstand tot tunnelportaal

Voor de berekening van verkeersemissie is rekening gehouden met hellingen. De emissieketengetallen zijn overeenkomstig de publicaties van Piarç van dat moment (jaar waarin de berekeningen werden uitgevoerd is 1999).

Als voorbeeld van uitkomsten is Figuur 10 gegeven. Hieruit blijkt dat de concentraties vlak na het uitgangsportaal (getrokken lijn rechts in de figuur) hoog zijn maar ook binnen korte afstand snel afnemen. Aan de zijde van het ingangsportaal (de gestippelde lijn rechts in de figuur) liggen de concentraties veel lager dan aan de zijde van het uitgangsportaal. Het portaal links in de figuur heeft een diepe ligging. Het resultaat is dat de piek in emissieconcentraties pas optreedt waar de verdiepte bak eindigt. Kennelijk volgt de jetstroom uit het tunnelportaal de verdiepte bak totdat de weg nagenoeg op maaiveld niveau komt. Ook hier is de concentratie aan de zijde van het uitgangsportaal (de gestippelde lijn) hoger dan aan de zijde van het ingangsportaal. Bij de berekeningen is rekening gehouden met de oriëntatie van de portalen en het windklimaat in de regio Roermond. Opgemerkt wordt dat het in deze figuren meer over de vorm van de grafiek gaat dan over de numerieke waarde: in de fase waarbij deze berekeningen zijn gemaakt was een opening in het dak van de tunnel gepland, in de grafiek is ter plaatse van de geplande opening een verhoogde concentratie te zien.



Figuur 10 Voorbeeld uitkomst

9.4 Central Artery project Boston USA

<Literatuur nr. 10 – Tunnel Ventilation Design in the USA>

In de presentatie wordt voor de bepaling van luchtkwaliteit rondom tunnelportalen verwezen naar een door de U.S. Environmental Protection Agency gepubliceerd “dispersion model”. Dit betreft het model CAL3QHC model, verder beschreven onder literatuur 31. Er wordt met name ingegaan op het gebruik van het model bij de studies ten behoeve van het Central Artery tunnel project in Boston (periode 1990 – 2005). Een uitgebreid verslag van de luchtkwaliteitsonderzoeken wordt gegeven in literatuur 6. Hieruit blijkt weinig over de inhoudelijke kant van rekenmodellen, wel wordt beschreven hoe gedurende de

looptijd van genoemd project de inzichten in bepaling van emissie kengetallen, dispersie-modellen en te stellen eisen zijn gewijzigd hetgeen heeft geleid tot grote aanpassingen in het technisch ontwerp.

9.5 Diverse andere tunnels wereldwijd

<literatuur 25 - Air Quality in and Around Traffic Tunnels>

In het rapport wordt verwezen naar een aantal projecten waarbij metingen in praktijk zijn verricht. De projecten zijn:

- Landy tunnel in Paris Frankrijk
- Valerenga, Svartdals and Ekeberg tunnels Oslo Noorwegen
- M5 East tunnel in Sydney Australië
- Sodra Lanken tunnel system in Stockholm Zweden
- Eastbound Burnley tunnel en Westbound Domain tunnels Melbourne, Australië

Uit de beschrijvingen blijkt dat de meetresultaten slechts zeer beperkt bruikbaar zijn voor onderzoek aan rekenmethoden.

Het onderzoek t.b.v. de M5East Tunnel in Sydney valt sowieso af omdat dit een onderzoek betreft aan de invloed van een afzuigshoорsteen van de tunnel die op 1 km van de tunnel staat.

Het onderzoek aan de Valerenga, Svartdals and Ekeberg tunnels in Oslo betreft alleen de resultaten van een belevingsonderzoek onder de lokale bevolking zodat de resultaten niet bruikbaar zijn qua verspreidingsmodellen (hoewel beleving op basis van geurstoffen zeer interessant kan zijn vanwege de werkelijk waargenomen verspreiding).

Het onderzoek aan het Sodra Lanken tunnel system in Stockholm betreft resultaten over een vrij groot gebied en geeft (voor zover bezien) geen informatie over lokale effecten van de tunnelportalen.

Het onderzoek aan de tunnels in Melbourne betreft metingen rondom de afzuigshoорsteen en niet nabij de tunnelportalen.

Het enige zinvolle onderzoek in het kader van dit literatuur onderzoek betreft de Landy tunnel in Parijs. Voor de Landy tunnel in Parijs wordt opgemerkt:

“Similarly, a study around a portal of the very busy Landy tunnel in Paris found that concentrations of NO₂ were comparable to other roadside sites in Paris except very close (< 100 m) to the portal (Brousse et al 2005). As with the modeling studies mentioned above, this study found that consideration of wind speed and wind direction was crucial if fine-scale details of concentration variation within the 100 m zone are required, but that generally concentrations very close to the portal were four to five times smaller than at the portal itself.”

10. Conclusies

Uit de resultaten blijkt dat in de wereld diverse op tunnelportalen toegespitste rekenmodellen beschikbaar zijn. Een gemeenschappelijk kenmerk van deze modellen is dat rekening wordt gehouden met de jetstroom van de lucht uit het tunnelportaal en de interactie van deze jetstroom met de wind.

Voorts wordt in diverse literatuur ook de invloed van thermische trek van de lucht uit het tunnelportaal genoemd.

De emissie uit de tunnel op de aansluitende weg wordt in de op tunnels toegespitste rekenmodellen gemodelleerd door middel van een aantal puntbronnen of lijnbronnen waarvan de sterkte afneemt naarmate de afstand tot het tunnelportaal groter is. De lengte waarover de emissiebronnen worden aangenomen is in buitenlandse rekenmethoden afhankelijk van de verkeerssnelheid, de windsnelheid, de vorm van het tunnelportaal en hoogteligging van de weg.

In literatuur 25 wordt opgemerkt dat chemische en fysische reacties van o.a. NO, NO₂ en PM₁₀ kunnen leiden tot aanzienlijke afwijkingen indien geen rekening wordt gehouden met de specifieke omstandigheden in en net buiten een tunnel.

In dezelfde publicatie wordt ook combinatie van zaken als windinvloed, invloed van zonnestraling en het actuele verkeersbeeld die over de dag zullen wijzigen genoemd als sterke invloed op het resultaat. In rekenmodellen kan dus niet volstaan worden met 24-uurs gemiddelde waarden voor wind- en temperatuurklimaat en voor verkeersgegevens.

Bij beschrijvingen van rekenmodellen en de toetsing ervan wordt veelal opgemerkt dat rekenmodellen helpen om een eerste indruk te verkrijgen en varianten tegen elkaar af te wegen, maar dat voor gedetailleerde studies – d.w.z. het concentratieverloop binnen enkele tientallen meters van het tunnelportaal – schaalmodelmetingen in een windtunnel nodig kunnen zijn.

Alle rekenmodellen gaan uit van zekere formules voor dispersie en windinvloed welke vooral zijn gebaseerd op Gaussische vergelijkingen voor een pluim model. In het GRAL model uit Oostenrijk zijn bovendien Lagrange-vergelijkingen opgenomen.

Aangezien de laatste tijd CFD steeds meer zijn intrede doet kan men zich afvragen in hoeverre dit een verrijking van de mogelijkheden voor onderzoek is. De literatuur geeft hiervoor nog niet veel informatie. De indruk bestaat dat CFD kan helpen, maar aan de andere kant tijdrovend is waardoor de kosten in de orde van schaalmodelonderzoek liggen. Daarbij geldt dat de uitkomsten slechts zo goed zijn als de invoerparameters en de ervaring van de gebruiker van het model. Voorlopig lijkt het erop dat CFD modellering een bruikbare methode is naast conventionele berekeningen en schaalmodel onderzoek.

Er zijn slechts sporadisch uitgebreide metingen rondom tunnelportalen verricht. Deze metingen bevestigen wel de indruk dat er een jetstroming is vanuit een tunnelportaal en dat deze sterk interfereert met de wind. Ook blijkt dat de concentraties binnen korte af-

stand van het tunnelportaal en buiten de zone van jetstroming sterk afnemen. Dat betekent dat een fijn grid rondom een tunnelportaal moet worden gehanteerd zowel bij berekeningen als bij schaalmodel onderzoek.

De in Nederland gebruikte rekenmodellen moeten alle zijn gebaseerd op SRM1 of SRM2 conform de vigerende Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit. Bij beide rekenmethoden wordt geen rekening gehouden met de jetwerking uit het tunnelportaal en de interactie tussen wind en de luchtstroming uit de tunnel. Ook wordt niet gerekend met een bronsterkte van de verkeersemisies die afneemt naarmate de afstand tot het tunnelportaal groter is. Er wordt gerekend met een constante bronsterkte. Ook de andere invloeden zoals temperatuurverschillen, over een etmaal zich wijzigende combinatie van omstandigheden en de voor tunnels specifieke chemische en fysische reacties van verkeersemisie zijn niet opgenomen.

Bij de berekeningen volgens SRM1 en SRM2 moet een ruwheidsfactor van de omgeving worden opgegeven. De ruwheidsfactoren zijn in de Regeling qua waarde voorgeschreven maar de keuze van de factor binnen de opgegeven waarden is relatief vrij. De keuze van de ruwheidsfactor blijkt in praktijk grote invloed te hebben op het berekeningsresultaat. Men heeft dus de vrije hand rekenresultaten zo gunstig mogelijk te laten uitkomen door de keuze van de ruwheidsfactor.

SRM1 en SRM2 houden geen rekening met verdiepte wegen en hellingen van toeritten waardoor de hoogteligging van de weg – welke flinke invloed heeft op de wijze van verspreiding – niet in de berekeningen wordt betrokken. Lokaal kunnen daardoor flinke afwijkingen ontstaan van de werkelijkheid. Verschillende buitenlandse modellen houden hier wel rekening mee.

Hoewel verder niet onderzocht in dit literatuuronderzoek zijn daarnaast ook andere invloeden binnen de tunnel van invloed op de emissieconcentraties buiten de tunnel. Als voorbeeld wordt genoemd het gebruik maken van voorgeschreven emissiekengetallen die alleen gelden voor een horizontale weg waarbij geen rekening wordt gehouden met hellingen terwijl die in tunnels nu juist vaak aanwezig zijn.

Geconcludeerd wordt dat een heroverweging van de rekenmethoden voor emissieverspreiding bij tunnels zinvol is. In dit onderzoek is niet nagegaan wat de numerieke invloed van de bovengenoemde factoren op de uitkomst is. Dat zou in een vervolgetraject kunnen worden onderzocht zodat duidelijk is op welke factoren de aandacht in eerste instantie gericht moet zijn binnen een verbetertraject.

11. Literatuur

Gevonden, bestudeerde en gebruikte literatuur:

1. Literatuuronderzoek naar de invloed van aerodynamische variabelen op de luchtverontreiniging in en rond verkeerstunnels. G. Th Visser. Nederlandse organisatie voor toegepast natuurwetenschappelijk onderzoek. Refnr. 87-314 d.d. jan. 1987
2. Atmospheric dispersion characteristics of polluted air from the portal of an urban road tunnel. I. Yoshizawa, K. Iimura, Metropolitan Expressway Public Corporation; H Tanabe, Ebara Corporation; K. Horiuchi, Chiyoda Engineering Consultants Co., Ltd. 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
3. Physical modeling of dispersion of a tunnel portal exhaust plume. M. Vanderhyden, M. Lapage, A. Davies; Rowan Williams Davies Irwin Inc. Canada; C. Nadel Bechtel/Parsons Brinckerhoff; P. Wang, Brechtel Corp; H. Ginzburg, G. Schattanek, Parsons Brinckerhoff Quade & Douglas, USA 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
4. A field test of denitrification system for road tunnel exhaust. A. Katatani; Y. Mimura, Matsushita Seiko Co., Ltd; A. Hashimoto, Matsushita Battery Industrial Co., Ltd; M. Ishida, S. Ando, Matsushita Electric Industrial Co., Ltd, Japan. 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
5. Road Tunnels: Emissions, Ventilation Environment, Piarc 1995
6. Air Quality Assessment Techniques for Roadway Tunnel Projects, 89th Air & Waste Management Annual Meeting, Nashville, Tennessee, June 23-28, 1996, Guido Schattanek - Parsons Brinckerhoff Inc., Ping K. Wan - Bechtel Power Corp.
7. Mesures de NO_x, NO, NO₂ et CO a L'Interieur et a la Tete Rhone du Tunnel sous la Croix-Rousse. Pierre Sorlie, Ministere de l'Équipement du Logement, des Transports et du Tourisme Juillet 1997
8. Analytical Approach to Estimate Pollutant Concentrations from a Tunnel Portal Exit Plume, Helen Ginzburg & Guido Schattanek, Parsons Brinckerhoff Quade and Douglas Inc, Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition, June 8-13, 1997, Toronto, Ontario, Canada
9. Methodology for the evaluation of the impact of pollutants around portals, F. Zumsteg, J.W.Huijben, PIARC committee on Road Tunnels WG NO.2 "Pollution – Environment- Ventilation", 1998
10. Tunnel Ventilation Design in the USA, A. Bendelius, International Workshop on Tunnel Ventilation, Roads and Traffic Authority New South Wales, Sydney, Australia, 8 June 2000.
11. A method to predict air quality around tunnel portals, from "Technical Manual for Environmental Impact Assessment of Road Projects, October 2000, Public Works Research Institute, Ministry of Construction, Japan
12. Air quality Prediction for Half-Submerged Road Structure in Roermond.. Chiyoda Engineering Consultants Co.,Ltd i.o. Bouwdienst Rijkswaterstaat. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Ministry of Transport, The Netherlands. October 2000

13. Onderzoek naar effectiviteit van maatregelen ter beperking van de NO₂ en fijn stof condensaties bij de A2-doorsnijding van Leidsche Rijn, ing. G.TH. Visser, ing J.den Boeft. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie rapport R 2001/330 april 2001.
14. Evaluation of the JH air quality simulation model for tunnel portals, S. Okamoto, Y. Hada, Y. Konno, K. Kobayashi, K. Horiuchi, 7th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 2001
15. Dispersion modeling of pollutants released from road tunnel portals, A contribution to subproject SATURN, D. Öttl, P. J. Sturm, and R. A. Almbauer, Graz University of Technology, 2002
16. Pollutant Dispersion in the Vicinity of Tunnel Portals, A contribution to subproject SATURN, Peter Sturm, Dietmar Oettl, Michael Bacher, and Raimund Almbauer, Graz University of Technology, 2002
17. Pollutant dispersion in the tunnel portal environment, methodology, Claude Moret, Centre d'Etudes des Tunnels (CETU), France, 2003
18. Appendix A Evaluation and calculation of air pollution from road tunnels, Norwegian Public Road Administration – standard on road tunnels, march 2004
19. Presentation of Austrians recommended dispersion model for tunnel portals, *Dietmar Oettl, Peter Sturm and Raimund Almbauer*, Graz University of Technology, Graz, Austria, 9th Int. Conf. on harmonisation within atmospheric dispersion modelling for regulatory purposes, 2004
20. RVS 9.263 Tunnel – Projektierungsrichtlinien – Lüftungsanlagen - Immissionsbelastung an Portalen, Österreich, Ausgabe 1. Mai 2005
21. Windtunnelonderzoek luchtkwaliteit A4 Delft – Schiedam, zuidelijk deel ter hoogte van het Kethelplein, Bureau Peutz, rapport nr. 17602-1, 11 augustus 2006
22. Windtunnelonderzoek naar de luchtkwaliteit en de luchtkwaliteitsmaatregelen na realisatie van de 2e Coentunnel en het knooppunt Westpoort, TNO Bouw en Ondergrond, TNO-rapport 2006-A-R0265/B, september 2006
23. Instructie onderzoek luchtkwaliteit nabij tunnelmonden, DWW, Delft, January 2007
24. Dispersion from road tunnel portals, IPL meeting, November 2008, Brussels
25. Air Quality in and Around Traffic Tunnels, Australian Government, National Health and Medical Research Council, Australia, 2008
26. Wikipedia, a comparison of several dispersion models used in several countries, bron per 2008: "http://en.wikipedia.org/wiki/Compilation_of_atmospheric_dispersion_models"
27. Regeling BJZ2008117286 tot wijziging van de Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007, Ministerie van VROM, Staatscourant 17 december 2008
28. Stacks, Het Kema verspreidingsmodel.. ing J.J. Erbrink en ir. H.C. Tieben. KEMA Nederland b.v.
29. Mogelijkheden van Stacks, presentatie op de Promil Gebruikersdag, Deventer, 17 juni 2008, door F. Blank, KEMA
30. Road Tunnels: A guide to Optimising the Air Quality Impact upon the Environment, Piarç, Technical Committee C3.3, 2008R04
31. Emission and Air Quality Modeling-Tools for Near-Road Applications, Thomas Pierce et al, U.S. Environmental Protection Agency, december 2008
32. Kurzfassung der RVS 9.263 „Belüftung – Immissionsbelastung an Portalen“, Prof. Dipl.-Ing. Dr. Helmut EICHLSEDER, Technische Universität Graz, juni 2009

33. Beschrijving van Deens rekenmodel voor street canyons: http://www.dmu.dk/International/Air/Models/OSPM/OSPM_Description.htm, opgenomen per 2009
34. Regeling LMV 2007.109578 Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007, http://wetten.overheid.nl/BWBR0022817/volledig/geldigheidsdatum_30-07-2009#Opschrift
35. Beschrijving WinMISKAM per 26 juni 2009: <http://www.lohmeyer.de/eng/Software/winmiskam.htm>
36. Windtunnelonderzoek naar de NO₂- en fijnstof concentraties bij de tunnelmonden van de A2 leidsche Rijn tunnel bij Utrecht, Visser & Weststrate, TNO Bouw en Ondergrond, maart 2009
37. Actualisatie Windtunnelonderzoek Luchtkwaliteit IJ-zijde Centraal Station Amsterdam, TNO Bouw en Ondergrond, TNO-rapport TNO -034-UT-2009-00658_RPT-ML, april 2009

Gevonden, bestudeerde maar niet gebruikte literatuur:

38. Air Quality Considerations in the Design of Intermittent Cut-and-Cover Highway Tunnels. Jet Propulsion Laboratory California Institute of Technology Pasadena, California. February 1988
39. Ventilatie van Autotunnels, Prof. Ir. A. Glerum, ing. L.Swart, ir E.N. 't Hooft, ir. A. Franken, ir. R.C. Rijkeboer, H. Speulman, ing. N.P. Costeris, ing P.F. Hartman, dr. W.A.M. den Tonkelaar. KIVI-afdeling "Tunneltechniek en Ondergrondse Werken" Werkgroep "Ventilatie Autotunnels" Aanbeveling 1991 Ministerie van verkeer en waterstaat.
40. Tunnel ventilation: Changes to the requirements with time and reducing the resulting impact on the local environment. John Day, Electrowatt Engineering Ltd, Zurich Switzerland
41. Bioclimatic comfort within the Paris transport network (metro and rer) and it application to the meteor line. Daniel Gabay , Engineer RATP . 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
42. Effect of vehicle emissions in tunnels on aboveground air quality. P.K. Wan, M.J. Burzinski, Brechtel corporation USA. 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
43. The study om characterization of discharge of polluted air at tunnel outlet for the one way traffic tunnel of transversally system. T. Shimokawa, S. Mori, Metropolitan Expressway Public Corporation; K. Komotsu, Ebara Research CO.,Ltd; Y. Ota, Chiyoda /engineering Consultants Co., Ltd Japan. 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
44. The study on characterization of ventilated air flows in complex road tunnel. H. Yoshinari, T. Shimokawa, Metropolitan Expressway Public Corporation; K. Komatsu Ebara Research Institutes; Y. Ota, Chiyoda Engeneering Consultants Co., Japan

