

Onderzoek naar impact van tunnelmonden en (half-) open sleuven op luchtkwaliteit en mogelijke milderende maatregelen

Deze studie onderzoekt de impact van tunnelmonden en (half-) open sleuven op luchtkwaliteit en mogelijke milderende maatregelen. Een eerste deel van dit rapport omvat een literatuurstudie naar luchtkwaliteit in tunnels en de impact van ventilatiesystemen. Op basis hiervan is een model opgesteld om luchtkwaliteit in tunnels en vervuiling ter hoogte van tunnelportalen te bepalen. Een tweede literatuurdeel geeft een overzicht voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden. Gedetailleerde CFD-modellering is aangewend om de impact van emissies aan een tunnelportaal op luchtkwaliteit in de omgeving te bepalen. De impact van milderende maatregelen is onderzocht, onder meer afscherming door bermen of schermen. Op basis van alle resultaten is een screeningsmodel opgesteld om luchtkwaliteit nabij tunnelmonden te bepalen. Een beslissingsboom verduidelijkt tenslotte hoe de luchtkwaliteit best kan gemodelleerd, afhankelijk van de aanwezigheid van een tunnelmond, bebouwing en bijkomende maatregelen.

Dit rapport bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse Overheid.

COLOFON

Verantwoordelijke uitgever

Peter Cabus
Departement Omgeving
Vlaams Planbureau voor Omgeving
Koning Albert II-laan 20 bus 8, 1000 Brussel
vpo.omgeving@vlaanderen.be
www.omgevingvlaanderen.be

Auteurs

Jorge Sousa – VITO, RMA
Stijn Vranckx – VITO, RMA
Wouter Lefebvre – VITO, RMA
Bino Maiheu – VITO, RMA
Koen Goedemé – Tractebel Engineering, HVAC – Buildings
Gaetano Minerva – Tractebel Engineering, HVAC – Buildings
Jan Liefoghe – Tractebel Engineering, HVAC – Buildings

Depotnummer

D/2021/3241/118

Wijze van citeren

VITO en Tractebel Engie (2021), *Onderzoek naar impact van tunnelmonden en (half-) open sleuven op luchtkwaliteit en mogelijke milderende maatregelen, onderzoek in opdracht van Departement Omgeving*. Brussel: Departement Omgeving.
© Afbeelding voorpagina <http://beeldbewerking.nl>

PARTNERS



MANAGEMENTSAMENVATTING

De luchtkwaliteit in Vlaanderen evolueert positief, maar er blijven belangrijke knelpunten waarbij de emissies door transport een belangrijke rol spelen. Op plaatsen met veel verkeer, in straat canyons en nabij tunnelmonden lopen de concentraties van vervuilende stoffen sterk op. Tunnelmonden zijn belangrijke knelpunten aangezien de pollutieconcentraties in een tunnel opbouwen en lokaal, in de omgeving rondom de tunnelmond, aanleiding geven tot sterk verhoogde concentraties. Volgens de vooruitzichten van het Vlaams Luchtbeleidsplan zijn de omgevingen van tunnelmonden in 2030 nog resterende knelpunten waar niet aan de Europese luchtkwaliteitsnormen zal worden voldaan.

In milieueffectenrapportage wordt voor aanleg van weginfrastructuur door insprekers vaak gevraagd om een overkappings- of insleuingsvariant te onderzoeken. Overkapping of insleuwing van wegen wordt onder meer aangewend om geluidshinder te mitigeren. Er is hierbij nood aan een duidelijk kader om de luchtkwaliteit nabij een tunnelmond accuraat in te schatten. Indien er problematiek rond een tunnelmond bestaat of wordt verwacht, dient eveneens de effectiviteit van milderende maatregelen geëvalueerd te worden. Met deze studie is voor dit kader een verfijnde methodiek uitgewerkt. De studie focust op de concentratieopbouw binnen een tunnel, de emissieverspreiding bij het tunnelportaal en de impact van maatregelen rondom een tunnelmond.

Het onderzoek omvat volgende 6 delen.

1. Literatuuroverzicht ventilatie en filtratie in tunnel

In tunnels zijn er verschillende mogelijkheden om te de opgebouwde emissies door het verkeer te ventileren. De voorkeur is in de meeste situaties om met natuurlijke ventilatie te werken waarbij het verkeer voor de nodige doorstroming zorgt. In situaties waar natuurlijke ventilatie onvoldoende is omdat concentraties in een tunnel te sterk oplopen door de tunnellenlengte of hoge verkeersvolumes, is mechanische ventilatie noodzakelijk. Bij de keuze voor ventilatiesystemen wordt eveneens de situatie bij brand beschouwd waarbij mechanische ventilatie de rookafvoer dient te garanderen.

		effectiviteit		investering	onderhoud	risko (brand)	geluid binnen de tunnel veroorzaakt door de installatie
		Luchtvervuiling intern	Luchtvervuiling aan het uitgangsportaal				
Natuurlijke ventilatie	Portaal naar portaal zonder dakopeningen	-	-	++++++	++++++	---	++++++
Natuurlijke ventilatie	Portaal naar portaal met dakopeningen	++	++++	+++++	+++++	--	++++++
Natuurlijke ventilatie	Portaal naar schouw	+	+	+++++	+++++	--	++++++
Langsventilatie	Jet injectie	++++	+	+	+	+	-
Langsventilatie	Extractie met 1 schacht	++++	+++++	+	+	+	-
Langsventilatie	Extractie via 1 schacht en vervolgens terug jet injectie	++++	+++++	-	-	++	-
Langsventilatie	Jet ventilatoren	++++	+	++	++	++	-
Dwarsventilatie	Volledige dwarsventilatie	+++++	++++	----	----	--	-
Semi-dwarsventilatie	Semi-dwars: enkel toevoerlucht	+++++	++++	---	---	--	-
Semi-dwarsventilatie	Semi-dwars: enkel afvoerlucht	+++++	++++	---	---	--	-

Bovenstaande tabel vergelijkt de verschillende ventilatiesystemen op een aantal parameters zoals de effectiviteit van de gebruikte techniek voor wat betreft de interne en externe luchtvervuiling, investering, onderhoud, risico in geval van brand en geluid. De effecten zijn kwalitatief gescoord van zeer positief tot zeer negatief.