- 8th International Symposium on AERODYNAMICS AND VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS edited by I.J. Cockram, Liverpool 6-8 July 1994
45. Nieuw verspreidingsmodel heeft oog voor de realiteit , Nationaal Model smogverlast deugt niet voor hoge schoorstenen, Milieumarkt september 1995
 46. Inpassing van Rijkswegen in stedelijke omgeving, een vergelijking van zeven technische mogelijkheden (concept) Bouwdienst Rijkswaterstaat 26 april 1996
 47. Design for ventilation two case studies, dipl. Ing. Peter Strasser, Dr. tech.Dipl. Ing Eugen Singer GEOCONSULT ,Austria. 1997
 48. Integration of a Road Tunnel into an Urban park Environment. Air quality in the vicinity of tunnels, Arthur G. Bendelius, P.E., James W. Guinan, P.E., and Helen Ginzburg. Parson Brinckergoff Quade and Douglas, Inc. 1997
 49. Guidelines on Choice of Models and Model Parameters, Hong Kong, bron: http://www.epd.gov.hk/epd/english/environmentinhk/air/guide_ref/guide_aqa_model_g1.html, Hong Kong Environmental Protection Department, 1998
 50. Luchtverontreiniging bij alternatieve schermconstrucies, literatuuronderzoek ALSCHERM/G fase a . Ir C.J.H. van der Bosch TNO rapport TNO-MEP-R99/021 TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie 8 februari 1999
 51. A Perspective of Australian Tunnel Ventilation. G. Humphrey & J. Sticker roads and Traffic Authority NSW. K.Holmes, Holmes Air Sceinces. C. Burel, Hyder Consulting. A. Dix, Barrister.
 52. Guide pour la prise en compte de La Qualite de l’Air au voisinage Des tunnels Toutiers. Centre d’etudes des Tunnels (CETU) Ministere de l’equipement, des Transports et du Logement. Juin 2000
 53. Notitie emissieverspreiding bij tunnelportalen, J.W. Huijben, Rijkswaterstaat, september 2003
 54. Bijlagen bij de luchtkwaliteitberekeningen in het kader van de ZSM/Spoedwet; status november 2005, J.P. Wesseling, P.Y.J Zandveld TNO bouw en Ondergrond 2005
 55. Effectbeoordeling (Luchtkwaliteit) wegverbreding ZSM2 project: A28-A32 (knooppunt Lankhorst) J.den Boeft, O. Weinhold TNO Bouw en ondergrond 2005.
 56. Meeting consumer expectations for air quality in road tunnels. A.A. Irwin, G.J.Hudson, Norman Disney & Yongg, Australia. BHR Group 11th International Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS volume I. Edited by W. Bradbury. . 7-9 July 2003
 57. “MaunSim” a dynamic simulator of airflow and pollution for road tunnel networks with longitudinal ventilation. C. Stacey, M. Meissner, Maunsell Australia Pty Ltd, Australia . . BHR Group 11th International Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS volume I. Edited by W. Bradbury. . 7-9 July 2003
 58. A comparison of the tunnel ventilation systems for railway tunnels and road tunnels. T. Chiu, S. Lai,C.W.Wong, Parsons Brinckerhoff (Asia) Hong Kong. BHR Group 11th International Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS volume I. Edited by W. Bradbury. . 7-9 July 2003
 59. The choice of operation regimes for an air quality maintenance system in the Northern Mujsky railway tunnel. S.G. Gendler, st Petersburg State Mining Institute, Russia. V.A. Sokolov. OJSC “Lenmetrotrans” Russia. BHR Group 11th International

-
- Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS
volume I. Edited by W. Bradbury. . 7-9 July 2003
60. The development of the ventilation systems for the Schlund and Spier tunnels on the A2 motorway near Lucerne, Switzerland. J.R. Day, A. Turi, Electrowatt Infra Ltd Switzerland. . BHr Group 11th International Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS volume I. Edited by W. Bradbury . . 7-9 July 2003
 61. Measurement of pollution levels in three alpine road tunnels. B.Brousse, P. Carlotti, B. Vidal, Centre d'Etudes des Tunnels, France. . BHr Group 11th International Symposium on AERODYNAMICS & VENTILATION OF VEHICLE TUNNELS volume I. Edited by W. Bradbury . 7-9 July 2003
 62. OVERKAPPEN VAN WEGEN EN LUCHTBEHANDELING. Een maatregel voor de luchtkwaliteit langs hoofdwegen. Rapport fase I nr DWW-2007-009.Theo Cornelissen. IPL (Innovatie programma luchtkwaliteit) Ministerie van Verkeer en Waterstaat Rijkswaterstaat. VROM juni 2007.

Bijlage 1 Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007, artikel 65-72

<Aanhaling uit de Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007>

Hoofdstuk 4. Het door middel van berekening vaststellen van het kwaliteitsniveau

Paragraaf 4.1. Algemeen

Artikel 65

Onverminderd het bepaalde in de paragrafen 4.2 en 4.3 zijn de artikelen 21, 22, 24 en 25 van overeenkomstige toepassing op het door middel van berekening vaststellen van het kwaliteitsniveau en van effecten als bedoeld in de artikelen 5.12 en 5.16 van de wet.

Artikel 65a

Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht, wordt gebruik gemaakt van een methode met behulp waarvan concentraties op een zodanige wijze vastgesteld kunnen worden, dat deze:

- a. voor zwaveldioxide niet meer dan 60 procent van de werkelijke uurgemiddelde concentraties afwijken;
- b. voor stikstofdioxide bij wegen niet meer dan 30 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- c. voor stikstofdioxide bij inrichtingen niet meer dan 60 procent van de werkelijke uurgemiddelde concentraties afwijken;
- d. voor 'zwevende deeltjes (PM_{2,5} en PM₁₀) niet meer dan 50 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties en voor PM₁₀ niet meer dan een factor twee van de werkelijke vierentwintig-uurgemiddelde concentraties afwijken;
- e. voor lood niet meer dan 50 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- f. voor koolmonoxide niet meer dan 50 procent van de werkelijke acht-uurgemiddelde concentraties afwijken;
- g. voor benzeen niet meer dan 50 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- h. voor arseen, cadmium en nikkel niet meer dan 60 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- i. voor totaal gasvormig kwik niet meer dan 60 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- j. voor benzo(a)pyreen niet meer dan 60 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken;
- k. voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen, anders dan benzo(a)pyreen niet meer dan 60 procent van de werkelijke jaargemiddelde concentraties afwijken.

Artikel 66

Vóór 15 maart van ieder kalenderjaar maakt de Minister de volgende gegevens bekend:

- a. een overzicht van de grootschalige concentratiegegevens van zwaveldioxide, stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM₁₀), lood, koolmonoxide, ozon en benzeen van het voorafgaande kalenderjaar;
- b. een overzicht van de prognoses van de grootschalige concentratiegegevens van zwaveldioxide, stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM₁₀), lood, koolmonoxide, ozon en benzeen voor alle kalenderjaren volgend op het voorafgaande kalenderjaar tot en met het jaar 2020;
- c. een overzicht van de emissiefactoren van zwaveldioxide, stikstofoxiden, zwevende deeltjes (PM₁₀), koolmonoxide en benzeen van het voorafgaande kalenderjaar;
- d. een overzicht van de prognoses van de emissiefactoren van zwaveldioxide, stikstofoxiden, zwevende deeltjes (PM₁₀), lood, koolmonoxide en benzeen voor alle kalenderjaren volgend op het voorafgaande kalenderjaar tot en met het jaar 2020;
- e. de meteorologische gegevens van het voorafgaande kalenderjaar en de tienjarige gemiddelde meteorologische gegevens;
- f. de ruwheidskaart;
- g. een overzicht van de grootschalige dubbeltellingcorrectiegegevens van stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM₁₀) en ozon van het voorafgaande kalenderjaar;
- h. een overzicht van de prognoses van de grootschalige dubbeltellingcorrectiegegevens van stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM₁₀) en ozon voor alle kalenderjaren volgend op het voorafgaande kalenderjaar tot en met het jaar 2020.

-

Artikel 67

1. Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht maken bestuursorganen gebruik van de gegevens, bedoeld in artikel 66.
2. In afwijking van het eerste lid kunnen bestuursorganen andere gegevens gebruiken dan de gegevens bedoeld in artikel 66, onder a of b, indien die andere gegevens zijn goedgekeurd door de Minister. De goedkeuring wordt in elk geval onthouden indien:
 - a. de totstandkoming van die andere gegevens niet overeenkomstig deze regeling heeft plaatsgevonden;
 - b. die andere gegevens niet de grootschalige concentratiegegevens en de prognoses daarvan in een bepaald gebied omvatten die kwalitatief gelijkwaardig zijn aan de gegevens, bedoeld in artikel 66, onder a of b, of
 - c. de wijze van totstandkoming of het gebruik van de gegevens niet op een deugdelijke wijze is toegelicht of gemotiveerd.

-

Artikel 68

1. Wanneer de waarde van een door middel van berekening vastgestelde concentratie wordt gebruikt voor beoordeling van de luchtkwaliteit, wordt die waarde afgerond naar het dichtstbijzijnde hele getal, waarbij een halve eenheid wordt afgerond naar het dichtstbijzijnde even getal.
2. Wanneer de waarde van een door middel van berekening vastgestelde concentratie wordt gebruikt voor toetsing aan de 3% grens of de tijdelijke 1% grens, genoemd in ar-

tikel 2, eerste of tweede lid, van het Besluit niet in betekenende mate bijdragen (lucht-kwaliteitseisen), wordt die waarde afgerond naar één cijfer achter de komma.

3. Bij het door middel van berekening bepalen van een effect als bedoeld in artikel 5.12, twaalfde lid, onder b, van de wet, wordt de uitkomst afgerond naar één cijfer achter de komma en wordt een waarde tussen 0 en 0,1 microgram/m³ afgerond naar 0.

Paragraaf 4.2. Het door middel van berekening vaststellen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht bij wegen

Artikel 69

Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht bij wegen wordt, naast de gegevens, bedoeld in artikel 66, gebruik gemaakt van gegevens met betrekking tot de:

- a. verkeersintensiteit van de onderscheidenlijke categorieën van motorvoertuigen;
- b. wijze waarop het verkeer zich afwikkelt;
- c. kenmerken van de betreffende weg, en
- d. kenmerken van de omgeving.

-

Artikel 70

1. Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van stikstofdioxide, zwevende deeltjes (PM₁₀), lood, koolmonoxide en benzeen in de buitenlucht bij voor motorvoertuigen bestemde wegen worden concentraties bepaald:
 - a. op een zodanig punt dat gegevens worden verkregen waarvan aannemelijk is dat deze representatief zijn voor de luchtkwaliteit van een straatsegment met een lengte van minimaal 100 meter;
 - b. op niet meer dan 10 meter van de wegrand.
2. Bij het door middel van berekening vaststellen van concentraties van arseen, cadmium, nikkel en benzo(a)pyreen in de buitenlucht bij voor motorvoertuigen bestemde wegen worden concentraties bepaald:
 - a. op een zodanig punt dat gegevens worden verkregen waarvan aannemelijk is dat deze representatief zijn voor de luchtkwaliteit in een gebied van tenminste 200 m²;
 - b. op een plaats die representatief is voor de luchtkwaliteit in de nabijheid van de rooilijn.
3. Indien toepassing van het eerste en tweede lid, aanhef en onder b, ertoe leidt dat concentraties worden bepaald op een zodanig punt dat de verkregen gegevens niet in overeenstemming zijn met het eerste en tweede lid, aanhef en onder a, worden de concentraties, in afwijking van het eerste en tweede lid, onder b, bepaald op een afstand groter dan tien meter van de wegrand, respectievelijk dichterbij of verder weg dan de rooilijn, zodanig dat wél wordt voldaan aan het eerste en tweede lid, aanhef en onder a.

Artikel 71

1. Het door middel van berekening vaststellen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht bij wegen vindt plaats overeenkomstig de in bijlage 1 opgenomen standaardrekenmethode 1, dan wel volgens de in bijlage 2 opgenomen standaardrekenmethode 2, al naar gelang en voor zover de desbetreffende situatie valt binnen het toepassingsgebied van de ene dan wel de andere methode.
2. In situaties voor zover die binnen het toepassingsgebied vallen van standaardrekenmethode 1 of 2 kan geheel of gedeeltelijk worden afgeweken van de betreffende standaardrekenmethode, mits een andere methode waarmee wordt afgeweken passend is en kwalitatief gelijkwaardig aan die standaardrekenmethode.
3. In situaties voor zover die buiten het toepassingsgebied vallen van standaardrekenmethode 1 of 2 wordt een andere, passende methode toegepast.

Artikel 72

1. Bestuursorganen kunnen van een andere methode dan bedoeld in artikel 71, tweede of derde lid, gebruik maken indien het gebruik van die methode is goedgekeurd door de Minister. De goedkeuring wordt in elk geval onthouden indien:
 - a. de methode of het toepassingsbereik daarvan niet op een deugdelijke wijze is beschreven, of
 - b. in geval van gebruik van een methode als bedoeld in artikel 71, tweede lid, de resultaten daarvan:
 - 1° in een situatie die valt binnen het toepassingsbereik van standaardrekenmethode 1, meer dan 15 procent afwijken van de referentiewaarde voor zover deze betrekking heeft op de concentratie van stikstofdioxide, of meer dan 10 procent afwijken van de referentiewaarde voor zover deze betrekking heeft op de concentratie van zwevende deeltjes (PM₁₀), of
 - 2° in een situatie die valt binnen het toepassingsbereik van standaardrekenmethode 2, meer dan 10 procent afwijken van de referentiewaarde.
2. De Minister kan de goedkeuring van het gebruik van een andere methode dan bedoeld in artikel 71, tweede of derde lid, voor bepaalde tijd verlenen.
3. Wijzigingen dan wel aanpassingen van een methode als bedoeld in artikel 71, tweede of derde lid, die worden aangebracht na de datum waarop het gebruik van de betreffende methode is goedgekeurd, worden gemeld aan de Minister. De Minister beslist binnen vier weken na ontvangst van de melding of het gebruik van de betreffende methode opnieuw ter goedkeuring moet worden voorgelegd.

<einde aanhaling>

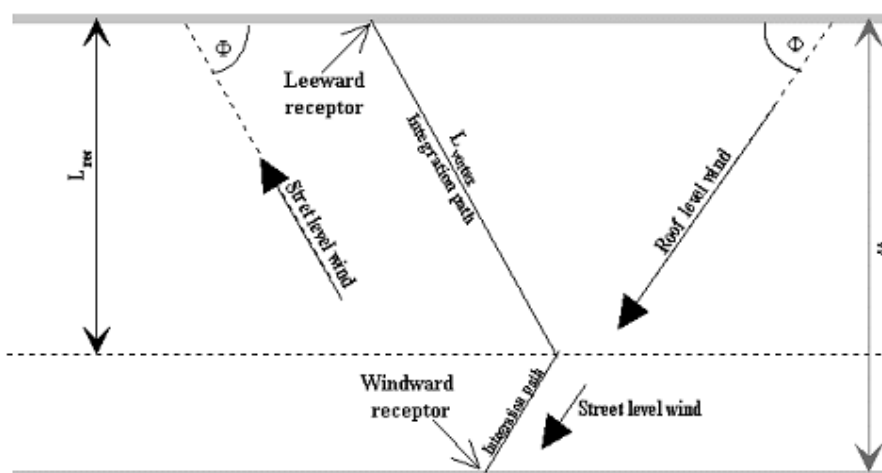
Bijlage 2 Beschrijvingen van rekenmodellen

B2.1 Het OSPM model

Literatuur 33 beschrijft het OSPM model als volgt:

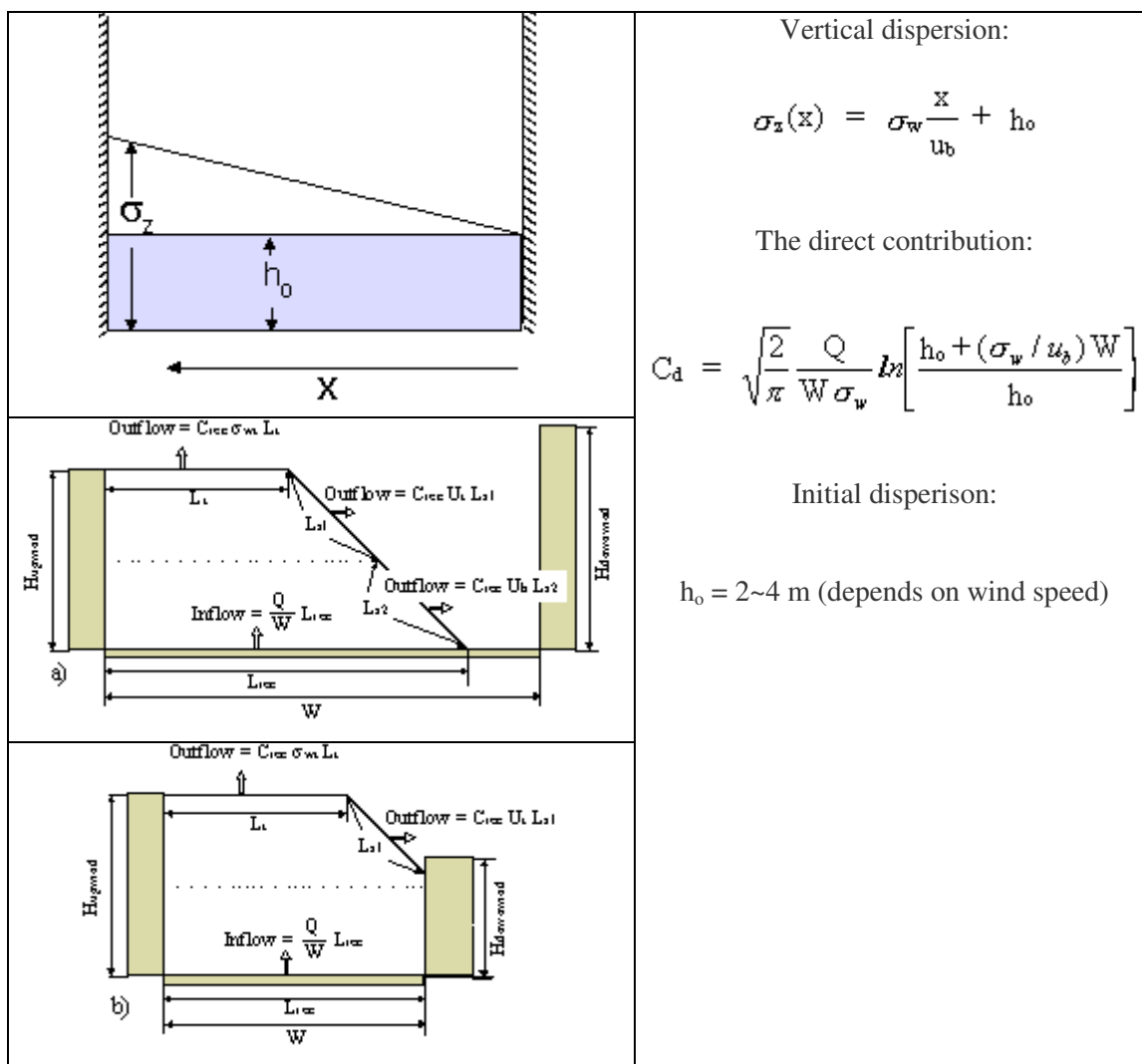
<Aanhaling uit literatuur 33>

The direct contribution is calculated using a simple plume model. It is assumed that both the traffic and emissions are uniformly distributed across the canyon. The emission field is treated as a number of infinitesimal line sources aligned perpendicular to the wind direction at the street level. The cross wind diffusion is disregarded. The wind direction at the street level is assumed to be mirror reflected with respect to the roof level wind. The plume expression for a line source is integrated along the path defined by the street level wind. The length of the integration path depends on the extension of the recirculation zone.