Om tot de keuze van een ventilatiesysteem te komen, dienen verschillende aspecten van een tunnel bekeken te worden. Ten eerste is er het regelgevend kader. Indien de tunnel zich op het Trans-Europees Netwerk bevindt, moet deze voldoen aan de Europese richtlijn. Een goede zaak zou zijn om deze richtlijn toe te passen op alle nieuwe tunnels in Vlaanderen. Zodoende kan er een duidelijk kader geschapen worden. Verder zijn er een aantal algemene parameters waarmee rekening gehouden moet worden zoals de lengte van de tunnel, de verkeersintensiteit en de maximaal toegelaten concentraties. Onderstaande tabel maakt een eerste inschatting van de nood aan ventilatie voor het verbeteren van de luchtkwaliteit bij tunnels.

	Natuurlijk	Langsventilatie	(Semi-)Dwars
Regelgeving			
lengte > 1000 m en verkeersintensiteit > 2000 voertuigen/rijbaan	niet toepasbaar	van toepassing	van toepassing
Bi-directioneel verkeer of gestremd unidirectioneel verkeer	niet toepasbaar	Er dient een risico analyse gemaakt te worden	van toepassing ; moet rook bij brand volledig kunnen afvoeren
Bi-directioneel verkeer en verkeersintensiteit > 2000 voertuigen/rijbaan en lengte > 3000 m	niet toepasbaar	niet toepasbaar	Met bedienentrale: - om lichtsnelheid te monitoren en bij te sturen - aparte sturing of in groep van lucht en RWA kleppen
Lengte als algemene parameter	tot 500 m	tot 3 à 6 km	vanaf 3 - 6 km
Uni- of bidirectioneel	Unidirectioneel	Unidirectioneel	Uni- of bi-directioneel
Max NO₂ in de tunnel (bron: CETU)	752 µg/m ³ (per 15 min)	752 µg/m ³ (per 15 min)	752 µg/m ³ (per 15 min)
Max PM10 in de tunnel (ongeval - bron: CETU)	900 µg/m ³ (onmiddellijk)	900 µg/m ³ (onmiddellijk)	900 µg/m ³ (onmiddellijk)
Max PM10 in de tunnel (normaal - bron: CETU)	500 µg/m ³ (onmiddellijk)	500 µg/m ³ (onmiddellijk)	500 µg/m ³ (onmiddellijk)

Naast ventilatiesystemen is er op basis van de beschikbare literatuur eveneens een overzicht gemaakt van filtratiesystemen voor tunnels.

2. 1D-model tunnelventilatie

Een berekeningstool is uitgewerkt in de vorm van een MS Excel rekenblad. Het doel van de tool is het bepalen van de opbouw van de concentratie aan verontreinigende stoffen in de tunnel en de luchtstroomsnelheid in de tunnel. De resultaten kunnen worden toegepast als invoerdata om later de dispersie van de emissies rondom een tunnelmond te gaan modelleren. De tool berekent de resultaten waarbij het piston effect van de voertuigen, de ventilatoren, drukverschillen, wrijving in de tunnel en extra wrijving aan het inganggebied meegenomen zijn.

Het 1D-model is geschikt om de concentratieopbouw en luchtstroom in tunnels te bepalen voor tunnels met natuurlijke ventilatie, langsventilatie en volledige dwarsventilatie. Het model maakt gebruik van emissiefactoren om de emissies en concentraties voor de verschillende pollutanten te bepalen, namelijk PM₁₀, PM_{2.5}, BC, NO₂, NO_x en CO. Bijkomend kan het model worden aangewend om te bepalen hoeveel ventilatoren dienen ingeschakeld te worden om de concentraties onder een ingestelde grenswaarde te houden.

3. Literatuuroverzicht luchtkwaliteit nabij tunnelmonden

Als onderdeel van deze studie heeft het projectteam een overzicht gemaakt hoe luchtkwaliteit rondom tunnelmonden en sleuven in andere Europese landen wordt geëvalueerd en welke methodieken er hiertoe worden toegepast. De aanpak in Nederland, Duitsland, Oostenrijk en het Verenigd Koninkrijk zijn vergeleken met de huidige aanpak in Vlaanderen om luchtkwaliteit nabij tunnelmonden te evalueren met het IFDM-model (onderdeel van de IMPACT applicatie en de ATMO-Street modelketen).

Dit overzicht maakt duidelijk dat in verschillende landen een verschillende aanpak wordt gehanteerd en op welk vlak er verschillen zijn. Een gedetailleerde validatie van de verschillende modellen voor éénzelfde case is echter niet voor handen. De recente literatuur die de afgelopen jaren is verschenen, biedt geen echt nieuwe inzichten rond de werking van milderende maatregelen of dispersie van verkeersemmissies aan tunnelportalen. Recente publicaties verfijnen de kennis rond de impact van schermen en vegetatie op de lokale luchtkwaliteit.