- The length of the vortex, calculated along the wind direction, is 2 x the upwind building height. For roof-level wind speeds below 2 m/s, the length of the vortex decreases linearly with the wind speed. The buildings along the street may have different heights, affecting thereby the length of the vortex and subsequently the modelled concentrations.
- The upwind receptor (lee-side) receives contribution from the traffic emissions within the area occupied by the vortex (the recirculation zone), the recirculated pollution and a portion of the emissions from outside of the vortex area.
- The downwind receptor (wind-side) receives contributions from the recirculated pollution and the traffic emissions from outside of the recirculation zone only.
- As the wind speed approaches zero or is parallel with the street, concentrations on the both sides of the street became equal.

- The vertical dispersion is modelled assuming a linear growth of the plume with the distance from the source.



The contribution from the recirculation part is calculated using a simple box model. It is assumed that the canyon vortex has the shape of a trapeze, with the maximum length of the upper edge being half of the vortex length. The ventilation of the recirculation zone takes place through the edges of the trapeze but the ventilation can be limited by the presence of a downwind building if the building intercepts one of the edges. The concentration in the recirculation zone is calculated assuming that the inflow rate of the pollutants into the recirculation zone is equal to the outflow rate and that the pollutants are well mixed inside the zone.

Traffic Created Turbulence

The turbulence within the canyon is calculated taking into account the traffic created turbulence. The traffic induced turbulence plays a crucial role in determination of pollution levels in street canyons. During windless conditions the ambient turbulence vanishes and

the only dispersion mechanism is due to the turbulence created by traffic. Thereby, the traffic created turbulence becomes the critical factor determining the highest pollution levels in a street canyon.

Street geometry

The model can be used for streets with irregular buildings or even buildings on one side only but it is best suited for regular street-canyon configurations. The model should not be used for crossings or for locations far away from the traffic lanes.

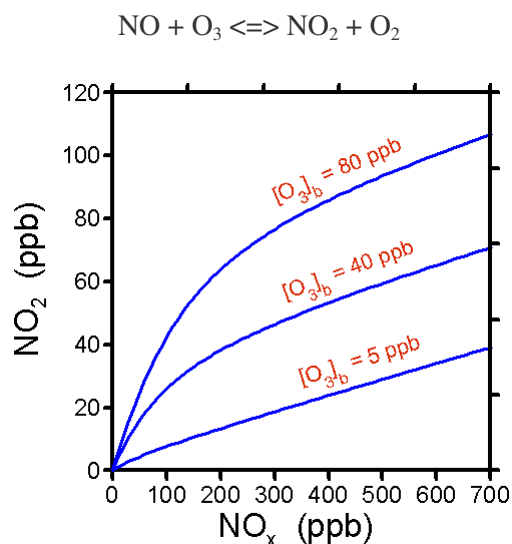
Wind meandering

Concentration distribution of pollutants in the street is calculated taking into account wind direction fluctuations. For each calculation hour, the resulting concentrations are averaged over a wind direction sector centered around the hourly mean wind direction. The width of the averaging wind sector depends on the roof level wind speed and increases with the decreasing wind speed. For calm conditions the averaging sector approaches 360°, which results in uniform concentration distribution across the street.

NO₂ chemistry

The NO₂ concentrations are calculated taking into account NO-NO₂-O₃ chemistry and the residence time of pollutants in the street.

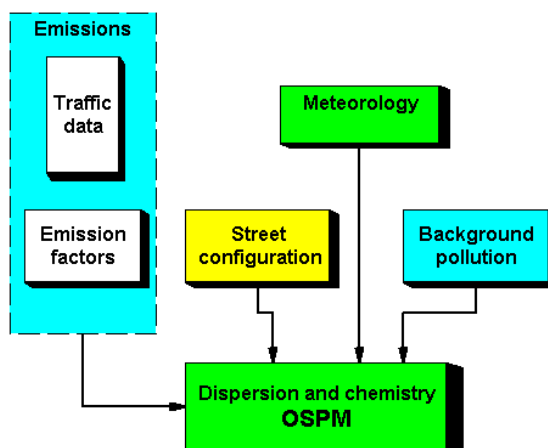
The presence of NO₂ in ambient air is mainly due to the chemical oxidation of the emitted NO by background ozone. Under sunlight conditions, photodissociation of NO₂ leads to partial reproduction of NO and O₃.



The relationship between NO₂ and NO_x concentrations in the ambient air is non-linear and depends on the concentrations of ozone. The time scales characterising these reactions are of the order of tens of seconds, thus comparable with residence time of pollutants in a street canyon. Consequently, the chemical transformations and exchange of street canyon air with the ambient air are of importance for NO₂ formation.

Model structure

The model is designed to work with input and output in the form of one-hour averages.



The required input data are hourly values of wind speed, wind direction, temperature and global radiation. The two last parameters are used for calculation of chemical transformation of NO-NO₂-O₃. The model requires also hourly values of urban background concentrations of the modelled pollutants. Beside the hourly input parameters, the model requires also the data on the street geometry and the traffic in the street.

<Einde aanhaling uit literatuur 33>

B2.2 Japans rekenmodel – Ministry of Construction

De hierna volgende beschrijving is gebaseerd op “A method to predict Air Quality at Tunnel Portals”, Excerpt from “Technical Manual for Environmental Impact Assessment of Road Project”, gepubliceerd in 2000.

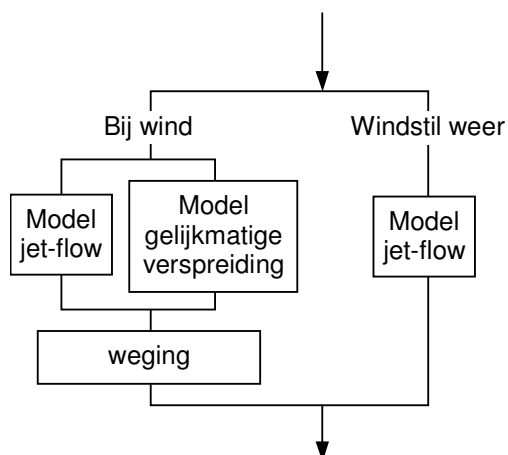
<Aanhaling uit literatuur 25 en 16>

Inleiding

De concentratie van emissies nabij tunnelportalen wordt bepaald door de optelling van de emissie afkomstig uit de tunnel en de emissie geproduceerd door bronnen buiten de tunnel. Deze methode gaat in op de verspreiding van emissies afkomstig uit een tunnelportaal zonder verstoring door omliggende gebouwen of beplanting.

De verspreiding wordt beschreven door twee modellen (zie figuur G-1):

- Het model “jet-flow”
- Het model “gelijkmatige verspreiding”



Figuur 1 Berekeningsmodel emissieverspreiding bij een tunnelportaal

Bij windstil weer wordt alleen het “jet-flow” model gebruikt. Wanneer er wind aanwezig is (meer dan 1 m/s) worden zowel het “jet-flow” model als het model “gelijkmatige verspreiding” in rekening gebracht.

Bij het model “jet flow” hangt de verspreiding af van de aanvangssnelheid van de luchtstroom uit de tunnel bij het tunnelportaal. Bij het model “gelijkmatige verspreiding” wordt de emissie, afkomstig uit het tunnelportaal, verdeeld over een aantal denkbeeldige emissiebronnen op de aansluitende weg buiten de tunnel. Naarmate de afstand tot het tunnelportaal groter is, is de hoeveelheid emissie van de denkbeeldige bron kleiner.

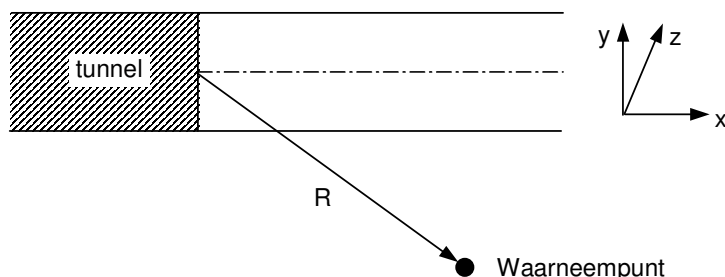
De mate waarin bij wind de uitkomsten van het model “jet-flow” als het model “gelijkmatige-verspreiding” worden meegerekend, hangt af van de afstand R van het waarneempunt tot het tunnelportaal:

Als $R \leq 200$ meter dan is de verhouding:

$$\text{model Jet flow} : \text{model gelijkmatige verspreiding} = \frac{200 - R}{200} : \frac{200}{R}$$

Als $R > 200$ meter dan wordt alleen de uitkomst van het model “gelijkmatige verspreiding” in rekening gebracht.

De afstand R wordt bepaald zoals weergegeven in figuur 2.



Figuur 2 Afstand R tussen waarneempunt en tunnelportaal

Beschrijving van het model “Jet-flow”

De verspreiding van de emissie vanaf het tunnelportaal wordt berekend met de volgende formules:

$$C_J(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_{Jy}\sigma_{Jz}U_T(x)} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{Jy}^2}\right) \left[\exp\left\{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_{Jz}^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_{Jz}^2}\right\} \right]$$

$$Q = AC_0U_{T0} \quad (2)$$

$$U_T(x) = U_{T0} \exp(kx) \quad (3)$$

$$\sigma_{Jy} = \frac{W}{\sqrt{\pi}} = \alpha x^\omega \quad (4)$$

$$\sigma_{Jz} = \frac{A}{W\sqrt{\pi}} + \beta x^\omega \quad (5)$$

Hierin zijn:

- $C_J(x,y,z)$: emissieconcentratie op het waarneempunt volgens Jet-flow (g/m^3)
- C_0 : emissieconcentratie in de tunnellucht bij het tunnelportaal (g/m^3)
- U_{T0} : tunnelluftsnelheid bij het uitgangsportaal (m/s)
- $U_T(x)$: snelheid van de lucht op een afstand x van het tunnelportaal (m/s)
- Q : emissiestroom uit het tunnelportaal (g/s)
- A : oppervlak van de dwarsdoorsnede van de tunnel (m^2)
- W : breedte van het tunnelportaal (m)
- k : verzwakkingsfactor voor de tunnelluftsnelheid
- σ_{Jy} : verspreidingsbreedte van de emissie in horizontale richting y (m)
- σ_{Jz} : verspreidingshoogte van de emissie in verticale richting z (m)
- α, β, ω : verspreidingsfactoren
- H : hoogte van de emissiebron t.o.v. een gekozen referentievlak (m)
- x : afstand tussen waarneempunt en het tunnelportaal (m)
x wordt gerekend in de richting van de luchtstroom uit het tunnelportaal

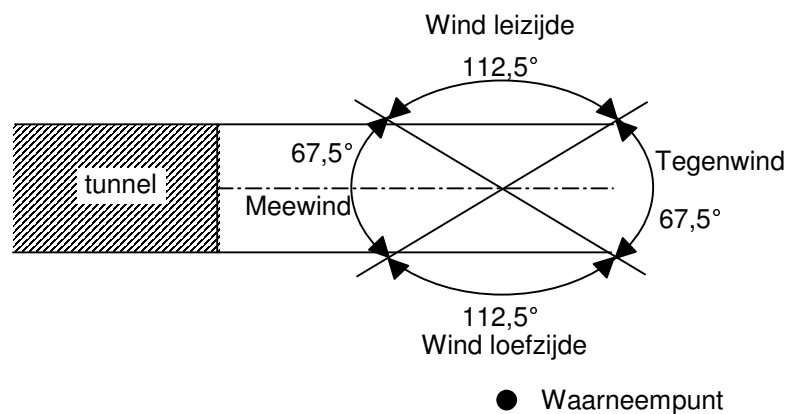
Bepaling Luchtsnelheid $U_T(x)$ op afstand x van het tunnelportaal

$U_T(x)$ wordt berekend met behulp van de verzwakkingsfactor k voor de luchtsnelheid. De factor k wordt bepaald op basis van tabel 1.

Equivalente verkeersintensiteit ¹	Luchtsnelheid in de tunnel	Classificatie windrichting ²			
		Wind aan leizijde	Tegenwind	Meewind	Wind aan loefzijde
< 1.000 vtg/h	0 – 1 m/s	0,013			
	1 – 2 m/s	0,013	0,013	0,013	0,027
	> 2 m/s	0,027	0,029	0,027	0,05
> 1.000 vtg/h	0 – 1 m/s	0,0076			
	1 – 2 m/s	0,0078	0,0078	0,0078	0,013
	2 – 3 m/s	0,013	0,013	0,013	0,027
	> 3 m/s	0,027	0,029	0,027	0,05

Tabel 1 Verzwakkingsfactor k voor de luchtsnelheid

- 1): De equivalente verkeersintensiteit is hier bepaald als het aantal personenauto's waarbij vrachtwagens worden gerekend als 3 personenauto's.
- 2): De classificatie van de windrichting is gedefinieerd in relatie tot de weg-as en het waarneempunt, zoals aangegeven in figuur G-3.



Figuur 3 Classificatie van de windrichting

Verspreidingsparameters

De verspreidingsparameters α , β en ω in de vergelijkingen (4) en (5) worden bij wind bepaald overeenkomstig tabel 2.

Equivalente verkeersintensiteit	Luchtsnelheid in de tunnel	α	β	Ω			
				Wind aan leizijde	Tegenwind	Meewind	Wind aan loefzijde
< 1.000 vtg/h	1 – 2 m/s	0,00076	0,00047	2,18	2,32	2,25	2,50
	> 2 m/s	0,00040	0,00062	2,58	2,65	2,64	2,84

> 1.000 vtg/h	1 – 2 m/s	0,00137	0,00039	2,03	2,03	2,03	2,18
	2 – 3 m/s	0,00076	0,00047	2,18	2,32	2,25	2,50
	> 3 m/s	0,00040	0,00062	2,58	2,65	2,64	2,84

Tabel 2 Verspreidingsparameters voor het model "Jet-flow" bij wind

De verspreidingsparameters α , β en ω in de vergelijkingen (4) en (5) worden bij windstil weer bepaald overeenkomstig tabel 3.

Equivalentte verkeers- intensiteit	Parameter		
	α	β	ω
< 1.000 vtg/h	0,00137	0,00039	2,18
> 1.000 vtg/h	0,00092	0,00026	2,03

Tabel 3 Verspreidingsparameters voor het model "Jet-flow" bij windstil weer

het model "gelijkmatige-verspreiding"

De verspreiding van de emissie vanaf punten buiten het tunnelportaal volgens het model "Gelijkmatige-verspreiding" wordt berekend met de volgende formules:

$$C_E(x_w, y_w, z_w) = \frac{q_p}{2\pi\sigma_{Ey}\sigma_{Ez}U_w} \exp\left(-\frac{y_w^2}{2\sigma_{Ey}^2}\right) \left[\exp\left\{-\frac{(z_w - H)^2}{2\sigma_{Ez}^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z_w + H)^2}{2\sigma_{Ez}^2}\right\} \right]$$

$$\sigma_{Ey} = \frac{W}{\sqrt{\pi}} + \alpha x_L^\omega + 0,46x_w^{0,81} \quad (7)$$

$$\sigma_{Ez} = \frac{A}{W\sqrt{\pi}} + \beta x_L^\omega + 0,31x_w^{0,83} \quad (8)$$

Hierin zijn

$C_E(x_w, y_w, z_w)$: emissieconcentratie op het waarneempunt volgens gelijkmatige verspreiding (g/m^3)

q_p : emissie van een denkbeeldige emissiebron op een afstand x_{LP} van het tunnelportaal (g/s)

A : oppervlak van de dwarsdoorsnede van de tunnel (m^2)

W : breedte van het tunnelportaal (m)

U_w : lichtsnelheid ter plaatse van het waarneempunt (m/s)

σ_{Ey} : verspreidingsbreedte van de emissie in horizontale richting y (m)

σ_{Ez} : verspreidingshoogte van de emissie in verticale richting z (m)

α, β, ω : verspreidingsfactoren

H : hoogte van de vervuilingbron t.o.v. een gekozen referentievlak (m)

x_L : afstand tussen het tunnelportaal en de emissiebron (m)

x : afstand tussen de denkbeeldige emissiebron en het waarneempunt (m)

x hoeft niet in dezelfde richting te worden gemeten als x_L

Emissieproductie van de denkbeeldige bronnen

De emissie q_p van de denkbeeldige emissiebronnen wordt als volgt berekend:

De verdeling van de bronsterkte over de beschouwde lengte L wordt gegeven door:

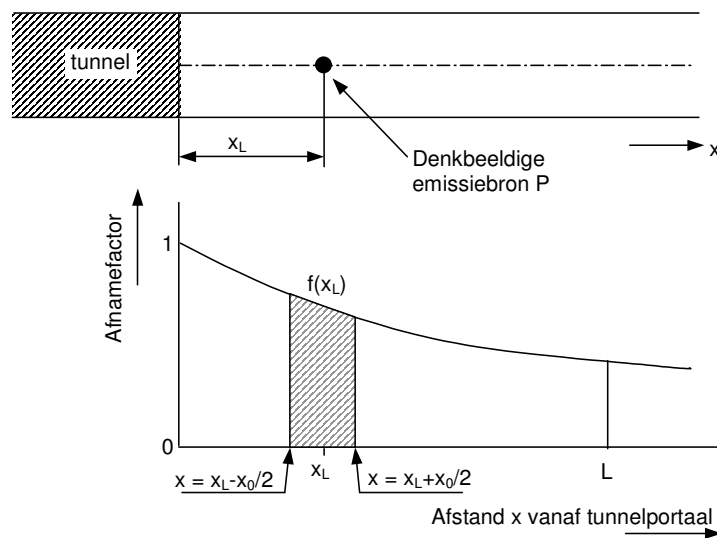
$$f(x) = \frac{A}{\pi \sigma_{Jy} \sigma_{Jz}} \cdot \frac{U_{T0}}{U_T(x)} \quad (9)$$

De waarden van σ_{Jy} en σ_{Jz} moeten worden bepaald zoals bij het model “Jet-flow” is aangegeven. De totale dimensieloze bronsterkte B_{tot} wordt gegeven door het oppervlak onder de kromme $f(x)$ tussen $x = 0$ tot $x = L$. Bij een afstand x_0 (in meter) tussen de denkbeeldige bronnen is de dimensieloze bronsterkte B_p van een denkbeeldige bron het oppervlak onder de kromme $f(x)$ tussen $x = x_L - \frac{1}{2}x_0$ en tot $x = x_L + \frac{1}{2}x_0$. In formulevorm:

$$B_{tot} = \int_0^L f(x) dx \quad \text{en} \quad B_p = \int_{x_L - \frac{1}{2}x_0}^{x_L + \frac{1}{2}x_0} f(x) dx \quad (10)$$

Daarmee is de werkelijke bronsterkte van een denkbeeldige bron:

$$q_p = Q \cdot \frac{B_p}{B_{tot}} \quad (11)$$



Figuur 4 Afname van de emissie van denkbeeldige bronnen op een afstand x_L vanaf het tunnelportaal

Aanbevolen wordt de afstand L op 100m en de intervalafstand x_0 tussen de denkbeeldige bronnen op 10m te stellen. Daarbij liggen de denkbeeldige bronnen dan op de afstanden 5 – 15 – 25 – 35 – 45 – 55 – 65 – 75 – 85 – 95 m vanaf het tunnelportaal.