4. CFD-analyses impact tunnelmonden, sleuven en milderende maatregelen op luchtkwaliteit

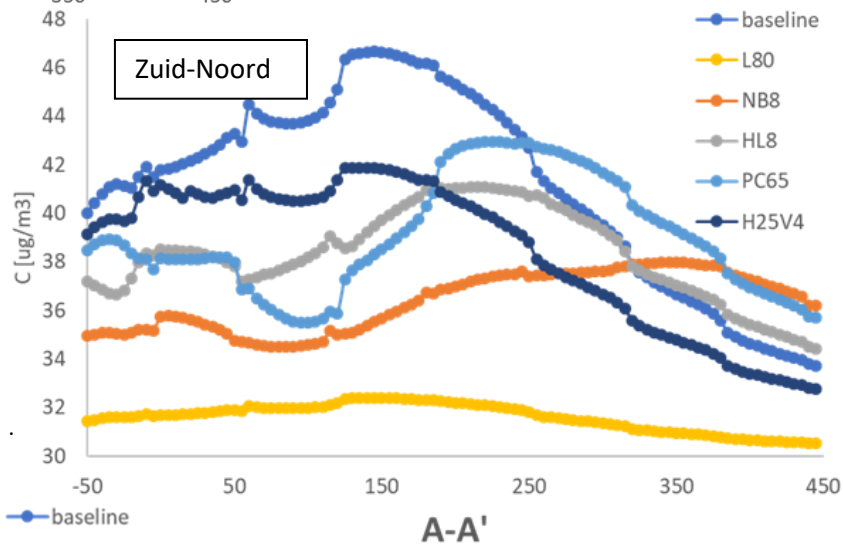
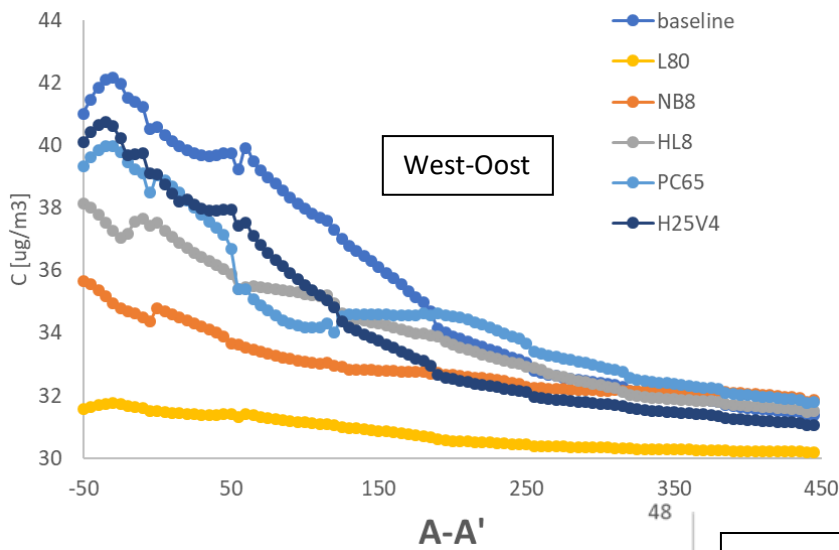
De impact van tunnelmonden en sleuven op de lokale luchtkwaliteit is bestudeerd aan de hand van CFD-analyses. Hierbij is de gevoeligheid aan de verschillende ontwerpparameters van een tunnelmond of sleuf onderzocht. Vervolgens is eveneens de impact van milderende maatregelen en de gevoeligheid aan de bijhorende parameters onderzocht. In totaal werden 3625 CFD-modellerings uitgevoerd om de resultaten te kunnen opschalen tot jaargemiddelde concentratieprofielen en de wijzigingen op basis van de verschillende variabelen. Alle individuele CFD-analyses geven resultaten voor genormaliseerde concentraties. Deze resultaten kunnen aan de hand van gekende emissies, tunneljet en achtergrondconcentraties worden opgeschaald tot pollutantconcentraties. De evaluatie focust op de jaargemiddelde concentraties ter hoogte van de gebouwen langs de weg in het verlengde van de tunnel.

De impact van de volgende parameters is onderzocht.

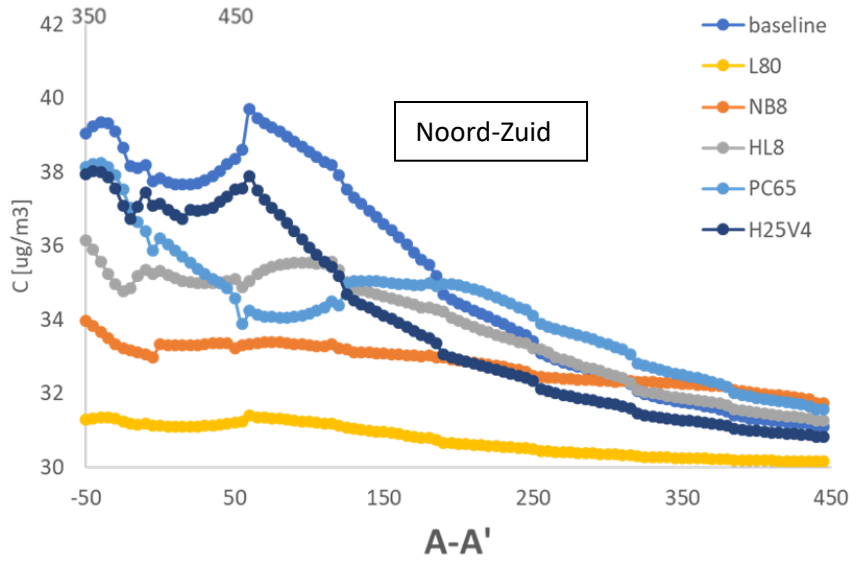
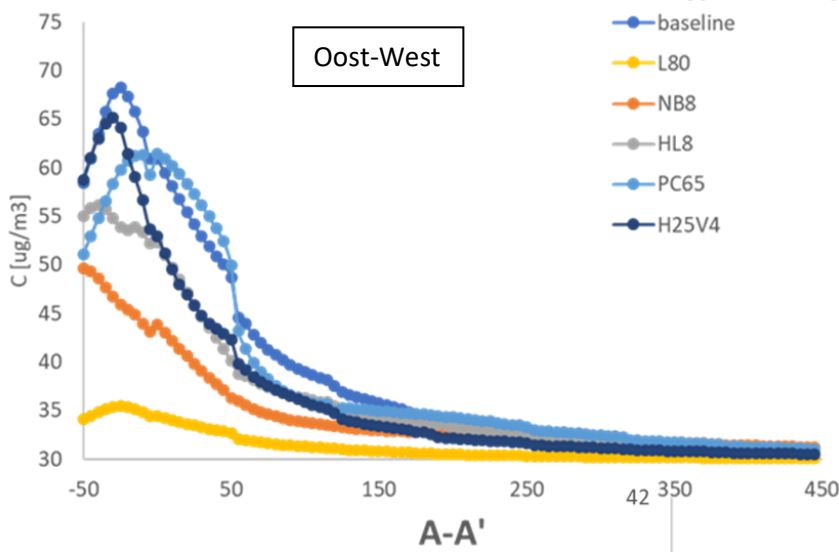
- Oriëntatie van de tunnel: Aangezien het voorkomen van de verschillende windrichtingen in Vlaanderen niet evenredig is verdeeld, speelt de oriëntatie van een tunnel een aanzienlijk effect op zowel de luchtkwaliteit nabij de tunnelmond als de impact van de milderende maatregelen. Oriëntaties volgens de hoofdwindrichtingen zijn geanalyseerd en tonen aan dat bij een Oost-West georiënteerde tunnel de concentratiepiek het sterkst oploopt aangezien de tunneljet vaak wordt afgeremd door de hoofdwindrichting en de vervuiling richting de bebouwing duwt.
- Stroomsnelheid uit de tunnel: Naarmate de tunneljet een hogere snelheid heeft, spreidt de emissie van de tunnel zich uit over een groter gebied maar met een lagere piekwaarde voor de concentratie nabij het tunnelportaal.
- Schermen en bermen: Schermen en bermen kunnen de achterliggende bebouwing afschermen van de emissies van de tunnelmond. Schermen zorgen voor een afname van de bijdrage van de tunnelmond tot de gemiddelde concentraties ter hoogte van de eerste bebouwing van ongeveer 20% voor 4 m hoge schermen tot meer dan 40% voor 8 m hoge