Luchtsnelheid $U_T(x)$ op afstand $x = x_L$ van het tunnelportaal

De waarde van $U_T(x)$ moet worden bepaald zoals bij het model “Jet-flow” is aangegeven.

Verspreidingsparameters

De verspreidingsparameters α , β en ω in de vergelijkingen (7) en (8) worden bepaald overeenkomstig tabel 2.

Luchtsnelheid U_w ter plaatse van het waarneempunt

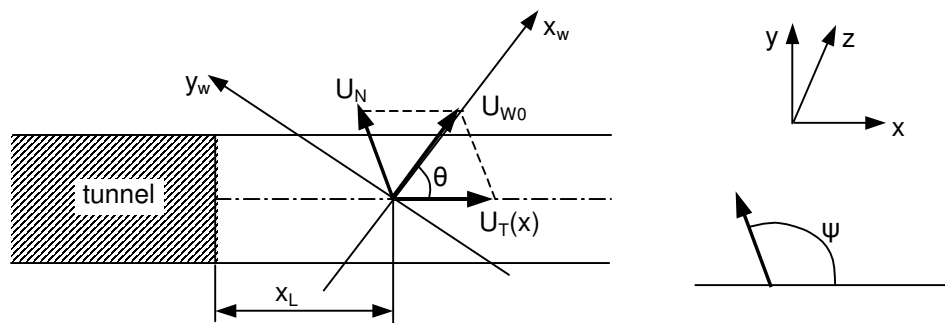
De luchtsnelheid U_w ter plaatse van het waarneempunt is de resultante van de windsnelheid U_N en de snelheid van de tunnellucht U_T . De berekening vindt plaats door eerst de luchtsnelheid U_{w0} ten gevolge van de wind en de luchtsnelheid ten gevolge van de initiële tunnelluchtsnelheid ter plaatse van de denkbeeldige emissiebron te bepalen.

De luchtsnelheid U_w wordt vervolgens berekend met formule (12):

$$U_w = U_{w0} \exp(-kx_w) \text{ als } U_{w0} > U_N \text{ and } U_w > U_N \text{ en } U_w = U_N \text{ als } U_w < U_N \quad (12)$$

De verzwakkingsfactor k wordt bepaald op basis van tabel 2.

De grootte en richting van de resulterende luchtsnelheid U_{w0} ten gevolge van de natuurlijke windsnelheid U_N en de tunnelluchtsnelheid $U_T(x)$ zijn gedefinieerd volgens figuur 5.



Figuur 5 Resulterende vector van de natuurlijke wind en de tunnelluchtsnelheid nabij het tunnelportaal

De waarden van U_{w0} en θ worden berekend met:

$$U_{w0} = \sqrt{(U_T(x_L) + U_N \cos \psi)^2 + (U_N \sin \psi)^2} \quad (13)$$

waarbij:

$$U_{w0} = U_T(x_L) \text{ als } U_{w0} > U_T(x_L) > U_w \text{ en } U_{w0} = U_w \text{ als } U_{w0} < U_w \quad (14)$$

$$\theta = \arctan \left(\frac{U_N \sin \psi}{U_T(x_L) + U_N \cos \psi} \right) \quad (15)$$

Hierin zijn:

$U_T(x_L)$: tunnelluchtsnelheid op de plaats van de emissiebron (m/s)

U_{T0}	: snelheid van de tunnellucht bij het uitgangsportaal (m/s)
x_L	: afstand tussen het tunnelportaal en de denkbeeldige emissiebron (m)
k	: verzwakkingsfactor voor de tunnelluchtsnelheid
U_N	: aangepaste snelheid van de natuurlijke wind (m/s)
	$U_N = U_{N0} * x_L / L$ als $x_L \leq L$ en $U_N = U_{N0}$ als $x_L > L$
	$L = 10r$ met r als equivalente straal (m) en $r = \sqrt{(A/\pi)}$
Ψ	: hoek tussen de richting van de natuurlijke en wind en de tunnelluchtsnelheid
A	: oppervlak van de dwarsdoorsnede van de tunnel (m ²)

Emissieverspreiding van bronnen buiten de tunnel

Van bronnen buiten de tunnel, maar in de nabijheid van het tunnelportaal, wordt de emissieverspreiding beïnvloed door de luchtstroming vanuit de tunnel.

Bij wind

Wanneer er wind is (windsnelheid meer dan 1 m/s) wordt de verspreiding berekend volgens het pluim-model. De daarbij te gebruiken windsnelheid en windrichting moet worden bepaald zoals aangegeven bij het model “gelijkmatige verspreiding”. De diffusie wordt verder berekend zoals bij open wegen.

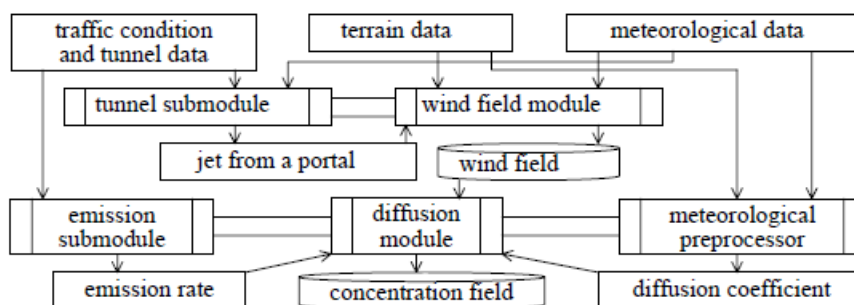
Bij windstil weer

Bij windstil weer wordt de verspreiding berekend volgens de “puff”-vergelijking. Rond het tunnelportaal kan een gebied worden gedefinieerd waar de luchtsnelheid ten gevolge van de stroming uit het tunnelportaal groter is dan 1 m/s. De invloed van de tunnelluchtstroming wordt in rekening gebracht door de emissie van elke “puff” binnen dit gedefinieerde gebied zich onder invloed van de tunnelluchtstroming te laten verplaatsen terwijl de “puff” zich uitbreidt. Er wordt aangenomen dat de verplaatsing ten gevolge van de tunnelluchtstroming langs de as van de weg plaatsvindt.

B2.3 Japans rekenmodel – JH

Model ontwikkeld door Japan Highway Public Corporation (literatuur 14 - Evaluation of the Japan Highways air quality simulation model for tunnel portals).

Het schema van het rekenmodel is weergegeven in Figuur 11.



Figuur 11 Rekenschema JHPC

Van enkele modulen zijn de rekenroutines vermeld:

- windinvloed: MASCON (Kimura, 1996)
- aanpassing windmodule voor lage windsnelheden (Matsumoto, 1998)
- diffusie van emissie naar de omgeving: Taylor-Galerkin-Forester (keuze gebaseerd op studie door Okamoto, 1998)

B2.4 Het Noorse model

De hierna volgende beschrijving is gebaseerd op de “Norwegian Publics Road Administration – standard on road tunnels, march 2004 - Appendix A Evaluation and calculation of air pollution from road tunnels”.

<Aanhaling uit literatuur nr. 16>

Exhaust gases from the tunnel entrance

A simplified method for calculating is given below.

The method is empirical, and is based on measurements of the dispersion of trace elements outside the tunnel entrances and atmospheric dispersion model adjusted to take into account dispersion at ground level. The calculation method is presented as nomogrammes, see Figures A.2 – A.4. Air pollution originating from the tunnel is defined as two phases: a jet phase and a smoke phase. In the jet phase it is initially the air speed out of decisive, whereas in the smoke phase the atmospheric conditions (e.g. external wind speed, w) are the most important.

This is presented schematically in Figure A.1. The selected parameters are dependent upon representative measurements. The transition from the jet phase to the smoke phase is very complicated and is estimated. In order to calculate the level of pollution as accurately as possible at selected points outside the tunnel entrance, atmospheric measurements are made (wind, stability etc.) in the immediate vicinity over a long period. The measurements should include the winter period as it is then that pollution is normally the highest. In addition the background concentration in the local area must be measured.

The local topography and the shape of the portals can also be of major importance for the dispersion effects.

Nomogrammes used in calculation of dispersion

The nomogrammes are presented in Figures A.2 to A.4.

Nomogrammes are well suited to an initial evaluation to determine whether dispersion from the tunnel can result in pollution. In this event, more detailed calculations shall be made using specified models. Nomogrammes can be used for carbon monoxide (CO) and nitrogen dioxide (NO₂). In the calculation of NO₂, inclusion of 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is made to allow for the fact that NO from the tunnel reacts with ozone (O₃) to form NO₂. The nomogrammes cannot be used to calculate the daily mean concentration of PM₁₀. In this case a more basic study must be made, among other things, of the dispersion effects. As a rule NO₂ in the tunnel entrance is the determining feature.



Figure A.1 Jet phase and smoke phase

1. Definitions

- C = limit value outdoor air
- Ct = exhaust concentration in tunnel [-]
- w = wind speed [m/s]
- u = calculated air speed in tunnel [m/s]
- jet phase
- smoke phase

2. Limitations to the nomogrammes

- Tunnel cross-section $A_T = 48 \text{ m}^2$
 - The nomogrammes are not to be used where $w < 1 \text{ m/s}$ and $u > 8 \text{ m/s}$.
- See Report from The Norwegian Institute for Air Research no. 27/82 (ref. 23179)

3. Using the nomogrammes

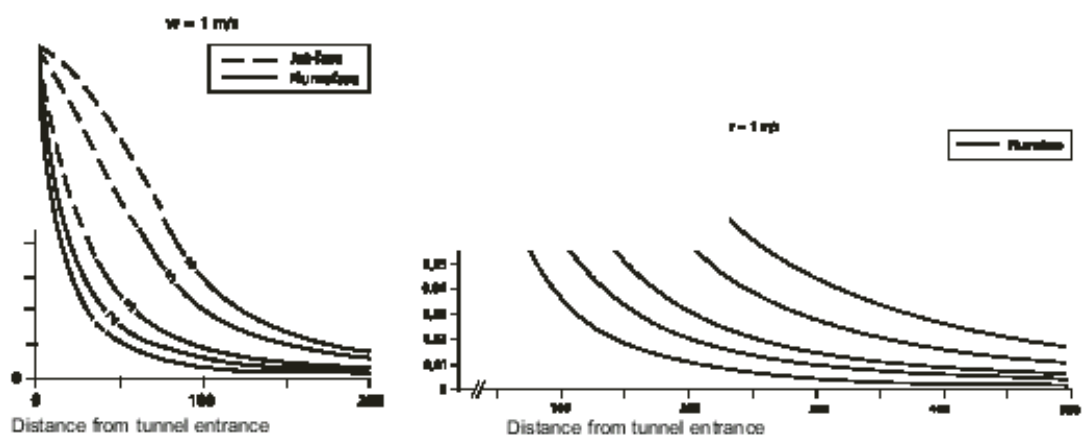
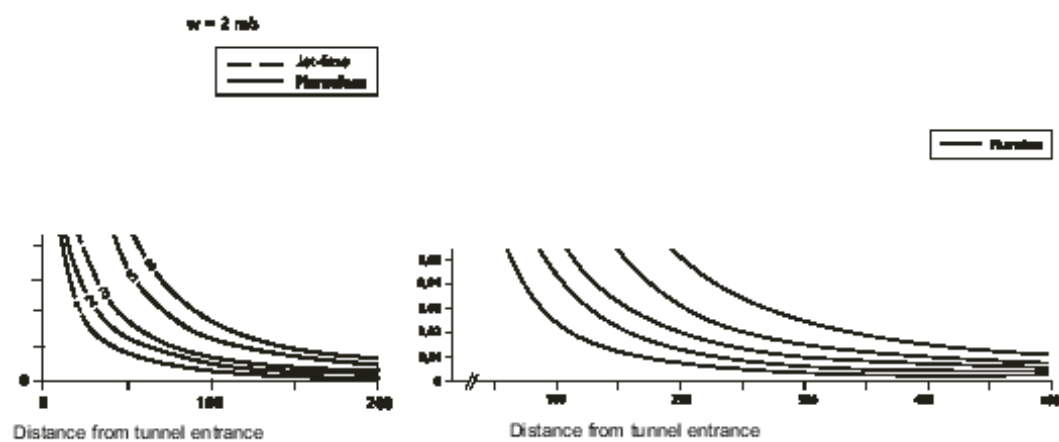
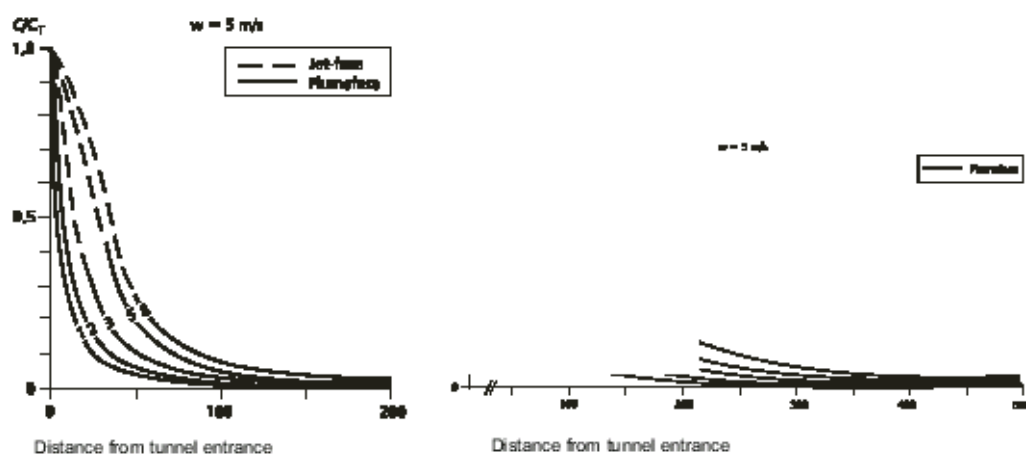
Nomogrammes have been constructed for three different wind speeds ($w = 1 \text{ m/s}$, $w = 2 \text{ m/s}$ and $w = 5 \text{ m/s}$).

The nomogrammes to the left show C/C_t in the area 0 – 1.0.

The nomogrammes to the right show C/C_t in the area 0 – 0.1 (i.e. magnified 10x).

Where w and u do not have precise values, the nearest curve which overestimates the concentration shall be used:

- the curves for the highest w which is less than the actual value
- the curves for the smallest u which is larger than the actual value.

Figure A.2 Nomograms for dispersion calculations, wind speed $w=1 \text{ m/s}$ Figure A.3 Nomograms for dispersion calculation, wind speed $w = 2 \text{ m/s}$ Figure A.4 Nomograms for dispersion calculation, wind speed $w = 5 \text{ m/s}$

B2.5 Oostenrijks model GRAL

Kurzfassung der RVS 9.263 „Belüftung – Immissionsbelastung an Portalen“

Der Bau von Straßentunnel und Unterflurtrassen vor allem in besiedelten Gebieten stellt immer öfter eine Maßnahme zur Reduktion der Lärm- und Luftschadstoffbelastung dar. Ziel der vorliegenden Richtlinie ist die Beschreibung geeigneter Verfahren zur Bestimmung der durch Kfz-Emissionen bedingten Luftschadstoffkonzentrationen in der Umgebung von Tunnelportalen. Zu diesem Zweck sind im Wesentlichen folgende Schritte notwendig:

- Festlegung des Untersuchungsgebiets in der Umgebung eines Tunnelportals.
- Ermittlung des Ist-Zustandes der Luftschadstoffbelastung im Untersuchungsgebiet.
- Berechnung der in einem Tunnel freigesetzten Kfz-Emissionen.
- Ermittlung der für die Modellierung der Schadstoffausbreitung notwendigen Eingangsdaten (Meteorologie, Tunnelströmung, usw.).
- Berechnung der Zusatzbelastung durch die Freisetzung der Kfz-Emissionen bei einem Tunnelportal.
- Ermittlung der Gesamtbelastung basierend auf dem gemessenen Ist-Zustand und der berechneten Zusatzbelastung.

Die Berechnung der Kfz-Emissionen wird ebenso wie die messtechnische Ermittlung des Ist-Zustandes in dieser Richtlinie nicht behandelt. Anhand der hier vorgeschriebenen Vorgehensweisen soll eine möglichst hohe Genauigkeit bezüglich der ermittelten Luftschadstoffkonzentrationen in der Umgebung von Tunnelportalen erzielt werden. Da insbesondere Ausbreitungsmodelle teilweise sehr hohe Unsicherheiten aufweisen, wird in dieser Richtlinie ein dem derzeitigen Stand der Wissenschaft entsprechendes Simulationsmodell empfohlen. Dieses steht kostenlos zur Verfügung (oetl@vkmb.tu-graz.ac.at oder sturm@tugraz.at). Das gebrauchte Rechenmodell ist GRAL 3.5 (Tunneljet und Richtungsfahrbahnen)

< literatuur 19 - Presentation Of Austrians Recommended Dispersion Model For Tunnel Portals >

Een beperkte aanhaling:

METHODOLOGY

For the vertical dispersion a modified method according to *Van Dop* (1992) is utilized, which is able to account for buoyant plumes (i.e. when there exist positive temperature differences between the tunnel air and the ambient air).

$$dW = -\frac{W}{T_w} dt + B dt + \varepsilon_w^{0.5} d\omega_w, \quad (1)$$

where B is defined by

$$B \equiv \frac{g}{T} (\theta_{S0} - \theta_A) \quad (2)$$

In eq. (1)-(2), W is the vertical speed of a particle, TW is the Lagrangian time-scale for the vertical motion, $W \varepsilon$ is the dissipation rate for the vertical velocity, $W \omega$ are random numbers with zero mean and a variance equal dt , g is the gravitational acceleration, $S0 \theta$ is the temperature of the jet stream at the portal, $A \theta$ is the ambient temperature, and T is the ambient temperature in Kelvin. The dynamic behaviour of B in a diabatic environment can be formulated according to *Van Dop* (1992):

$$dB = -\frac{B}{TB} dt - N^2 W dt + \varepsilon_B^{0.5} d\omega_B, \quad (3)$$

where TB is the Lagrangian time-scale for buoyancy, N is the Brunt-Väisälä frequency, $B \varepsilon$ is the dissipation rate for buoyancy, and $B \omega$ is defined as $W \omega$. The horizontal course of the jet stream centre line is assumed to be governed by two forces, (i) turbulent friction due to differences in the velocity of the ambient wind parallel to the jet stream and the jet stream, and (ii) a pressure force caused by the ambient wind perpendicular to the jet stream. The first one of the above forces causes the jet stream to slow down, and the second one bends the jet stream towards the ambient wind direction. When K-theory is used as turbulent closing technique and homogenous turbulence is assumed over the cross-section of the jet stream, then the turbulent friction may be approximated by the term

$$\frac{dU_p}{dt} = -K \frac{\partial^2 U_p}{\partial y^2}, \quad (4)$$

where U_p is the flow speed along the jet stream (defined as x-axis), and K is the turbulent exchange coefficient.

The turbulent exchange coefficient is taken to be time-dependent and reads:

$$K = \alpha (1 + t), \quad (5)$$

where α is an empirical constant.