schermen. De impact van bermen is lager als die van schermen. De impact van schermen en bermen wordt beïnvloed door:

- Afstand tot de bebouwing, bij kleine afstanden tussen schermen en de achterliggende gebouwen neemt de efficiëntie van het scherm af.
 - Afstand tot de weg, schermen en bermen worden best zo kort mogelijk bij de weg gerealiseerd. Bij een aflopende helling naar de weg, wordt een scherm of berm best bovenaan de helling gerealiseerd zodat de grootste totale hoogte ten opzichte van de weg wordt gerealiseerd.
 - De stroomsnelheid aan het tunnelportaal, bij hogere stroomsnelheden wordt de vervuiling over een groter gebied *uitgesmeerd*, maar is de piekwaarde nabij de tunnelmond lager. Dit maakt dat schermen efficiënter zijn bij lagere stroomsnelheden uit de tunnel.
 - De oriëntatie van de tunnel, indien de dominante windrichting de luchtstroom uit de tunnel afremt blijft de pollutie sterker geconcentreerd nabij de tunnelmond, indien de dominante windrichting de luchtstroom uit de tunnel versterkt wordt de pollutie over een grotere zone verspreid en verdund.
 - Een transversaal scherm dwars op de weg, boven de tunnelmond, beïnvloedt de dispersie. Dit scherm hindert transport naar de zone boven de tunnel, waardoor de concentraties oplopen nabij de bebouwing langs de tunnelmond.
 - De vorm van de schermen en bermen beïnvloedt eveneens de werking. Een overkragend scherm zorgt voor een wat sterkere afname van de blootstelling. De invloed van een aanpassing in de vorm van een berm is vrij beperkt.
- Naast schermen en bermen is ook de werking van andere mitigerende maatregelen onderzocht.
 - Insleuven van de tunnelmond. Door een tunnelmond in te sleuven wordt de impact op de luchtkwaliteit ter hoogte van het maaiveld beperkt. Door de insleuving wordt de vervuiling deels langs de insleuving verspreid. Bij een insleuving van 20 m daalt zo de concentratiepiek nabij de bebouwing met 40% en het gemiddelde langs de bebouwing met een vierde.
 - De vorm van de insleuving is onderzocht. Een insleuving met verticale wanden beperkt de blootstelling voor bebouwing nabij de tunnelmond sterker. Een insleuving met aflopende helling laat meer dispersie uit de sleuf naar de bebouwing toe.
 - Een opening in de tunnel. Wanneer een tunnel onderbroken wordt verlaat een deel van de emissies de tunnel. Welk aandeel er doorstroomt naar het 2^{de} deel van de tunnel is afhankelijk van de windrichting. Op jaarbasis verlaat ongeveer 50%, 65% en 80% de tunnel bij een lengte van de opening van respectievelijk 20m, 40m en 80m.
 - Een poreuze overkapping van de tunnelmond beperkt de dispersie nabij de tunnelmond. De pollutie schuift deels door langs de lengteas van de weg door de verlengde luchtstroom uit de tunnelmond. De piekwaarde van de concentraties ter hoogte van de bebouwing nabij de tunnelmond daalt, maar de tunnelbijdrage in de concentraties neemt licht toe op grotere afstand van de tunnelmond.



Figuur: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor 4 tunneloriëntaties bij achtergrondconcentratie van 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen (blauw), een opening in het tunneldak van 80m (geel), schermen van 8 m hoogte (oranje), bermen van 8 m hoogte (grijs), een poreuze overkapping van de tunnelmond (lichtblauw) en een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m (donkerblauw). De profielen zijn de concentraties als functie van de afstand tot de tunnelmond, ter hoogte van de façade van de eerste gebouwen, parallel aan de weg.



- Een schouw laat toe om een deel van de emissies uit de tunnel weg te ventileren. De afname in concentraties aan het tunnelportaal schaalt lineair met de toename van het debiet door de schouw. Bij een schouw van 5m hoogte wordt bij een stroomsnelheid van 3 m/s doorheen de schouw geen bijdrage aan de grond meer vastgesteld nabij de eerste bebouwing. De minimale hoogte van een schouw om geen bijdrage aan de grond te hebben is afhankelijk van de plek waar geëvalueerd wordt en is eenvoudig via een aparte modellering uit te voeren.
- Belangrijk om bij de verschillende maatregelen op te merken, is dat het toepassen van mitigerende maatregelen ook het aandeel van emissies uit een tunnelkoker dat wordt aangezogen door de andere tunnelkoker wijzigt. Dit betekent dat door slim maatregelen aan beide zijdes van een tunnel te combineren, er prioritair kan worden ingezet op het beperken aan de tunnelmond waar de bebouwing het meest wordt blootgesteld aan hoge concentratiepieken.

Een vergelijking van alle bestudeerde mitigerende maatregelen is uiteraard afhankelijk van de dimensies en ambitieniveau bij elke maatregel. In bovenstaand overzicht is voor elke maatregel de maximale variant die onderzocht is vergeleken.