From Bernoulli, the pressure force acting on the jet stream by the ambient wind can be assumed to be

$$\frac{dU_{nS}}{dt} = \frac{1}{2} \beta U_{nA}^2, \quad (6)$$

where UnS is the jet stream velocity in y-direction, UnA is the ambient wind speed perpendicular to the jet stream, and β is another empirical constant, which mainly reflects the area upon which the wind pressure acts. This constant is again assumed to grow with time (since the area covered by the jet stream increases) and is set:

$$\beta = \gamma (1 + t) \quad (7)$$

One main difference between GRAL TM 3.5 and the Japanese approach is, that GRAL accounts for wind direction fluctuations, which cause the tunnel jet also to vary in space. This assumption leads to an effective horizontal dispersion of the pollutants. While the eddies along the surface between the tunnel jet and the ambient air are expected to be a few metres in diameter, the change in position of the tunnel jet has typical length scales of tens of metres. Hence, the ambient wind direction fluctuations are expected to be very important for the dispersion process at all.

RESULTS

GRAL TM 3.5 has been tested against experimental data from five different tunnel portals, namely the Enrei, Hitachi, Ninomiya tunnel in Japan (*Oettl et al.*, 2003), and the Ehrentalerbergtunnel in Austria (*Oettl et al.*, 2002). The Japanese tunnels are all located in complex terrain, while the Austrian tunnel is surrounded by rather flat topography. Meteorological conditions observed during the experiments showed a wide variation of wind speeds (0.6 – 6.2 m s⁻¹), atmospheric stabilities (stable – unstable), and wind directions, such that it was possible to evaluate the model for a wide range of angles between tunnel jets and ambient winds including also head winds.

In the year 2000 another research project was launched by the Austrian ministry for traffic, innovation and technology. The project aimed at investigating the pollutant dispersion in the proximity of a city tunnel in Vienna (Kaisermuehlentunnel), where the portal is situated five metres below the surroundings. This is a particular difference in construction compared to all the other tunnel sites studied by now, which has an effect on the dispersion. Also, the traffic volume found in the Kaisermuehlentunnel is much higher than for the other tunnels mentioned above. In the frame of this project, four different models (ADMS, LASAT, MUMO, and GRAL) were compared (*Puxbaum et al.*, 2003). On the basis of this comparison, it was decided to recommend GRAL TM 3.5 for dispersion modelling from road tunnel emissions in Austria in a new national guideline in elaboration.

Figure 1 depicts results for average concentrations obtained with GRAL TM 3.5 for the Hitachi and Enrei tunnel in Japan. The spatial concentration distribution was simulated satisfactory, even though only a few experiments were made, which could be taken to calculate an average concentration at each receptor.

Figure 2 shows a scatter plot of observed and modelled concentrations for the Ehrentalerbergtunnel. Note, that in this case the scatter plot reflects concentrations paired in space and time and are not average concentrations over several experiments. The scatter increases clearly with decreasing concentrations (i.e. with increasing distance to the portal). The correlation coefficient reads 0.72.

Figure 3 shows the modelled average NO_x concentrations for westerly winds (>900 cases) for the Kaisermuehlentunnel. The largest deviation between the average modelled and observed concentration was found to be -13 %, except at M2, where there might be a problem with the determination of a proper background concentration.

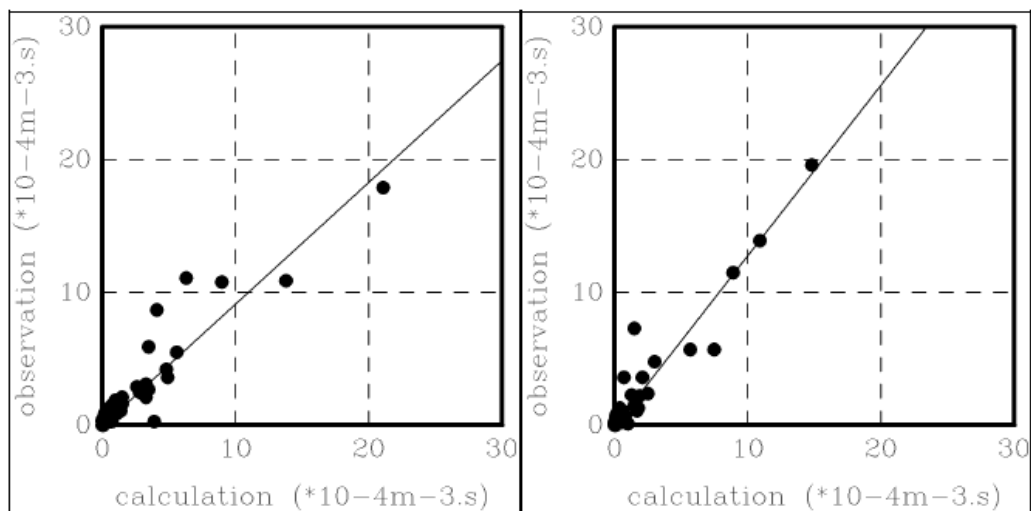


Figure 1. Scatter plot of mean concentrations obtained with GRAL TM 3.5 for the Hitachi and the Enrei tunnel in Japan (average values over 18 and 17 experiments).

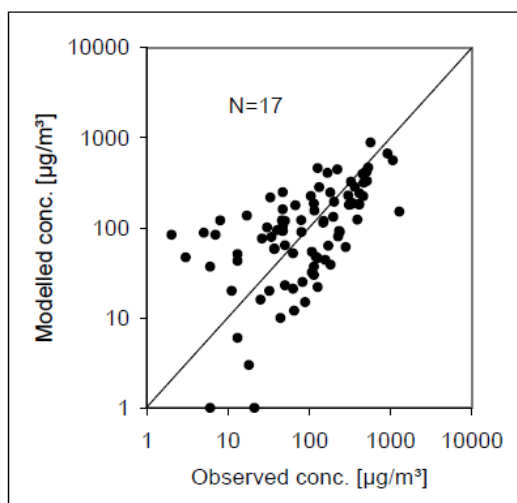


Figure 2. Scatter plot of observed and modelled concentrations for all tracer tests at the Ehrentalerbergtunnel.

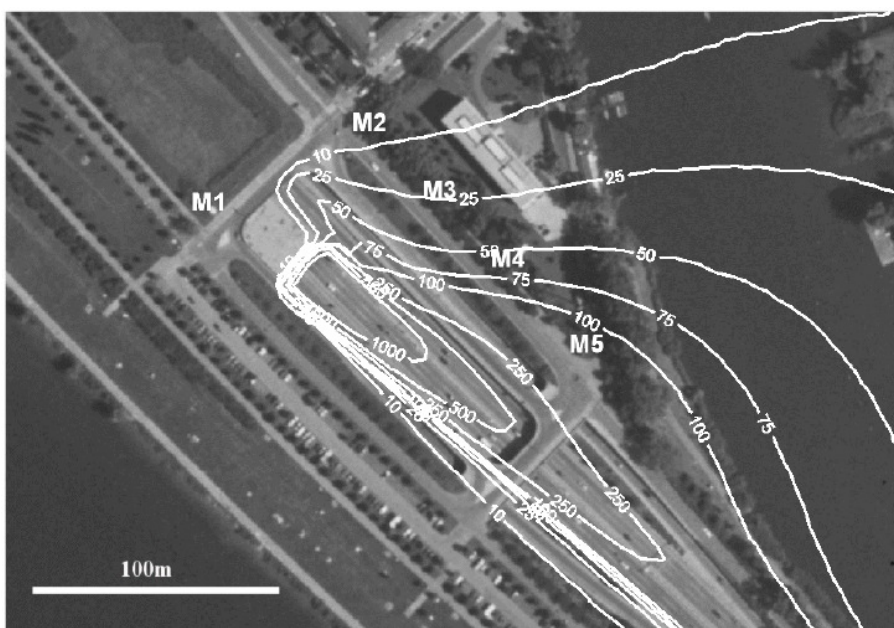


Figure 3. Mean simulated concentrations for NOx for westerly winds in [$\mu\text{g m}^{-3}$] for the Kaisermuehlentunnel.

CONCLUDING REMARKS

Due to the comprehensive testing of GRAL TM 3.5 against various data sets, and the obtained results, it can be said, that the model is able to be used for regulatory dispersion applications. The main disadvantage of the current version of the model is, that there exist empirical parameters in the model (eq. (5) and eq. (7)), which have to be determined by the model user. These parameters control largely the dispersion and have to be chosen carefully depending on the tunnel site. Besides the construction of the tunnel (at grade, below the surface), also the traffic volume has to be taken into account when selecting proper values for the empirical parameters. The range of values for those parameters given in the publications (Oetl *et al.*, 2004 and Oetl *et al.*, 2002) should guide users of the model to chose suited values and obtain therefore reasonable concentration distributions for other tunnel sites as well.

GRAL TM 3.5 has not been extensively tested when temperature differences between tunnel air and ambient air become negative. This might be often the case during summer days. Thus, care has to be taken regarding such situations, as one can expect high pollutant concentrations due to reduced vertical mixing.

Bijlage 3 Overzicht van rekenmodellen volgen US EPA

Onderstaand is een overzicht gegeven van dispersie rekenmodellen zoals opgesteld door de US Environmental Protection Agency en gepubliceerd op hun website per 2008. De reden voor het vermelden van deze lijst is dat zowel een korte beschrijving van elk model wordt gegeven alsmede een preferentie door de US EPA. De informatie is gevonden met de link http://en.wikipedia.org/wiki/Compilation_of_atmospheric_dispersion_models.

B3.1 U.S. Environmental Protection Agency Models

Many of the dispersion models developed by or accepted for use by the [U.S. Environmental Protection Agency \(EPA\)](#) are accepted for use in many other countries as well. Those EPA models are grouped below into four categories.

B3.2 Preferred and recommended models

- [AERMOD](#) - An atmospheric dispersion model based on [atmospheric boundary layer](#) turbulence structure and scaling concepts, including treatment of multiple ground-level and elevated [point](#), [area](#) and volume sources. It handles flat or complex, rural or urban terrain and includes algorithms for building effects and plume penetration of inversions aloft. It uses [Gaussian dispersion](#) for stable atmospheric conditions (i.e., low turbulence) and non-Gaussian dispersion for unstable conditions (high turbulence). Algorithms for plume depletion by wet and dry deposition are also included in the model. This model was in development for approximately 14 years before being officially accepted by the U.S. EPA.
- [CALPUFF](#) - A non-steady-state puff dispersion model that [simulates](#) the effects of time- and space-varying meteorological conditions on pollution transport, transformation, and removal. CALPUFF can be applied for long-range transport and for complex terrain.
- BLP - A [Gaussian plume dispersion model](#) designed to handle unique modelling problems associated with industrial sources where [plume rise](#) and downwash effects from stationary [line sources](#) are important.
- CALINE3 - A steady-state Gaussian dispersion model designed to determine [pollution concentrations at receptor locations downwind of highways](#) located in relatively uncomplicated terrain.
- CAL3QHC and CAL3QHCR - CAL3QHC is a CALINE3 based model with queuing calculations and a traffic model to calculate delays and queues that occur at signalized intersections. CAL3QHCR is a more refined version based on CAL3QHC that requires local meteorological data.
- CTDMPLUS - A Complex Terrain Dispersion Model (CTDM) plus algorithms for unstable situations (i.e., highly turbulent atmospheric conditions). It is a refined point

source Gaussian air quality model for use in all stability conditions (i.e., all conditions of atmospheric turbulence) for complex terrain.

- OCD - Offshore and Coastal Dispersion Model (OCD) is a Gaussian model developed to determine the impact of [offshore](#) emissions from point, area or line sources on the air quality of coastal regions. It incorporates overwater plume transport and dispersion as well as changes that occur as the plume crosses the shoreline.

B3.3 Alternative models

- ADAM - Air Force Dispersion Assessment Model (ADAM) is a modified box and Gaussian dispersion model which incorporates thermodynamics, chemistry, heat transfer, aerosol loading, and dense gas effects.
- [ADMS-3](#) - Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS-3) is an advanced dispersion model developed in England for calculating concentrations of pollutants emitted both continuously from point, line, volume and area sources, or discretely from point sources.
- AFTOX - A Gaussian dispersion model that handles continuous or instantaneous, liquid or gas, elevated or surface releases from point or area sources.
- SLAB - A model for denser-than-air pollutant releases that utilizes the one-dimensional equations of momentum, conservation of mass and energy, and the equation of state. SLAB handles point source ground-level releases, elevated jet releases, releases from volume sources and releases from the evaporation of volatile liquid spill pools.
- DEGADIS - Dense Gas Dispersion (DEGADIS) is a model that simulates the dispersion at ground level of area source clouds of denser-than-air gases or aerosols released with zero momentum into the atmosphere over flat, level terrain.
- HGSYSTEM - A collection of computer programs developed by Shell Research Ltd. and designed to predict the source-term and subsequent dispersion of [accidental chemical releases](#) with an emphasis on dense gas behavior.
- HOTMAC and RAPTAD - HOTMAC is a model for weather forecasting used in conjunction with RAPTAD which is a puff model for pollutant transport and dispersion. These models are used for complex terrain, coastal regions, urban areas, and around buildings where other models fail.
- HYROAD - The Hybrid Roadway Model integrates three individual modules simulating the pollutant emissions from vehicular traffic and the dispersion of those emissions. The dispersion module is a puff model that determines concentrations of carbon monoxide (CO) or other gaseous pollutants and particulate matter (PM) from vehicle emissions at receptors within 500 meters of the roadway intersections.
- ISC3 - A Gaussian model used to assess pollutant concentrations from a wide variety of sources associated with an industrial complex. This model accounts for: settling and dry deposition of particles; downwash; point, area, line, and volume sources; plume rise as a function of downwind distance; separation of point sources; and limited terrain adjustment. ISC3 operates in both long-term and short-term modes.
- OBODM - A model for evaluating the air quality impacts of the open burning and detonation (OB/OD) of obsolete munitions and solid propellants. It uses dispersion

and deposition algorithms taken from existing models for instantaneous and quasi-continuous sources to predict the transport and dispersion of pollutants released by the open burning and detonation operations.

- PLUVUEII - A model that estimates atmospheric visibility degradation and atmospheric discoloration caused by plumes resulting from the emissions of particles, nitrogen oxides, and sulfur oxides. The model predicts the transport, dispersion, chemical reactions, optical effects and surface deposition of such emissions from a single point or area source.
- SCIPUFF - A puff dispersion model that uses a collection of Gaussian puffs to predict three-dimensional, time-dependent pollutant concentrations. In addition to the average concentration value, SCIPUFF predicts the statistical variance in the concentrations resulting from the random fluctuations of the wind.
- SDM - Shoreline Dispersion Model (SDM) is a Gaussian dispersion model used to determine ground-level concentrations from tall stationary point source emissions near a shoreline.

B3.4 Screening models

These are models that are often used before applying a refined air quality model to determine if refined modelling is needed.

- AERSCREEN - The screening version of AERMOD. It produces estimates of concentrations, without the need for meteorological data, that are equal to or greater than the estimates produced by AERMOD with a full set of meteorological data. AERSCREEN is still under development and is not currently available to the public.
- CTSCREEN - The screening version of CTDMPLUS.
- SCREEN3 - The screening version of ISC3.
- TSCREEN - Toxics Screening Model (TSCREEN) is a Gaussian model for screening toxic air pollutant emissions and their subsequent dispersion from possible releases at [superfund sites](#). It contains 3 modules: SCREEN3, PUFF, and RVD (Relief Valve Discharge).
- VALLEY - A screening, complex terrain, Gaussian dispersion model for estimating 24-hour or annual concentrations resulting from up to 50 point and area emission sources.
- COMPLEX1 - A multiple point source screening model with terrain adjustment that uses the plume impaction algorithm of the VALLEY model.
- RTDM3.2 - Rough Terrain Diffusion Model (RTDM3.2) is a Gaussian model for estimating ground-level concentrations of one or more co-located point sources in rough (or flat) terrain.
- VISCREEN - A model that calculates the impact of specified emissions for specific transport and dispersion conditions.

B3.5 Photochemical models

Photochemical air quality models have become widely utilized tools for assessing the effectiveness of control strategies adopted by regulatory agencies. These models are large-scale air quality models that simulate the changes of pollutant concentrations in the atmosphere by characterizing the chemical and physical processes in the atmosphere. These models are applied at multiple geographical scales ranging from local and regional to national and global.

- **Models-3/CMAQ** - The latest version of the Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) model has state-of-the-science capabilities for conducting urban to regional scale simulations of multiple air quality issues, including tropospheric ozone, fine particles, toxics, acid deposition, and visibility degradation.
- **CAMx** - The Comprehensive Air quality Model with extensions (CAMx) simulates air quality over many geographic scales. It handles a variety of inert and chemically active pollutants, including ozone, particulate matter, inorganic and organic PM_{2.5}/PM₁₀, and mercury and other toxics.
- **REMSAD** - The Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (REMSAD) calculates the concentrations of both inert and chemically reactive pollutants by simulating the atmospheric processes that affect pollutant concentrations over regional scales. It includes processes relevant to regional haze, particulate matter and other airborne pollutants, including soluble acidic components and mercury.
- **UAM-V** - The Urban Airshed Model was a pioneering effort in photochemical air quality modelling in the early 1970s and has been used widely for air quality studies focusing on ozone.

B3.5 Models developed in England

- [ADMS-3](#) - See the description of this model in the Alternative Models section of the models accepted by the U.S. EPA.
- **ADMS-URBAN** - A model for simulating dispersion on scales ranging from a street scale to city-wide or county-wide scale, handling most relevant emission sources such as traffic, industrial, commercial, and domestic sources. It is also used for air quality management and assessments of current and future air quality vis-a-vis national and regional standards in Europe and elsewhere.
- **ADMS-Roads** - A model for simulating dispersion of vehicular pollutant emissions from small road networks in combination with emissions from industrial plants. It handles multiple road sources as well as multiple point, line or area emission sources and the model operation is similar to the other ADMS models
- **ADMS-Screen** - A screening model for rapid assessment of the air quality impact of a single industrial stack to determine if more detailed modelling is needed. It combines the dispersion modelling algorithms of the ADMS models with a user interface requiring minimal input data.

- GASTAR - A model for simulating [accidental releases](#) of denser-than-air flammable and toxic gases. It handles instantaneous and continuous releases, releases from jet sources, releases from evaporation of volatile liquid pools, variable terrain slopes and ground roughness, obstacles such as fences and buildings, and time-varying releases.
- [NAME](#) - Nuclear Accident Model (NAME) is a local to global scale model developed by the UK's [Met Office](#). It is used for: forecasting of air quality, air pollution dispersion, and acid rain; tracking [radioactive](#) emissions and volcanic ash discharges; analysis of [accidental air pollutant releases](#) and assisting in emergency response; and long-term environmental impact analysis. It is an integrated model that includes boundary layer dispersion modelling.
- UDM - Urban Dispersion Model is a Gaussian puff based model for predicting the dispersion of atmospheric pollutants in the range of 10m to 25km throughout the urban environment. It is developed by the [Defense Science and Technology Laboratory](#) for the UK Ministry of Defence. It handles instantaneous, continuous, and pool releases, and can model gases, particulates, and liquids. The model has a three regime structure: that of single building (area density < 5%), urban array (area density > 5%) and open. The model can be coupled with the US model SCIPUFF to replace the open regime and extend the model's prediction range.

B3.6 Models developed in continental Europe

The European Topic Centre on Air and Climate Change, which is part of the [European Environment Agency](#) (EEA), maintains an online [Model Documentation System \(MDS\)](#) that includes descriptions and other information for almost all of the dispersion models developed by the countries of Europe. The MDS currently contains 104 models developed in Europe (excluding England). Of those 104 models, 28 were subjectively selected for inclusion here. Anyone interested in seeing the complete MDS can access it [here](#).

Some of the European models listed in the MDS are public domain and some are not. Many of them include a pre-processor module for the input of meteorological and other data, and many also include a post-processor module for graphing the output data and/or plotting the area impacted by the air pollutants on maps.

The country of origin is included for the each of the European models listed below.

- ONM9440 (Austria) - A Gaussian dispersion model for continuous, buoyant plumes from stationary sources for use in flat terrain areas. It includes plume depletion by dry deposition of solid particulates.
- GRAL (Austria) - The GRAZ Lagrangian model was developed at the [Graz University of Technology](#) and it is a dispersion model for buoyant plumes from multiple point, line and tunnel portal sources. It handles flat or complex terrain but it has no chemistry or deposition capabilities.
- IFDM (Belgium) - The Immission Frequency Distribution Model, developed at the Flemish Institute for Technological Research(VITO), is a Gaussian dispersion model used for point and area sources dispersing over flat terrain on a local scale. The model includes plume depletion by dry or wet deposition but cannot handle building effects, chemical transformations or complex terrain.
- SEVEX (Belgium) - The SEVeso EXpert model simulates the accidental release of toxic and/or flammable material over flat or complex terrain from multiple pipe and

vessel sources or from evaporation of volatile liquid spill pools. The accidental releases may be continuous, transient or catastrophic. The integrated model can handle denser-than-air gases as well as neutral gases (i.e., neither denser than or lighter than air). It does not include handling of multi-component material, nor does it provide for chemical transformation of the releases. The model's name is derived from the major disaster caused by the accidental release of highly toxic gases that occurred in [Seveso](#), Italy in 1976.

- HAVAR (Czech Republic) - A Gaussian plume model integrated with a puff model and a hybrid plume-puff model, developed by the [Czech Academy of Sciences](#), is intended for routine and/or accidental releases of [radionuclides](#) from single point sources within nuclear power plants. The model includes radioactive plume depletion by dry and wet deposition as well as by [radioactive decay](#). For the decay of some nuclides, the creation of daughter products that then grow into the plume is taken into account.
- SYMOS'97 (Czech Republic) - A model for dispersion calculations of continuous neutral or buoyant plumes from single or multiple point, area or line sources. It can handle complex terrain and it can also be used to simulate the dispersion of [cooling tower](#) plumes.
- OML (Denmark) - A model for dispersion calculations of continuous neutral or buoyant plumes from single or multiple, stationary point and area sources. It has some simple methods for handling photochemistry (primarily for NO_2) and for handling complex terrain. The model was developed by the National Environmental Research Institute of Denmark, which is a part of the Danish Ministry of the Environment.
- AEROPOL (Estonia) - The AERO-POLLution model developed at the [Tartu Observatory](#) in Estonia is a Gaussian plume model for simulating the dispersion of continuous, buoyant plumes from stationary point, line and area sources over flat terrain on a local to regional scale. It includes plume depletion by wet and/or dry deposition as well as the effects of buildings in the plume path.
- BUO-FMI (Finland) - This model was developed by the [Finnish Meteorological Institute](#) (FMI) specifically for estimating the atmospheric dispersion of neutral or buoyant plume gases and particles emitted from fires in warehouses and chemical stores. It is a hybrid of a local scale Gaussian plume model and another model type. Plume depletion by dry deposition is included but wet deposition is not included.
- CAR-FMI (Finland) - This model was developed by the Finnish Meteorological Institute (FMI) for evaluating atmospheric dispersion and chemical transformation of vehicular emissions of inert (CO , NO_x) and reactive (NO , NO_2 , O_3) gases from a road network of line sources on a local scale. It is a Gaussian line source model which includes an analytical solution for the chemical cycle $\text{NO-O}_3\text{-NO}_2$.
- UDM-FMI (Finland) - This model was developed by the Finnish Meteorological Institute (FMI) as an integrated Gaussian urban scale model intended for regulatory pollution control. It can handle multiple point, line, area and volume sources and it includes chemical transformation (for NO_2), wet and dry deposition (for SO_2), and downwash phenomena (but no building effects).
- RADM (France) - The Random-walk Advection and Dispersion Model (RADM) was developed by ACRI-ST, an independent research and development organization in France. It can model gas plumes and particles (including pollutants with exponential

decay or formation rates) from single or multiple stationary, mobile or area sources. Chemical reaction, radioactive decay, deposition, complex terrain, and inversion conditions are accommodated.

- STOER.LAG (Germany) - A dispersion model designed to evaluate accidental releases of hazardous and/or flammable materials from point or area sources in industrial plants. It can handle neutral and denser-than-air gases or aerosols from ground-level or elevated sources. The model accommodates building and terrain effects, evaporation of volatile liquid spill pools, and combustion or explosion of flammable gas-air mixtures (including the impact of heat and pressure waves caused by a fire or explosion).
- PROKAS-V (Germany) - A Gaussian dispersion model for evaluating the atmospheric dispersion of air pollutants emitted from vehicular traffic on a road network of line sources on a local scale.
- AUSTAL2000 (Germany) - The official air dispersion model to be used in the permitting of industrial sources by the German Federal Environmental Agency. The model accommodates point, line, area and volume sources of buoyant plumes. It has capabilities for building effects, complex terrain, plume depletion by wet or dry deposition, and first order chemical reactions. It is based on the LASAT model developed by [Ingenieurbüro Janicke Gesellschaft für Umweltphysik](#).
- DIPCOT (Greece) - DIspersion over COmplex Terrain (DIPCOT) is a model developed in the [National Research Center for Physical Sciences](#) (DEMOKRITOS) of Greece that simulates dispersion of buoyant plumes from multiple point sources over complex terrain on a local to regional scale. It does not include wet deposition or chemical reactions.
- DISPLAY-2 (Greece) - A vapour cloud dispersion model for neutral or denser-than-air pollution plumes over irregular, obstructed terrain on a local scale. It accommodates jet releases as well as two-phase (i.e., liquid-vapor mixtures) releases. This model was also developed at the [National Centre of Scientific Research](#) (DEMOKRITOS) of Greece.
- MUSE (Greece) - A photochemical atmospheric dispersion model developed by Professor Nicolas Moussiopoulos at the [Aristotle University of Thessaloniki](#) in Greece. It is intended for the study of photochemical [smog](#) formation in urban areas and assessment of control strategies on a local to regional scale. It can simulate dry deposition and transformation of pollutants can be treated using any suitable chemical reaction mechanism.
- FARM (Italy) - The Flexible Air quality Regional Model (FARM) is an atmospheric dispersion model designed for the analysis of episodes and scenarios, evaluation of the effects of regional emission control policies and pollution forecasts in complex situations. It accommodates point and area sources, and includes photochemistry and plume depletion by wet and dry deposition.
- SAFE AIR II (Italy) - The Simulation of Air pollution From Emissions II (SAFE AIR II) was developed at the Department of Physics, [University of Genoa](#), Italy to simulate the dispersion of air pollutants above complex terrain at local and regional scales. It can handle point, line, area and volume sources and continuous plumes as well as puffs. It includes first-order chemical reactions and plume depletion by wet and dry deposition, but it does not include any photochemistry.

- STACKS (The Netherlands) - A Gaussian plume dispersion model for point and area buoyant plumes to be used over flat terrain on a local scale. It includes building effects, NO₂ chemistry and plume depletion by deposition. It is used for environmental impact studies and evaluation of emission reduction strategies.
- CAR-International (The Netherlands) - Calculation of Air pollution from Road traffic(CAR-International) is an atmospheric dispersion model developed by the [Netherlands Organisation for Applied Scientific Research](#). It is used for simulating the dispersion of vehicular emissions from roadway traffic.
- LOTOS-EUROS (The Netherlands) - The LOng Term Ozone Simulation - EUROpean Operational Smog (LOTOS-EUROS) model was developed by the National Institute for Public Health and Environment (RIVM) in The Netherlands. It is designed for modelling the dispersion of pollutants (such as: photo-oxidants, aerosols, heavy metals) over all of Europe. It includes simple reaction chemistry as well as wet and dry deposition.
- EK100W (Poland) - A Gaussian plume model used for air quality impact assessments of pollutants from industrial point sources as well as for urban air quality studies on a local scale. It includes wet and dry deposition. The effects of complex terrain are not included.
- POLGRAPH (Portugal) - This model was developed at the University of Aveiro, Portugal by Professor Carlos Borrego. It was designed for evaluating the impact of industrial pollutant releases and for air quality assessments. It is a Gaussian plume dispersion model for continuous, elevated point sources to be used on a local scale over flat or gently rolling terrain.
- INPUFF-U (Romania) - This model was developed by the National Institute of Meteorology and Hydrology in Bucharest, Romania. It is a Gaussian puff model for calculating the dispersion of radionuclides from passive emission plumes on a local to urban scale. It can simulate accidental or continuous releases from stationary or mobile point sources. It includes wet and dry deposition. Building effects, buoyancy effects, chemical reactions and effects of complex terrain are not included.
- MODIM (Slovak Republic) - A model for calculating the dispersion of continuous, neutral or buoyant plumes on a local to regional scale. It integrates a Gaussian plume model for single or multiple point and area sources with a numerical model for line sources, street networks and street canyons. It is intended for regulatory and planning purposes.
- [DISPERSION21](#) (Sweden) - This model was developed by the [Swedish Meteorological and Hydrological Institute](#) (SMHI) for evaluating air pollutant emissions from existing or planned industrial or urban sources on a local scale. It is a Gaussian plume model for point, area, line and vehicular traffic sources. It includes plume penetration of inversions aloft, building effects, NO_x chemistry and it can handle street canyons. It does not include wet or dry deposition, complex atmospheric chemistry, or the effects of complex terrain.

B3.7 Models developed in Australia

- AUSPLUME - A dispersion model that has been designated as the primary model accepted by the Environmental Protection Authority (EPA) of the Australian state of Victoria.
- LADM - An advanced model developed by Australia's [Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation](#) (CSIRO) for simulating the dispersion of buoyant pollution plumes and predicting the photochemical formation of smog over complex terrain on a local to regional scale. The model can also handle fumigated plumes (see the books listed below in the "Further reading" section for an explanation of fumigated plumes).
- TAPM - An advanced dispersion model integrated with a pre-processor for providing meteorological data inputs. It can handle multiple pollutants, and point, line, area and volume sources on a local, city or regional scale. The model capabilities include building effects, plume depletion by deposition, and a photochemistry module. This model was also developed by Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO).
- DISPMOD - A Gaussian atmospheric dispersion model for point sources located in coastal regions. It was designed specifically by the Western Australian Department of Environment to simulate the plume fumigation that occurs when an elevated onshore pollution plume intersects a growing [thermal internal boundary layer \(TIBM\)](#) contained within offshore air flow coming onshore.
- AUSPUFF - A Gaussian puff model designed for regulatory use by CSIRO. It includes some simple algorithms for the chemical transformation of reactive air pollutants.

B3.8 Other models

- [PUFF-PLUME](#) - A Gaussian chemical/radionuclide dispersion model that includes wet and dry deposition, real-time input of meteorological observations and forecasts, dose estimates from inhalation and gamma shine, and puff or plume dispersion modes. It is the primary model for emergency response use for atmospheric releases of radioactive materials at the [Savannah River Site](#) of the US [Department of Energy](#). It was first developed by the [Pacific Northwest National Laboratory](#) (PNNL) in the 1970's.

Bijlage 4 Air Quality in and around traffic tunnels - Final report 2008 - Australia

Onderstaand zijn enkele kerndelen uit literatuur 25 opgenomen.

5 Air quality near road tunnels

This chapter looks at various issues surrounding air quality near rather than in road tunnels. It first considers the principles and processes determining air quality near tunnels and then discusses how polluted air is released into the environment, particularly through portals. The chapter then considers the main challenges in assessing air quality near tunnels, reviews studies in specific urban districts and discusses a particular pollutant; that is, PM. Finally, the impacts on indoor air quality for those living or working near road tunnels are discussed.

5.1 Principles and processes determining air quality near tunnels

When considering the effect of road tunnels on the air quality outside the tunnel, it is helpful to think in terms of the following three zones:

- *Portal vicinity*—within 100–200 m of the tunnel portals. Concentrations at the exit portals can approach the maximum values found within the tunnels. Within the first few metres, however, they fall rapidly. Monitoring data have shown that within 100 m they have fallen almost to background levels. The affected population is thus small. An indicative value for a population density of 3000 km² would be around 100, and the density is likely to be lower near a major road tunnel portal. In many cases, the resident population will be zero.
- *Local area*—within up to ~1 km of tunnel portals and/or ventilation stacks. The potentially affected resident population could be 1000s or 10 000s. However, the increase in concentrations (beyond the portal vicinity zone mentioned above) will generally be either small, zero or negative.
- *Wider area*—the area affected by the redistribution of traffic flow associated with the opening of a road tunnel.

5.2 Release of polluted air into the environment

Tunnel openings are a key focus of any tunnel air-quality assessment. It is at the portals and stacks that the pollutants, which have been released inside the tunnel and have accumulated rather than been dispersed as in the case of open roads, are finally released into the ambient environment at high concentrations. From the point of view of the local neighborhood, it is at the tunnel openings that the air-quality impact of the tunnel is most keenly felt. This is the zone within which the road tunnel will inevitably worsen local air quality in comparison to an equivalent road without a tunnel.

Air-quality assessment of the impact of the openings tends to occur in the tunnel planning process, and is often required for planning approval. In this case, the assessment is necessarily a modeling exercise. In a few cases, monitoring has taken place after tunnel opening to check the effect of the tunnel on ambient air quality near the openings, to check the validity of the modeling results, and to further inform model development.

<alinea's weggelaten>

5.3 Tunnel portals

5.3.1 Portals—modeling and monitoring

The suite of dispersion models used for calculating impacts of roads is generally unsuitable for tunnel portals. Such models are not designed to model dispersion involving the special features of portals such as sunken roadways, vertical walls, local topography, vehicle-induced turbulence and especially the turbulent effects of a jet of contaminated air exiting the tunnel and mixing with the ambient wind, which will generally be travelling in a different direction and at a different speed.

Complex numerical models that solve the equations of fluid motion have been developed as research tools, but are too complex and time consuming to be run by nonspecialists for regulatory purposes. Environmental impact modeling is often undertaken using Gaussian plume models, such as Caline or CalPuff, although such models often make unrealistic predictions close to tunnel portals. This is generally because they do not model the jet effect of the air exiting the tunnel portal. Caline is unsuitable if the influence of nonflat topography is to be investigated. CalPuff includes the effect of topography but tends to overpredict concentrations within 100 m of the source.

A few simpler models have been developed specifically for tunnel portals. These models are generally based on, and validated against, monitored data from real tunnel portals, including tracer-release experiments. One of the more successful is the GRAL model developed at the Graz University of Technology (Oetl et al 2002). Development of this model revealed very strong gradients in concentration (two orders of magnitude over 10 m) that the model would only be able to begin to resolve with a detailed representation of the entrainment of air in individual vehicle wakes. Inevitably it makes this, and any other model, sensitively dependent upon the turbulence submodel or parameterisation, and upon finely detailed input data. In a 2005 paper, Oetl et al reported that GRAL had been tested for five tunnels. Results were reasonable, but the model was dependent upon two empirical parameters that had to be set independently for each tunnel. The general experience of attempts to model tunnel portal emissions is that it is a complex physical phenomenon; dispersion varies significantly between tunnels and due to variations in ambient meteorology making it difficult to make general statements. However, one consistent result is that the extent of the zone around the portal within which ambient air pollutant concentrations are significantly raised by the portal is of the order of 100–200 m. The shape of this zone is dependent on wind direction, and in the long term the average will typically extend further in the direction corresponding to downwind in terms of locally prevailing winds. In

the presence of dense or tall buildings local recirculation effects may distort the shape of this zone in ways that are hard to predict.

5.3.2 Review of monitoring studies in the vicinity of tunnel portals

Oslo, Paris

A study of the urban road tunnels in Oslo in 2001 combined measurement of PM₁₀ and NO_x (and hence emissions) at exit portals with modeling of dispersion from those portals (Tonnesen 2001). It found that the near-field zone of influence of each portal was typically 100–200 m for NO₂ and significantly less for PM₁₀. This difference is to be expected based on their differing chemistry and physical transport properties. After exiting the tunnel the polluted airstream, travelling as a jet, will rapidly mix and dilute with external air. However, the resulting reduction in concentrations will be generally offset in the case of NO₂ by its rapid production as the high concentrations of NO come into contact with oxidants including O₃. This effect is short-lived, however, as NO is depleted and diluted. Conversely, coarser PM₁₀ particles resuspended by traffic within the tunnel will rapidly deposit to surfaces once emitted from the portal, leading to a more rapid reduction in PM₁₀ levels with distance from the portal, especially perpendicular to the road.

Similarly, a study around a portal of the very busy Landy tunnel in Paris found that concentrations of NO₂ were comparable to other roadside sites in Paris except very close (< 100 m) to the portal (Brousse et al 2005). As with the modeling studies mentioned above, this study found that consideration of wind speed and wind direction was crucial if fine-scale details of concentration variation within the 100 m zone are required, but that generally concentrations very close to the portal were four to five times smaller than at the portal itself.

Sodra Lanken, Stockholm

Elevated emission concentrations were recorded only within a short distance of the portals, where the residential population was negligible. An exception was one location within 50 m of a portal, with approximately 1000 residents expected to be exposed to an additional 50 µg m⁻³ of NO_x.

<alinea's weggelaten>

5.4 Challenges in assessing air quality in urban districts containing road tunnels

Modeling and monitoring of dispersion at road tunnel portals have demonstrated the important role played by ambient wind speed and direction. Wind speed and direction are even more important when assessing the tunnel's contribution to air quality in the wider neighborhood (up to ~1 km from the tunnel openings). Potential long-term effects will be biased towards areas predominantly downwind of tunnel ventilation points, according to prevailing meteorology. An example of this is shown in Figure 5.1. In addition, other loca-

tions may be impacted episodically as a result of a particular set of meteorological conditions.

In any such assessments, it is important that consistent local weather patterns are considered carefully to understand the full picture. For example, a given location may have a prevailing southwesterly wind when viewed as an annual average. However, a seasonal analysis may reveal that northeasterlies are more common at a certain time of year. An understanding of consistent diurnal cycles is important for road tunnel assessment. For example, it is not uncommon for many cities to experience different prevailing wind directions and lower wind speeds in the morning. Thus, the most highly impacted area may not necessarily be that considered to be downwind according to annual prevailing winds. Maximum emissions may occur in the morning peak, coinciding with minimum dispersion due to lower wind speeds, with the plume directed in a different direction than the annual prevailing wind.

This effect of the morning ‘footprint’ being different from that at other times in the day is compounded by the diurnal and seasonal variations in the vertical ventilation of the urban canopy. Studies have shown that vertical dispersion of substances emitted at the surface is reduced in the morning due to the reduction in vertical motion and turbulence associated with nocturnal cooling of the surface. In many parts of the world, nocturnal inversions (ie when the atmosphere becomes thermally stratified, effectively putting a ‘lid’ on the surface layer of the atmosphere) are common. Although this is partly offset in urban areas by the release of anthropogenic and stored heat from the surface through the night, surface concentrations still remain raised relative to emissions. Even in the absence of inversions, direct measurements have shown that ventilation of the urban canopy is inhibited at night (eg Dorsey et al 2002, Longley and Gallagher 2006).