5. Screeningstool luchtkwaliteit nabij tunnelmonden

Op basis van de CFD-resultaten is een screeningstool samengesteld om een onderbouwde inschatting te maken van de impact van een tunnelmond op de lokale luchtkwaliteit en hoe dit wijzigt bij het toepassen van deze mitigerende maatregelen. De screeningstool is opgemaakt in MS Excel.

6. Vergelijking van IFDM en CFD-resultaten

Op basis van jaargemiddelde profielen voor tunnelmonden zonder bijkomende maatregelen zijn de validatiestatistieken berekend voor IFDM ten opzicht van CFD. Zoals kan worden verwacht zijn er verschillen tussen beide modellen. In grote lijnen komen de modelresultaten op jaargemiddelde basis echter sterk overeen. Gemiddeld over de vier oriëntaties zijn de concentraties op basis van de IFDM-modelleringen $0.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hoger dan de concentraties op basis van de CFD-modelleringen, de vorm van de profielen op basis van beide modellen stemt eveneens sterk overeen zoals blijkt uit een hoge R^2 van 0.86 en een RMSE van $4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De CFD-analyses bevestigen dus dat IFDM geschikt is om de luchtkwaliteit te evalueren nabij tunnelmonden zonder mitigerende maatregelen.

Vervolgens zijn de IFDM-resultaten voor het toepassen van schermen en berm (toepasbaar met ATMO-Street, niet met IMPACT) nabij een tunnelmond vergeleken met de CFD-resultaten. Dit maakt duidelijk dat het toepassen van IFDM aanleiding geeft tot te hoge concentraties achter de schermen. De efficiëntie van schermen en berm om de luchtvervuiling te milderen nabij een tunnelmond wordt dus door IFDM onderschat. De parametrisatie in IFDM is opgebouwd op basis van de effecten van schermen en berm langs wegen in een open terrein. In die situatie is de emissiebron een heel lange lijn, in tegenstelling tot de luchtstroom uit een tunnel. Het toepassen van de IFDM-parametrisaties voor schermen rondom een tunnelmond kan dus als een eerste, conservatieve inschatting worden beschouwd voor de bepaling van de luchtkwaliteit nabij een tunnelmond waarbij schermen worden toegepast. Deze conclusie kan worden doorgetrokken naar berm als mitigerende maatregel waarbij dezelfde effecten spelen.

Op basis van de resultaten is een beslissingsboom uitgewerkt om te bepalen welk type modellering geschikt is om luchtkwaliteit te evalueren.

Het *1D-tunnel model* kan hierbij worden ingezet om de concentraties aan het tunnelportaal en de tunneljet te berekenen én om de concentraties in een tunnel te evalueren. De *screeningstool voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden* kan worden ingezet om de luchtkwaliteit nabij tunnelmonden in te schatten en de efficiëntie van mitigerende maatregelen te bepalen.

Voor tunnels zonder mitigerende maatregelen kan rechtstreeks IFDM (als onderdeel van de ATMO-Street modelketen) worden toegepast. In de IMPACT applicatie is voorlopig geen mogelijkheid om tunnels door te rekenen, dit wordt op termijn wel voorzien. Wanneer er met schermen of bermen wordt gewerkt, kan IFDM (via ATMO-Street, niet opgenomen in IMPACT) gebruikt worden voor een conservatieve inschatting, te verfijnen op basis van het screeningsmodel. Voor erg complexe situaties met combinaties van verschillende maatregelen kan een ATMO-Street doorrekening met verfijning op basis van het screeningsmodel als een onderbouwde inschatting worden beschouwd. Een grondige analyse kan dan echter slechts op basis van een CFD-studie.

INHOUDSTAFEL

1	Inleiding	12
2	Verklarende woordenlijst	14
3	Literatuuroverzicht ventilatie en filtratie	15
3.1	Overzicht van bestaande tunnels in België	15
3.2	Regelgeving	16
3.2.1	Regelgeving omtrent ventilatievereisten	16
3.2.2	Luchtkwaliteit	18
3.3	Doel tunnelventilatie	20
3.3.1	Luchtkwaliteit: Beperking pollutconcentraties	20
3.3.2	Beheer van de temperatuur	21
3.3.3	Veiligheid: Rook en warmteafvoer bij brand	22
3.4	Natuurlijke ventilatie	23
3.4.1	Beschrijving	23
3.4.2	Invloed op rookbeweging bij brand	25
3.5	Langsventilatie	25
3.5.1	Beschrijving	25
3.5.2	Invloed van langsventilatie bij brand	28
3.6	Dwarsventilatie	29
3.6.1	Beschrijving	29
3.6.2	Werking bij brand	32
3.7	Vergelijkende tabel – keuze van een ventilatiesysteem	33
3.7.1	Emissieconcentratie – binnen de tunnel	36
3.7.2	Emissieconcentratie – buiten de tunnel	36
3.7.3	Brandveiligheid – binnen de tunnel	36
3.8	kostenramingen ventilatietechnieken	37
3.9	Reiniging van de tunnellucht	37
3.9.1	Algemeen	37
3.9.2	Elektrostatische precipitatie (ESP)	38
3.9.3	Denitrificatie door absorptie van NO ₂	42
3.9.4	Installatiemogelijkheden van de filtersystemen	44
3.9.5	Kostenramingen filtersystemen	45
4	1D modellering tunnelventilatie.....	49
4.1	Principes voor 1D ventilatie modellering	49
4.1.1	Voertuig piston- of zuigereffect	50
4.1.2	Jet fans	51
4.1.3	Drukverschil tussen beide uiteindes van de tunnelsectie	51
4.1.4	Wrijving door de wand	51
4.1.5	Verlies aan de ingang	52
4.1.6	Grote axiale fans en Saccardo-injectoren	52
4.2	1-D modellering	53
4.2.1	Doel	53
4.2.2	1-D model berekeningstool	53
5	Literatuuroverzicht luchtkwaliteit nabij tunnelmonden	55
5.1	Overzicht rekenmethodieken in het buitenland	55
5.1.1	Oostenrijk	55
5.1.2	Nederland	57
5.1.3	Duitsland	59
5.1.4	Verenigd Koninkrijk	61
5.2	Overzicht rekenmethodiek in Vlaanderen	64
5.2.1	Behandeling van tunnelmonden	64
5.2.2	Schermen en ligging van de weg ten opzichte van maaiveld	64
5.3	Overzicht recente wetenschappelijke literatuur	65
5.3.1	Ringlandstudie VITO	65
5.3.2	Recente literatuur	66
5.4	Conclusies literatuurstudie luchtkwaliteit nabij tunnelmonden	70