Destruction of inversions and an increase in the rate and depth of vertical dispersion begins once heating begins, from both anthropogenic sources and solar radiation. The impact on morning concentrations of traffic-related pollutants depends not only on the strength of any inversion, the size of the anthropogenic pollutant and heat emission, and the strength of solar radiation, but also the relative timing of sunrise and emission peak. In general, morning concentrations will be higher if the emission peak occurs before sunrise. The maximum solar insolation in summer varies little with latitude, but varies substantially in winter due to shorter daylight periods and smaller solar zenith angles. Similarly, the seasonal variation in the number of daylight hours increases with latitude. Thus, cities at higher latitudes may be expected to have a greater seasonal variation in urban concentrations of traffic-related pollutants. Peaks in particle concentration caused by poor turbulent ventilation during emission peaks will have greater significance in a high latitude city in winter when heating and traffic emissions are high, but solar flux is low, sunrise is late and sunset is early. Such conditions also favour the nucleation of ultrafine particles.

<aline’s weggelezen>

The remarkable efficiency with which the turbulent mixing of the ambient atmosphere disperses pollutants (subject to several factors) is not well appreciated. Not all mixing is

actually turbulent and much of the dispersal occurs by means of discrete plumes of pollutants.

However, strong solar heating leading to thermal instability in the atmospheric boundary layer can lead to the formation of large turbulent eddies. Such eddies can momentarily and intermittently advect a relatively undiluted plume rapidly drawn down to the surface in a process known as 'looping'. The effect is highly intermittent and likely to affect only a very localized area. The effect is also only likely to last for a short period of time (minutes to a few hours), and would be experienced at the surface as a brief period of polluted air followed by a period of unusually clean air. Consensus is lacking as to whether such brief impacts are significant and should be considered in an impact assessment. This highly localized effect is likely to escape monitoring, except in the case of a 'lucky' strike, but most 'airshed' scale atmospheric dispersion modeling tools are also not designed to predict such processes, other than the average effect over a period of at least an hour. The actual location and magnitude of the peak effects are inherently very unpredictable for modeling. Alternative modeling approaches that are more appropriate may be available, but no examples were found in the literature of such models being applied to tunnels.

<aline's weggelaten>

5.5 Review of studies in urban districts containing road tunnels

5.5.3 Sodra Lanken tunnel, Stockholm

Part of the inner ring-road of Stockholm consists of a major tunnel, which opened in 2004, with branches designed to remove traffic from ground level and from the city centre. A major monitoring and modeling study (SLB-analys 2006) revealed that the net result was a worsening of air quality near the tunnel portals (assuming tunnel ventilation at portals rather than stacks). The study also found an improvement in air quality at ground level over a wider area, including the city centre, due to both removal of traffic underground and a reduction in congestion at ground level. Overall total emissions increased by 2–3%, indicating that this new road system attracted extra traffic to the area, but the majority of the local population of 410.000 experienced an improvement in air quality. This was due to the slight redistribution of the effects of road traffic away from populated areas. It was calculated that 41% of all affected persons (ie 170 000) would experience a worsening of air quality and 59% (240 000) an improvement, although for most people the change would be minor. For most locations the changes were in the range -0.5 to $+1.0 \mu\text{g m}^{-3}$ in PM10 and -1.0 to $+0.5 \mu\text{g m}^{-3}$ in NO_x (translating to < 0.2 ppm of NO₂). Increases in NO_x of up to $2 \mu\text{g m}^{-3}$ could be found within approximately 1 km of the major portals affecting 10 000–20 000 people.

5.5.6 Eastlink tunnel, Melbourne

The predicted impact of emissions from the two Eastlink tunnel stacks on the surrounding neighbourhood has been modeled using Calpuff (ANE 2006, Thiess John Holland 2006). Calpuff was chosen over Ausplume due to its ability to model airflow in the complex topography of the Mullum Mullum Valley where the tunnel lies, and the associated shelter-

ing and microscale meteorological variability. An intercomparison of Ausplume and Calpuff results at this site indicated that Calpuff provided more conservative results, with predicted concentrations 1.5 to 2.5 times higher.

Predicted maximum tunnel-stack contributions within the model domain (3 km × 3 km) were less than 1% of the predicted concentrations of CO, NO₂, PM₁₀ and PM_{2.5} (one-hour averages). Contributions to maximum three-minute averages were also calculated for xylenes (6%), toluene (9%), benzo(a)pyrene (12%), formaldehyde (14%), benzene (22%) and 1,3-butadiene (44%). In each case except PM₁₀ and PM_{2.5}, the predicted maximum concentrations were well below the EPA design criteria. For particulates, the maximum existing concentrations were already more than double the design criteria before adding the < 1% increase due to the tunnel stacks. Long-term ambient monitoring is now in place. This tunnel is due to open in 2008.

5.6 Particulate matter including ultrafine particles

The dispersion of PM is complicated by the aerosol processing which may occur in the dispersing plume and differential transport properties that are a function of particle size. Most dispersion modeling ignores all of this and assumes that PM₁₀ can be considered as a single coherent pollutant with only one set of physical properties. In this way the modeled patterns of dispersion of PM₁₀ are identical to those of CO.

Particles have an increasing sedimentation velocity with increasing size and thus larger particles travel shorter distances before settling out of the atmosphere onto the surface. Consequently, particles from a road tunnel will make a negligible contribution to local PM₁₀ beyond the immediate vicinity (up to ~100 m, and in most cases much less) of the tunnel portals or stacks and the roads feeding the tunnel. The maximum atmospheric residence and transport distance belongs to aged accumulation mode particles (~0.1–0.6 μm in size), typically composed of ammonium (and sodium in coastal locations), nitrate, sulfates and chlorides, with organic components, especially in urban areas. These particles usually form the most substantive contribution to PM_{2.5} but, in general, are not formed in a tunnel as they are not directly formed in traffic emissions but indirectly through slow secondary atmospheric reactions. Consequently, in the neighbourhood of a tunnel, this fraction will dominate the local PM concentrations forming a ‘background’ concentration. A study in Brisbane found that concentrations of accumulation mode particles were raised above the background level downwind of a major highway, but only up to a distance of 15 m from the highway (Hitchens et al 2000). Ultrafine particles are generated in huge numbers in a tunnel, but are susceptible to rapid transformation during dispersion. In particular, it is known that in high concentrations ultrafine particles are likely to coagulate, forming fewer particles, with a shift in size distribution to larger sizes (see Section 4.4). Unless fresh particles are produced, the reduction in particle numbers will decrease the probability of further coagulation taking place, so that the rate of coagulation rapidly falls. In a plume, the rate of coagulation will also be reduced by dilution with fresh air, which acts to reduce concentrations.

The competition between these processes has been studied theoretically and in the laboratory. Field data have been gathered on aerosol processes in a plume downwind of busy roads and within street canyons. There is not yet a consensus between these studies; aerosol processing has some temperature dependence and ambient conditions need to be considered. Studies in warm conditions include that by Zhu et al (2002) who found evidence of coagulation up to 100 m downwind of a major freeway in Los Angeles. Particle number concentrations had diluted to a point where they were indistinguishable from the background, 300 m from the freeway. In a similar experiment in Brisbane, Hitchens et al (2000) found that particle number concentration decayed by half over 150 m. Reponen et al (2003) found particle numbers were reduced to half over 50–150 m, and to background levels by 400 m from major highways in Cincinnati. Gidhagen et al (2004) modeled field data from a busy roadside in the cooler rural Sweden and concluded that ultrafine particles were almost inert over the first 100 m. Most recently, urban measurements within 200 m of a major road in Helsinki also concluded that the effect of coagulation in general conditions was negligible (Pohjola et al 2007). However, a more detailed analysis of one particularly cold and still morning (Kerminen et al 2007) came to different conclusions in these particular conditions. During the first nine hours of this particular February morning, wind speeds were in the range 0–0.3 m s⁻¹ and the temperature was –3 to –7°C. In these conditions, significant self and intermodal coagulation was observed, as well as condensation and evaporation processes between measurements made 9 m and 65 m from the road. The degree to which these processes were dependent on the low temperatures, and hence their applicability to Australia, is not clear. However, in summary, all of the above studies essentially agree that dilution is by far the dominant process, whereas coagulation has a minor or no role, depending upon local meteorology and emissions. In this sense, the dispersion of ultrafine particles (expressed as a number or a mass concentration) over the range of interest here (order of 0.1–1 km from the tunnel opening) can be reasonably approximated by the dispersion of a nontransforming (‘passive’) scalar, such as CO.

8.3 External air quality

8.3.2 Assessing impacts on health in the community

8.3.3 Identifying tunnel-originated air

Identifying tunnel emissions within an atmosphere containing emissions from many other road traffic (and other) sources is hampered by the fact that tunnel emissions are almost chemically identical to surface road emissions, preventing direct identification of tunnel-sourced air at a receptor. However, research has hinted that there may be some subtle differences between tunnel air and the air it mixes with; the tunnel can act as a concentrating volume. In tunnels where soot emission rates are above a certain threshold, there is an increased probability of particles and gases interacting leading to enhanced condensation of semivolatile compounds onto soot based particles, leading to a subtly different aerosol. Aerosol transformation in such scenarios is still a very active area of research and its implications for particle toxicity and health have barely begun to be studied. We are not aware of any studies that have compared the detailed chemical and physical composition in a tunnel, near a tunnel and in other urban locations. The only other ways in which tun-

nel air is compositionally different to ambient air are the low NO₂:NO_x ratio and low levels of O₃. However, the reaction of NO with O₃ is fast enough that we expect the NO₂:NO_x ratio in the tunnel emission plume to revert to an ambient value within seconds of emission. In summary, we know of no airborne substance which may be used as a marker of road tunnel emissions. This problem can be partly overcome by the use of artificial tracer releases, which can support modeling in sensitive or controversial locations.

8.3.4 Sub-hour impacts, odour and anxiety

Transient processes on timescales of less than an hour are considered in various state government documentation such as the SEPP (AQM) in Victoria and the guideline for modeling of air emissions in NSW. Such processes, for example plume looping, which was mentioned in Chapter 5, are inherently difficult to identify in monitoring. Nearly all conventional modeling approaches are not designed to look at any period shorter than an hour. At best, such modeling will identify the probability of such a process occurring, and will thus show smooth contours which fail to highlight how such an impact would actually be concentrated in a small area. The health effects of such transient exposures to particles are still effectively unknown. However, the major impact of such events is likely to be the detection of odour, annoyance due to that odour, and anxiety arising from that annoyance. This may be especially significant if, as has been reported, initial detection of odour leads to an increased sensitivity to subsequent detection. The design process is generally not structured to protect against such effects, and they generally come to light, not as part of any scientific or environmental assessment, but from self-reporting in the community amongst groups who may be predisposed to anxiety regarding the anticipated effect of tunnel emissions in their neighborhood. According to some workshop delegates and subsequent submissions, this aspect of the environmental management of road tunnels is sometimes not handled as well as other aspects and can be the source of mistrust between communities and professionals. Where community members feel that their concerns are not being addressed, and that they have no influence over their own exposure, then the subsequent anxiety and stress can be as detrimental to health as the actual emissions.

Assessment of odour effects is less well developed than general air quality. Response to odour is highly variable between individuals, (susceptibility to pollutants such as NO₂ also varies between individuals) but response to odour also has a significant emotional component, such that one person's response can differ from one day to the next. This subjectivity means that an objective (chemical) measure is only a crude indicator of the likelihood that odour will lead to annoyance or stress in an individual. We are left with the choice between a 'scientific', measure that poorly represents impact, or a subjective measure (self-reporting) that cannot be quantified and suffers from the weaknesses and uncertainties associated with a 'nonscientific' method (principally incomplete reporting). A combination of the two should be applied where an odour assessment is to be made. In general, more attention should be paid to this issue, and especially to risk communication and the minimization of community anxiety at an early stage in tunnel design and operation.

8.3.5 Stacks and portals

<alinea's weggelaten>

8.3.6 Portal zones

In the 100–200 m zone around tunnel portals where emissions are permitted, a significant, measurable impairment of air quality might be expected, but this will be highly localized and vary with time, depending upon meteorology, so that the impacted zone will not appear merely as a circular zone around the portal. The impact of portal emissions on health depends on the sensitivity of the population. While health studies are unlikely to yield meaningful results in such small populations, the precautionary principle dictates that any incremental exposures to air pollutants above background should be minimized.

Bijlage 5 Hoofdstuk 4 uit literatuuronderzoek door TNO in 1987

Uit de rapportage zijn de bladzijden 36 – 45 overgenomen alsmede de figuren 23 – 31. De tekst is ontdaan van beschrijvingen zodat hier alleen feitelijkheden worden vermeld.

4 OMGEVING TUNNELMONDEN

4.1 Metingen op locatie

Plasse en Huygen (1978) hebben op een viertal plaatsen NO metingen verricht in de directe nabijheid van de tunnelmond van de Vlaketunnel. De metingen waren bedoeld om een rekenmodel voor de berekening van luchtverontreinigingsconcentraties bij zowel overdekte als onoverdekte wegen te toetsen. Er wordt een concentratieverhouding van 0,28 gemeten voor meetpunten op respectievelijk 20 en 100 m (loodrecht) van de weg. Windrichting- en windsnelheidsgegevens ontbreken echter.

Langs de weg

De tracergasmetingen van Lamb (1979) bij de Bryn tunnel in Oslo geven wat informatie over de afname van de concentratieniveaus langs de weg als functie van de afstand tot de tunnelmond. Over het algemeen blijkt na 75 tot 100 m het concentratieniveau nog maar 10% te zijn van de niveaus bij de tunneluitgang. Windrichtinggegevens en duidelijke informatie over de ligging en de directe omgeving van de tunnelmonden ontbreken echter.

SAI (1980) meldt dat buiten de tunnelportalen langs de weg binnen 100 m een afname van de CO-niveaus tot omgevingswaarden optreedt.

Uit metingen van Colwill et al (1983) bij een verkeerstunnel voor tweerichtingsverkeer bij Heathrow Airport blijkt dat de concentratieniveaus nagenoeg even snel afnemen als bij tunnels met eenrichtingsverkeer. Op circa 80m afstand van het tunnelportaal zijn de concentratieniveaus al gereduceerd tot circa 10% van de oorspronkelijke waarde. De CO-concentraties op maaiveldniveau in de directe nabijheid van de verdiept gelegen tunnelweg zijn lager dan voor die afstand tot een weg verwacht mocht worden. Verdiept gelegen wegen hebben dus een gunstige invloed op de concentratieniveaus in de directe omgeving.

Uit metingen en schaalmodelproeven voor de Saint Cloud Tunnel in Parijs blijkt dat zelfs bij de ongunstigste windcondities de CO- concentraties langs de weg binnen 100m van het tunnelportaal gereduceerd zijn tot minder dan 10% van de oorspronkelijk waarde ($U_t = 3$ m/s). Bij een lage U_t / U_w waarde nemen de CO- concentraties nog sneller af. Bij waarden $U_t/U_w < 1$ wordt de 10% grens al binnen 70 m van het tunnelportaal bereikt (Marsault and Gabet, 1985).

Marsault and Gabet (1985) hebben met behulp van een voertuig met CO meetapparatuur onderzoek gedaan naar de verspreiding van verontreinigde tunnellucht bij een groot aantal verschillende tunnels. De tunnels bleken wat verspreidingskarakteristiek betreft onderverdeeld te kunnen worden in:

- tunnels in een landelijke omgeving
- tunnels in een stad
- tunnels met aansluitend op de tunnelportalen geluidsschermen, lichtroosters, etc.
- tunnels met verdiept, gelegen portalen of een reeks tunnels met verdiept gelegen tunnelwegen

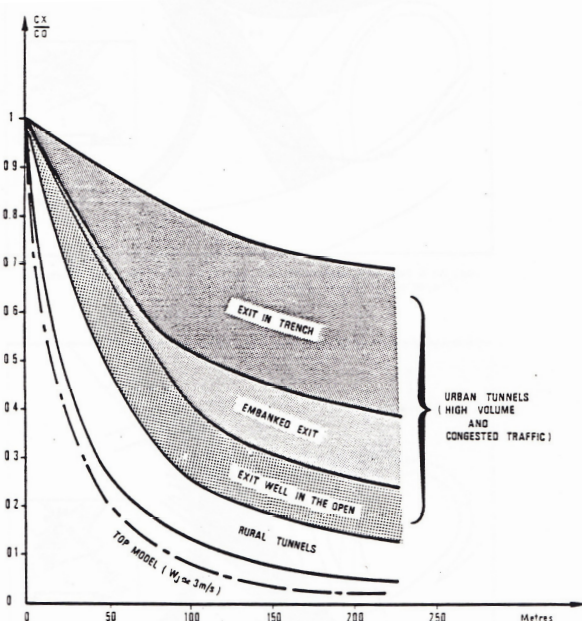
Bij de landelijk gelegen tunnels (du Chat en Lioron) was de concentratiereductie steeds erg snel. Op 200m van de tunnelportalen was de concentratie gereduceerd tot 10% van de oorspronkelijke waarde. De invloed van de tunnelluchtsnelheid was in de eerste 100m duidelijk merkbaar.

Bij de stedelijk gelegen tunnelportalen (Croix Rouse en Fourvière) was de concentratie op 200m van de tunnelportalen nog 10 tot 25% van de oorspronkelijke waarde.

Aansluitende geluidsschermen bleken de verspreiding langs de weg negatief te beïnvloeden. Op 130m afstand van de tunnelportalen van de Ambroise Paré tunnel bleek de concentratie-verhouding afgenomen te zijn tot slechts 0,3 à 0,5. De geluidsschermen lopen bij deze tunnel door tot 130m voorbij de tunnelportalen en ondersteunen tevens over de eerste 65m lichtroosters.

De tunnel van de B6 autoweg in Parijs is een voorbeeld van een verdiepte ligging. De zijkanten van de weg zijn console-achtig uitgevoerd, waardoor de verspreiding van uitlaatgassen wordt. Marsault and Gabet (1985) meten op 135m afstand van het tunnelportaal van de bij het tunnelportaal verdiept gelegen B6 autoweg bij Parijs concentratieniveaus die 30% zijn van de oorspronkelijke waarde (langs de weg gemeten).

Op 200 m van de tunnelportalen ligt de concentratieverhouding C_x/C_0 langs de weg tussen 0,5 en 0,7. De invloed van het type tunnelportaal en de directe omgeving op de C_x/C_0 curven wordt illustratief in beeld gebracht in “figuur 23” (zie onderstaand).



“figuur 23”

Opgemerkt moet worden dat bij Marsault and Gabet de CO-metingen met een voertuig tot een minder snelle concentratiereductie leiden dan hun metingen met vaste CO-apparatuur langs de weg. Het is niet uitgesloten dat de uitlaatgassen van het voertuig zelf hieraan debet zijn. De trend die in figuur 23 zichtbaar wordt verandert er echter niet door. De Metingen zijn vergeleken met berekeningen met het Japanse TOP model (Ukeguchi et al 1977).

In de omtrek van tunnelportalen

Uitgebreide metingen rondom tunnelmonden zijn voor zover bekend alleen uitgevoerd door Gotaas (1982). Met behulp van tracergas is de verspreiding buiten de tunnelmonden van de 450 m lange Tingstad tunnel in Göteborg onderzocht (“figuur 26”). De “figuren 24 en 25” geven hiervan de illustratieve resultaten. In “figuur 27” is de maximum concentratie als functie van de afstand tot de tunnelmond voor de diverse proeven uitgezet. De testcondities gedurende de proeven staan vermeld in tabel 7.

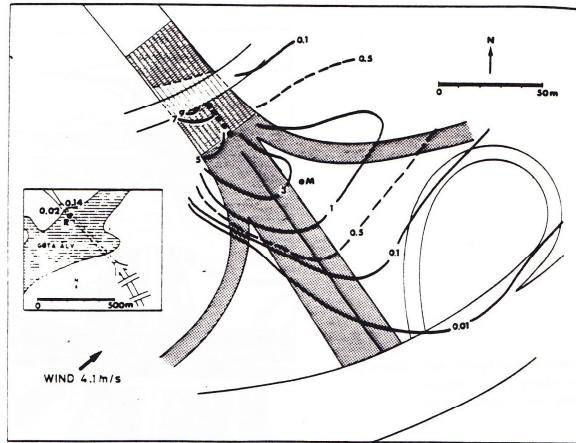


Figure 24 Tingstad tunnel. Tracer concentrations for test 8 in ppb.
 R (insert): Release point; Release rate $3 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ SF}_6 \text{ s}^{-1}$;
 M: Mast;
 Air stability: Near neutral.

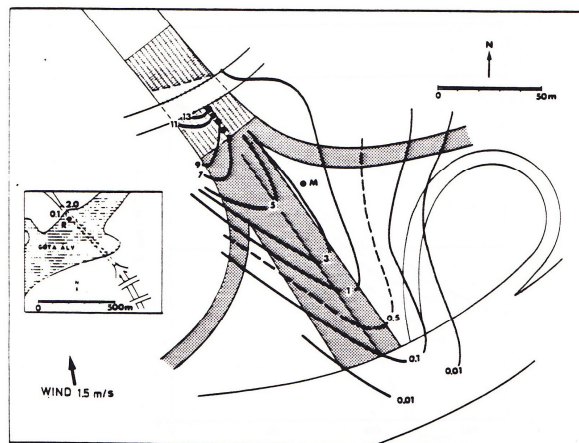


Figure 25 Tingstad tunnel. Tracer concentrations for test 7 in ppb.
 R (insert): Release point; Release rate $3 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ SF}_6 \text{ s}^{-1}$;
 M: Mast; Air stability: Slightly stable (Gottas, 1982)

MT-TNO
 16718
 Fig.24&25

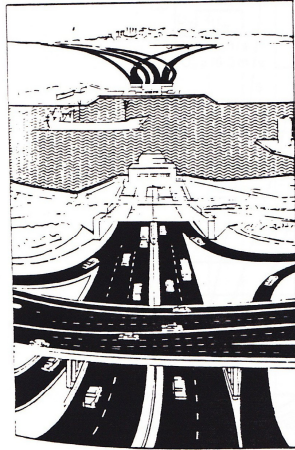


Figure 26: The Tingstad tunnels, north (with permission of Gothenburg road administration)

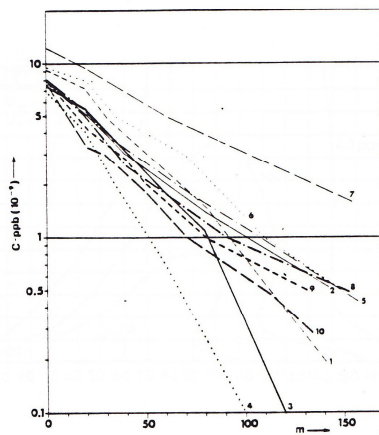


Figure 27: Tingstad tunnel. Maximum concentration as a function of distance from tunnel for each of the 10 tests.

MT-TNO
16718
Fig. 26 & 27

Table 7: Test conditions during the Tingstad tracer experiments.

Test no.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<u>Cars/min</u>										
towards S	38	41	60	60	40	79	17	16	37	60
towards N	41	41	65	65	47	73	26	23	38	51
<u>Wind</u>										
Direction	240	260	190	190	230	240	170	250	250	270
Speed, ms ⁻¹	2.8	3.2	3.3	5.7	4.1	3.6	1.5	5.1	6.5	6.5
<u>Temperature</u>										
Tunnel-middle	11.5	12.3	12.9	12.9	15.0	14.9	13.0	13.5	13.8	13.5
Tunnel-outlet	12.9	13.5	14.0	13.0	15.5	16.3	14.0	14.7	15.0	15.2
Free-air	12.1	12.2	12.3	12.6	14.9	13.9	12.9	13.9	13.2	15.0
<u>Tunnel air flow, ms⁻¹</u>										
Near release										
Towards S	5.3	6.9	5.6	5.6	5.7	6.5	3.7	5.9	6.0	5.8
Towards N	5.1	6.5	6.0	6.4	5.8	4.9	4.2	5.8	5.5	5.9
<u>Inner opening</u>										
Towards S	3.0	5.3	3.8	4.7	5.2	3.6	3.9	4.5	3.3	3.7
Towards N	1.7	3.2	2.3	3.5	2.3	2.6	1.8	2.8	2.7	2.6
<u>Outer opening</u>										
Towards S	1.9	4.2	2.7	3.4	5.3	1.8	2.4	2.1	3.5	3.3

¹ Car speed reduced - ventilation system in operation.

(Gotaas, 1982)

De maximum concentraties nemen bij benadering exponentieel af met de afstand volgens:

$$C_x = C_0 \exp \left[-k \left(\frac{x}{\sqrt{At}} \right)^m \right]$$

Hierin is: x = de afstand tot de tunnelmond

At = de tunneldoorsnede

k = een constante

m = een coëfficiënt

Dit is in overeenstemming met het TOP (Tunnel Outlet Pollution) model zoals voorgesteld door Ukeguchi et al (1977). Voor de constante k verkregen Ukeguchi et al uit metingen bij een drietal tunnels via correlatie analyse de volgende relatie voor k:

$$K = \frac{3.48}{V_t^{1.95} \cdot \sqrt{At}} \exp \left(0.166 \Delta T - 0.203 \frac{V_t}{V_w} + 0.313 \sin \phi \right)$$

De constante k wordt door Ukeguchi een virtuele mengcoëfficiënt genoemd omdat het, per definitie, de mate van menging bepaald.

Uit de metingen van Gotaas volgden k waarden tussen 1.3×10^{-2} en 3.9×10^{-2} met een gemiddelde van 2.4×10^{-2} . De met het TOP model voorspelde waarden lagen tussen 1.2×10^{-2}

² en 2.2×10^{-2} , met een gemiddelde van 1.8×10^{-2} . De gemiddelde k waarde voor de Bryn tunnel bedroeg 3.5×10^{-2} . Het temperatuureffect lijkt gering te zijn. De k waarde is echter wel gevoelig voor de snelheid van de tunnellucht. In onderstaande tabel zijn de afstanden gegeven waarbij bij de metingen en berekeningen de $C_x / C_o = 0.1$ grens bereikt wordt.

k(gemeten)	x	=	130m
k(berekend)	x	=	95m

Er dient hierbij bedacht te worden dat de empirische vergelijking is opgesteld voor tunnelmonden in een relatief open omgeving. Ook de Tingstad tunnel is gelegen in een relatief open omgeving. Er mag verwacht worden dat de modelberekeningen voor een omgeving met obstakels (stad, bebouwing in de directe omgeving) tot veel minder betrouwbare resultaten leiden.

Voor de exponent m is door Ukeguchi et al (1977) ook een empirische relatie opgesteld:

$$m = 0.487 + 0.150 V_t - 0.0395 V_w \quad (7)$$

Gotaas (1982) constateert dat voor de Tingstad tunnel m verwaarloosd kan worden ($m \approx 1.0$). Ukeguchi et al (1977) berekenen een gemiddelde waarde van $m = 1.2$ voor de drie bij hun onderzoek betrokken tunnels.

Zowel uit Japans onderzoek bij stratentunnels (beschreven in Pischinger et al, 1983) als uit de metingen van Gotaas (1982) blijkt dat de verspreiding van verontreinigde tunnellucht in eerste instantie bepaald wordt door de uittree-impuls en turbulentie van de tunnellucht. Pas op enige afstand van de tunnelmond worden de meteorologische condities belangrijker (40 - 80 m volgens het Japanse onderzoek). Door Pischinger et al (1983) worden rookproeven beschreven bij de Mittelbergtunnel om de verspreiding van uitlaatgassen uit tunnelportalen te bestuderen. Dit onderzoek bevestigt de hiervoor genoemde resultaten, namelijk:

1. In de directe omgeving van de tunnelportalen is tot op afstanden van circa 60m de impuls van de uittrede tunnellicht maatgevend voor de verspreiding;
2. Op grotere afstand van de tunnelportalen ($\geq 60m$) wordt de atmosferische turbulentie de maatgevende grootte.

Uit het Japanse onderzoek bij stratentunnels blijkt dat de 10% grens ($C_x / C_o = 0.1$) ook onder ongunstige omstandigheden al op 100 à 120m afstand van de tunnelportalen bereikt wordt. Loodrecht op de weg wordt de waarde in de nabijheid van het tunnelportaal al op 30m afstand bereikt. De U_t / U_w waarde bij dit onderzoek was ongeveer 2.0 en de windrichting maakte een kleine hoek met de rijbaan.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat de verspreiding de eerste 40 tot 80 m uit de tunnelportalen bepaald wordt door de uittree-impuls en turbulentie van de tunnellucht. Daarna worden de meteorologische omstandigheden bepalend. De afname van de concentraties verloopt exponentieel. De afstand waarbij de maximale concentratie gereduceerd is tot 10% van de oorspronkelijke waarde ($C_x / C_o = 0.1$) varieert bij tunnelmonden in een open omgeving tussen 70 en 130 m, afhankelijk van de verhouding tussen tunnellucht-

snelheid en windsnelheid. Bij tunnels in een stad of bij verdiept gelegen tunnels verloopt de afname van de concentraties veel langzamer.

4.2 Windtunnelmetingen

De verspreiding van verontreinigde tunnellucht uit tunnelmonden in een open omgeving kan bestudeerd worden met een rekenmodel (Plasse en Euygen, 1978; West and Pursall, 1982; Ukeguchi et al, 1977 etc.). In een stedelijke omgeving of bij aanwezigheid van obstakels in de directe omgeving van de tunnelmonden worden rekenmodellen onbetrouwbaar, met name als het om lokale concentratieniveaus bij woningen in de directe omgeving gaat. Alleen via windtunnelonderzoek is het dan nog mogelijk redelijk betrouwbare uitspraken te doen over de te verwachten concentratieniveaus bij nabijgelegen woningen etc. In de literatuur worden diverse windtunnelonderzoeken beschreven aan ad. hoc situaties.

Ad. hoc onderzoek

Wiren (1984) heeft bij een 1:400 schaalmodel de verspreiding van uitlaatgassen onderzocht uit de tunnelmond van een geprojecteerde 500 m lange tunnel in Stockholm. De geïnduceerde ventilatie van de tunnel is hierbij gesimuleerd. Windrichting en windsnelheid zijn gevarieerd. Milhe(1985) heeft diverse windtunnelonderzoeken uitgevoerd voor tunnels in stedelijk gebied. De vraag was steeds of bij de nabij gelegen woningen de normen voor de luchtkwaliteit overschreden zouden kunnen worden. Voor de verdiept gelegen autoweg B6 bij Gentilly is nagegaan in welke mate geluidwerende roosters boven deze autoweg de concentratieniveaus bij de nabijgelegen woningen kunnen beïnvloeden. Op modelschaal 1:55 zijn de effecten bestudeerd van gesloten of diffuse overkapping. De snelheid van de rijdende auto's is hierbij gesimuleerd.

Een uitgebreid onderzoek is door Milhe uitgevoerd naar de CO-concentraties bij de woningen in de directe nabijheid van de verdiept gelegen autoweg A1 met 1200m lange tunnel bij Landy op een modelschaal van 1 : 125. Via rookvisualisatie en concentratiemetingen is nagegaan met welke maatregelen de concentratieniveaus bij de woningen gereduceerd konden worden. Het ventilatieregime van de ventilatoren alsmede windrichting, windsnelheid en temperatuurverschil tussen de in- en uittredende lucht werd gesimuleerd. De concentratieniveaus bleken sterk beïnvloed te worden door de oriëntatie van de woningen ten opzichte van de windrichting, ondanks het feit dat de hoogte van de woningen weinig verschilde.

Pucher en Sturm (1985) beschrijven een tweetal onderzoeken die uitgevoerd zijn ten behoeve van geprojecteerde tunnels in een bebouwde omgeving. De eerste situatie betrof een 300m lang stuk weg bij een ziekenhuis , welke als gevolg van geluidsoverlast overdekt moest worden. Nagegaan werd hoe de overdekking zodanig uitgevoerd kon worden dat' er geen onaanvaardbare CO-concentraties op zouden treden bij de woningen in de omgeving van de tunnelportalen. De tweede situatie betrof twee tunnels in serie met een verdiept stuk, onoverdekte tunnelweg, er tussen. Bij dit onderzoek werd nagegaan in welke mate de afmetingen van het onoverdekte stuk tunnelweg de concentratieniveaus in de tunnel zelf en in de directe omgeving van de opening zouden beïnvloeden.

In het verlengde hiervan liggen ook de metingen van Visser (1982) t.b.v. een gedeeltelijk overdekte bedieningsweg onder het geprojecteerde stadscentrum van Zoetermeer. Nagegaan werd of de door de wind gereduceerde ventilatie voldoende zou zijn om onaanvaardbaar hoge CO-concentraties op de bedieningsweg te voorkomen. Tevens werd onderzocht hoe hoog de CO-concentraties zouden kunnen worden bij de woningen in de directe omgeving van de onoverdekte gedeelten van de bedieningsweg.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat windtunnels regelmatig ingezet worden bij de bestudering van de verspreiding van verontreinigde lucht uit tunnels bij geprojecteerde tunnels in een wat complexere omgeving (met bebouwing in de omgeving van de tunnelmonden) en bij het oplossen van specifieke verspreidingsproblemen bij zowel bestaande als geprojecteerde tunnels.

Basisonderzoek

Door Pucher is uitgebreid basisonderzoek gedaan naar de verspreiding van verontreinigde tunnellucht uit tunnelmonden. Het betreft echter alleen de verspreiding in een ongestoorde situatie (zonder obstakels in de directe omgeving). Grenslaagsimulatie is niet toegepast. De resultaten van het onderzoek zijn uitgebreid beschreven in Pischinger et al (1983) en samengevat in Pucher en Sturm (1985). De volgende situaties zijn onderzocht:

- 1 Uitstroming uit een portaal bij dwarswind, bij V_t/V_w verhoudingen tussen 1 en 4. De verspreiding blijkt in eerste instantie af te hangen van de V_t/V_w verhouding. Bij een verhouding $V_t/V_w \leq 2$ is de afstand waarbij de 10% concentratie bereikt wordt tweemaal zo groot als bij $V_t/V_w = 4$ (op schaal respectievelijk 120 en 60m).
- 2 Uitstroming uit een portaal bij dwarswind, waarbij een 4m hoog geluidsscherm aansluit op het tunnelportaal. De V_t/V_w verhouding heeft weer een groot effect op de verspreiding, alleen nu tegengesteld aan de situatie 1: bij toename van U_t/U_w neemt ook de afstand toe waarbij de 10% concentratiegrens bereikt wordt (van 50m bij $U_t/U_w = 1$ tot 100m bij $U_t/U_w = 4$; in windrichting).
- 3 Uitstroming uit een tunnelportaal met, de windrichting in dezelfde richting als de tunnellucht. De afstand waarbij een bepaalde concentratie wordt bereikt, neemt toe bij toenemende verhouding U_t/U_w . Bij $U_t/U_w = 1$ wordt de 20% concentratie bereikt bij 140 m en $U_t/U_w = 2$ bij 200m.
- 4 Uitstroming uit een tunnelportaal met de windrichting tegengesteld aan de uitstroomrichting van de tunnellucht.

Bij $U_t/U_w = 2$ is de penetratiediepte van de pluim tegen de wind in nog circa 60m en bij $U_t/U_w = 1$ nagenoeg nihil.

Stroomafwaarts wordt de 10% concentratie bereikt op afstanden van het tunnelportaal van respectievelijk 20m en 60m. De figuren 28 t/m 31 geven wat resultaten van het onderzoek. Er is bij het onderzoek geen gebruik gemaakt van rijdend verkeer. Dit betekent dat de door de voertuigen opgewekte turbulentie ontbrak. Er is ook geen poging gedaan de atmosferische grenslaag en de temperatuur van de uitlaatgassen te simuleren. De werkelijkheid kan daarom verschillen met de hier gepresenteerde resultaten. De uitvoering van het onderzoek

was zodanig dat de resultaten in principe alleen betrekking kunnen hebben op tunnelportalen boven maaiveldniveau. De onderzoekresultaten van Pucher kunnen zeker niet zonder meer gebruikt worden voor tunnelportalen in meer of minder bebouwde omgevingen.

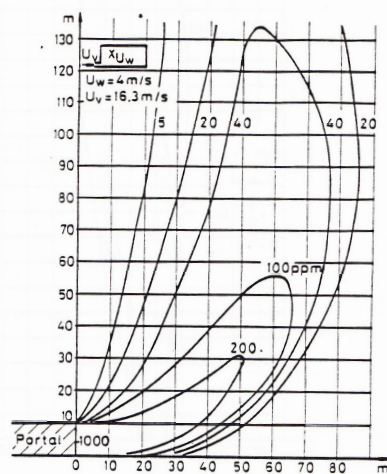


Fig. 28 - CO-Concentration on the ground

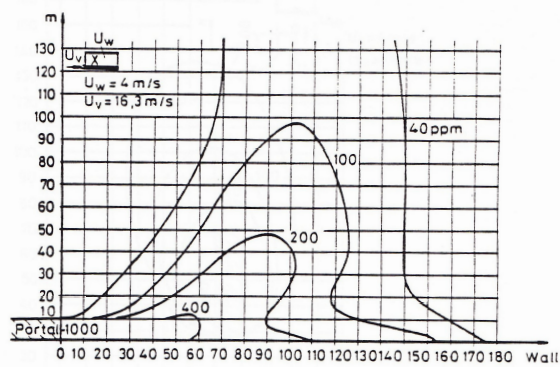


Fig. 29 - CO-Concentration on the ground with sound-absorbent wall
Pucher en Sturm (1985)

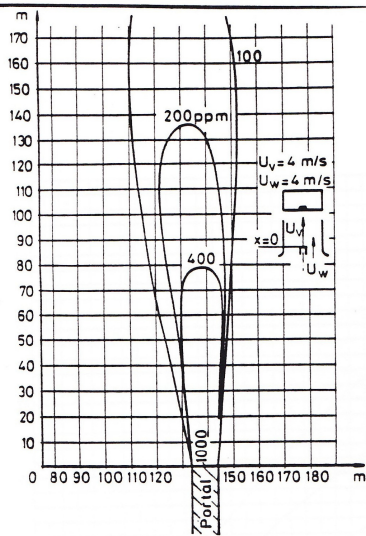


FIG. 30 CO-CENTRATION ON THE GROUND

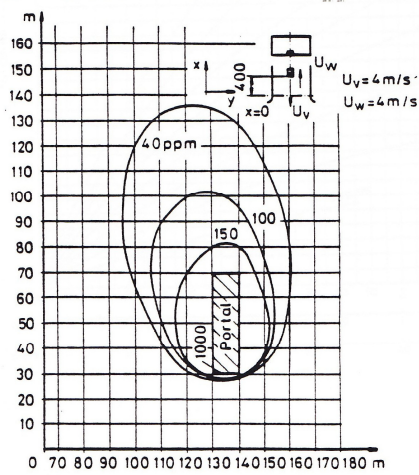


FIG. 31 CO-CENTRATION ON THE GROUND
PUCHER EN STURM (1985)

MT-TNO
16718
Fig.30 & 31