6	CFD-analyses impact tunnelmonden, sleuven en milderende maatregelen op luchtkwaliteit	72
6.1	Methodologie CFD-modellering	72
6.1.1	Definitie van de geometrie	72
6.1.2	Numerieke procedure	74
6.1.3	Opschaling naar jaargemiddelde resultaten	78
6.2	Luchtkwaliteit nabij tunnelmonden	79
6.2.1	Oriëntatie van de tunnel	79
6.2.2	Tunnelstroomsnelheid	81
6.3	Milderende maatregelen	83
6.3.1	Geluidsschermen en bermen	83
6.3.2	Optimale plaatsing van schermen en bermen	89
6.3.3	Overige mitigerende maatregelen	94
6.3.4	Vergelijking impact verschillende mitigerende maatregelen	105
7	Screeningstool luchtkwaliteit nabij tunnelmonden en mitigerende maatregelen	110
8	Vergelijking IFDM en CFD	114
8.1.1	Vergelijking tunnelmond zonder mitigerende maatregelen.	114
8.1.2	Vergelijking impact van insleuving van een tunnelmond	116
8.1.3	Vergelijking impact van schermen en bermen	118
9	Conclusies en aanbevelingen luchtkwaliteit nabij tunnelmonden.....	120
9.1	BESLISSINGBOOM LUCHTKWALITEITSMODELLERING	120
9.2	Duiding beslissingsboom aan de hand van praktijkvoorbeelden	124
9.2.1	A12 Rupeltunnel Boom	124
9.2.2	A12 Meise	124
9.2.3	A12 Boom nabij kruispunt 's Herenbaan	125
9.2.4	Waaslandtunnel Antwerpen	126
9.3	Conclusies	127
10	Referentielijst	129

1 INLEIDING

In milieueffectrapportage wordt voor aanleg van weginfrastructuur door insprekers vaak gevraagd om een overkappings- of insleuingsvariant te onderzoeken. Overkapping/insleuwing van wegen heeft een impact op o.a. geluidshinder. Voor het beperken van geluidshinder worden bepaalde constructies en materialen gebruikt. Technische geluidswerende constructies en materialen die toegepast worden om bv. open sleuven tot half-open tunnels te overkappen, kunnen ook een invloed hebben op de luchtkwaliteit. Dit hangt af van de mate waarin de uitvoering de luchtstroming beïnvloedt. Bepaalde uitvoeringen in functie van het beperken van geluidshinder kunnen ook een baat opleveren naar luchtkwaliteit en omgekeerd. Daarnaast zijn ook specifieke maatregelen voor lucht mogelijk. Aan de tunnelmonden zorgt overkapping voor een verslechtering van de luchtkwaliteit. Het is echter onduidelijk welke milderende maatregelen genomen kunnen worden om de impact op luchtkwaliteit te milderen en wat de effectiviteit van deze maatregelen is.

De bedoeling van de opdracht was in eerste instantie om na te gaan welke methodiek het meest aangewezen is om de luchtkwaliteit aan tunnelmonden, open en half-open sleuven in beeld te brengen en te beoordelen. Vervolgens is nagegaan welke maatregelen aan deze locaties een baat kunnen opleveren voor luchtkwaliteit en hoe effectief deze maatregelen zijn. De impact van technische afschermdende constructies is aan de hand van specifieke CFD-modellering in kaart gebracht. Via een screening van de impact van ingrepen is nagegaan hoe verschillend het verspreidingspatroon wordt door deze technische maatregelen en welke baat er is naar blootstelling van luchtverontreinigende stoffen in de onmiddellijke omgeving. Daarnaast zijn ook andere maatregelen die de luchtkwaliteit nabij tunnelmonden en open en half-open sleuven kunnen verbeteren in kaart gebracht, zoals vegetatie en innovatieve oplossingen zoals fotokatalytische luchtzuivering. De studie dient om richtlijnen voor methodiek en milderende maatregelen op te stellen inzake toepassing van (geluids-)schermen of andere technieken in overkappingsstructuren. De methodiek, mogelijke milderende maatregelen en effectiviteit hiervan naar luchtkwaliteit zullen ter beschikking gesteld worden van de initiatiefnemers en opstellers van milieubeoordelingen en milieueffectrapportages.

Samenvattend omvat dit project volgende onderdelen:

- Voorstellen van een mogelijke methodiek en/of vuistregels om de luchtkwaliteit ter hoogte van tunnelmonden, open en half-open sleuven in beeld te brengen en te beoordelen. In functie van implementatie is dit als software (MS Excel) opgenomen met bijhorende beslissingsboom voor modelkeuze.
- Oplijsting van mogelijke milderende maatregelen i.f.v. luchtkwaliteit op deze locaties, met aandacht voor zowel geluidswerende constructies als andere maatregelen (bv.. afzuiging aan tunnelmonden, snelheidsremmers,...).
- Impact/effectiviteit van deze maatregelen op luchtkwaliteit. In functie van implementatie is dit als software (MS Excel) opgenomen met bijhorende beslissingsboom voor modelkeuze.
- Er moet nagegaan worden of het functioneel zinvol is om de methodiek te integreren in de luchtkwaliteitsmodellen die frequent gebruikt worden in milieueffectrapportage, nl. IMPACT en CAR Vlaanderen. Hierbij moeten ook suggesties gedaan worden hoe de uitgewerkte methodiek geïntegreerd kan worden in deze bestaande modellen.

Meer specifiek zijn volgende onderzoeksvragen (niet-limitatief) opgegeven:

- Is er een onderscheid te maken in methodologie tussen eenvoudige en complexe situaties? Is in alle situaties een modellering aangewezen of kan de impact op een andere wijze gekwantificeerd worden?
- Welke gegevens zijn nodig om de impact ter hoogte van tunnelmonden, open en half-open sleuven in te schatten? Hierbij is een onderscheid tussen gebruik van modellen en vuistregels aangewezen.
- Is een inschatting van de kostprijs van de voorgestelde maatregelen mogelijk? Welke impact hebben de maatregelen op de luchtkwaliteit in de omgeving van tunnelmonden, open en half-open sleuven (kwantitatief)?

2 VERKLARENDE WOORDENLIJST

- AISI316L is een type roestvrij staal met lager aandeel koolstof en zeer corrosiebestending.
- Backlayering: In langsgeventileerde tunnels zal een klein deel van de rook zich langs het plafond van de tunnel in stroomopwaartse richting bewegen, dus tegen de ventilatierichting in. Dit verschijnsel heet 'backlayering'.
- Dissipatie van turbulente kinetische energie is het verlies aan turbulente kinetische energie door (irreversibele) omzetting in andere energievormen.
- Dwars- en semi-dwarsventilatie: ventilatiemethode waarbij een luchtverplaatsing dwars op de rijrichting in een tunnel wordt gemaakt. Daarvoor wordt door kanalen lucht ingeblazen en afgezogen. Bij semi-dwarsventilatie wordt enkel lucht ingeblazen of enkel lucht afgezogen.
- FAT: afkorting voor *factory acceptance test*
- Jet injectie: Bij jet injectie wordt er lucht aan hoge snelheid ingeblazen aan het begin van de tunnel waardoor – zowel door het toevoeren zelf als door de aanjagende werking – in de tunnel een luchtstroming ontstaat.
- Langsventilatie: ventilatiemethode waarbij een luchtverplaatsing in de langsrichting van de tunnel wordt gemaakt door stuwventilatoren. Dit is dus door toevoeging van mechanische energie.
- Mesh: het volledige 3D domein voor CFD-berekeningen wordt onderverdeeld in afzonderlijke (niet-uniforme) cellen. Dit volledige rekenrooster of mesh heeft kleine cellen op plekken waar er veel details worden opgenomen en grotere cellen op plekken waar er minder detail in beschouwing dient te worden genomen.
- Natuurlijke ventilatie: ventilatiemethode waarbij geen mechanische energie gebruikt wordt om een luchtverplaatsing te creëren.
- SAT: afkorting voor *site acceptance test*
- SCADA: afkorting van Supervisory Control And Data Acquisition, is het verzamelen, doorsturen, verwerken en visualiseren van meet- en regelsignalen van verschillende machines in grote industriële systemen.
- Turbulentie kinetische energie (TKE) is de gemiddelde kinetische energie per massa-eenheid geassocieerd met wervelingen in turbulente stroming, meer informatie via https://en.wikipedia.org/wiki/Turbulence_kinetic_energy

3 LITERATUUROVERZICHT VENTILATIE EN FILTRATIE

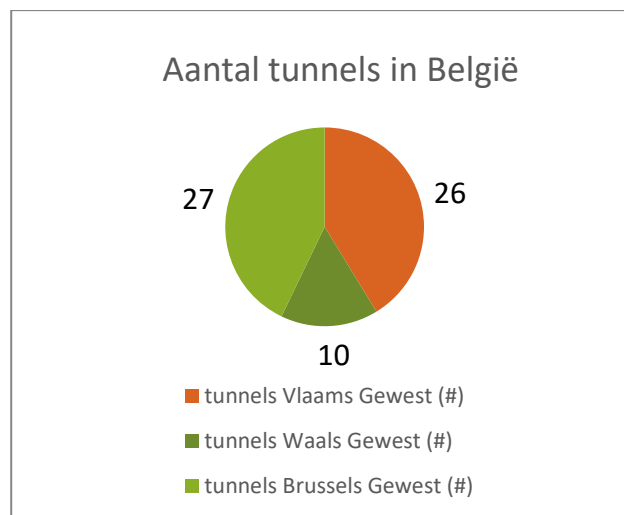
3.1 OVERZICHT VAN BESTAANDE TUNNELS IN BELGIË

Onderstaande bron geeft volgende gegevens omtrent tunnels in België (februari 2020)

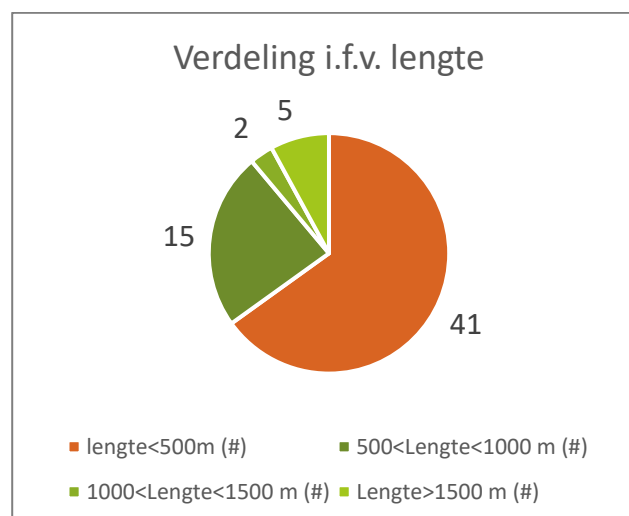
https://www.wegenwiki.nl/Verkeerstunnel#Wegverkeerstunnels_in_Belgi.C3.AB

- aantal tunnels België: 63
- maximale lengte (m): 2534
- minimale lengte (m): 38
- gemiddelde lengte (m): 505
- mediaan (m): 350

Met 27 eenheden telt Brussel het grootste aantal tunnels, in Vlaanderen zijn er 26 en in Wallonië 10. Het merendeel van de tunnels in België betreft relatief korte tunnels, 65% is korter dan 500 m.



Figuur 3-1: Aantal tunnels in België.



Figuur 3-2: Verdeling van de tunnels in België op basis van lengte.

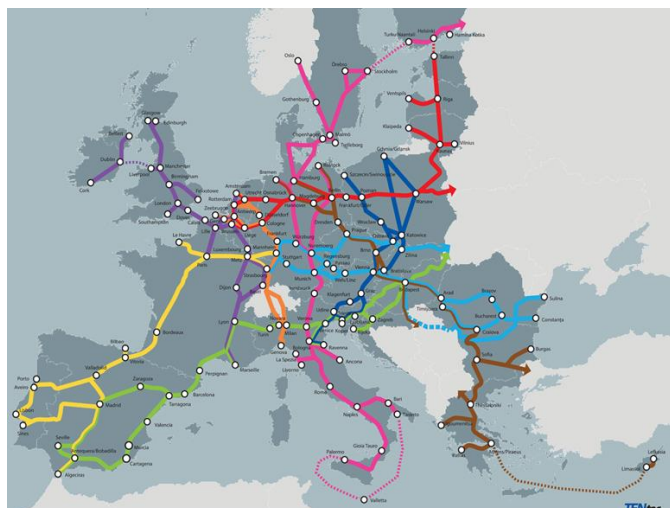
3.2 REGELGEVING

3.2.1 Regelgeving omtrent ventilatievereisten

- Richtlijn 2004/54/EG van het Europees Parlement en de Raad van 29 april 2004 inzake minimumveiligheidseisen voor tunnels in het trans-Europese wegennet:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/ALL/?uri=CELEX%3A32004L0054>

Deze Europese richtlijn is van toepassing op alle tunnels in het trans-Europese wegennet langer dan 500 m, ongeacht of deze in gebruik, in aanbouw of in de ontwerpfase zijn.



Figuur 3-3: Trans-Europees netwerk

Deze richtlijn geeft omtrent ventilatie onderstaande samenvattende tabel. Dit is het wettelijk kader waarbinnen reeds een aantal voorwaarden worden vastgelegd om een keuze te bepalen van een ventilatiesysteem.

Tabel 3-1: Europese richtlijn ventilatiesystemen in tunnels.

	Verkeer <= 2000 voertuigen per rijstrook per dag		Verkeer > 2000 voertuigen per rijstrook per dag		
	500 - 1000 m	>1000 m	500 - 1000 m	1000 – 3000 m	>3000 m
Mechanische ventilatie	Niet verplicht	Niet verplicht	Niet verplicht	Verplicht	Verplicht
Speciale uitrustingen voor (semi-) dwars ventilatie (*)	Niet verplicht	Niet verplicht	Niet verplicht	Niet verplicht	Verplicht

(*) Verplicht in bi-directionele tunnels met een controle centrum

Onderstaande lijst bespreekt de lokale wetgeving die van toepassing is in Vlaanderen en België.

- 9 MEI 2007. - Wet betreffende de minimale technische veiligheidsnormen voor tunnels in het trans-Europese wegennet

http://www.ejustice.just.fgov.be/cgi_loi/change_lg.pl?language=nl&la=N&cn=2007050932&table_name=wet

Hierin zijn 2 artikels van belang:

Art. 2. Deze wet zet de richtlijn 2004/54/EG van 29 april 2004 inzake minimumveiligheidseisen voor tunnels in het trans-Europese wegennet gedeeltelijk om.

Art. 3. De minimale technische veiligheidsnormen waaraan de tunnels van het trans-Europese wegennet van meer dan 500 meter lang, ongeacht of die in gebruik, in aanbouw, of in de ontwerpfasen zijn, moeten voldoen worden bepaald door de Koning overeenkomstig bijlage I van de Richtlijn 2004/54/EG van 29 april 2004 inzake minimumveiligheidseisen voor tunnels in het trans-Europese wegennet.

Indien aan de minimale technische veiligheidsnormen alleen kan worden voldaan met behulp van technische oplossingen die hetzij niet haalbaar zijn, hetzij alleen tegen overmatig hoge kosten uitvoerbaar zijn, mag de toepassing van risicobeperkende maatregelen als alternatief voor deze eisen geaccepteerd worden, volgens de door de Koning bepaalde modaliteiten, op voorwaarde dat die maatregelen tot een gelijkwaardige of betere bescherming leiden.

Om het mogelijk te maken innovatieve veiligheidsvoorzieningen te installeren en te gebruiken die een gelijkwaardig of hoger beschermingsniveau bieden dan de voorgeschreven actuele technologieën, kan een afwijking van die eisen volgens de door de Koning bepaalde voorwaarden toegestaan worden.

- 6 NOVEMBER 2007. - Koninklijk besluit betreffende de minimale technische veiligheidsnormen voor tunnels in het trans-Europese wegennet.

http://www.ejustice.just.fgov.be/cgi_loi/change_lg.pl?language=nl&la=N&table_name=wet&cn=2007110632

Voor ventilatie is artikel 12 van toepassing, dit is gebaseerd op de Europese regelgeving:

Art. 12. Ontwerp, bouw en werking van het ventilatiesysteem zijn berekend op :

1. de beheersing van de emissie in de tunnel van verontreinigde stoffen bij normaal verkeer en tijdens de verkeerspieken;
2. de beheersing van de emissie van verontreinigde stoffen indien het verkeer stilstaat wegens een incident of een ongeval;
3. de beheersing van hitte en rook bij brand.

- In alle tunnels met een lengte van meer dan 1 000 meter en een verkeersintensiteit van meer dan 2 000 voertuigen per rijstrook en per dag wordt een mechanisch ventilatiesysteem geïnstalleerd.
- In tunnels met tweerichtingsverkeer en/of gestremd éénrichtingsverkeer is langsventilatie alleen toegestaan indien uit een risicoanalyse blijkt dat zulks aanvaardbaar is en/of indien er specifieke maatregelen worden genomen, bijvoorbeeld in de vorm van een adequaat verkeersmanagement, kortere afstanden tussen de nooduitgangen, rookafzuiging op regelmatige afstanden.
- In tunnels waar een mechanisch ventilatiesysteem noodzakelijk is en langsventilatie overeenkomstig het vorige lid niet is toegestaan, worden systemen met dwarsventilatie en semi-dwarsventilatie aangebracht. Bij brand moeten deze systemen rook kunnen afvoeren.
- Bij tunnels met tweerichtingsverkeer en een verkeersintensiteit van meer dan 2 000 voertuigen per rijstrook en per dag, met een lengte van meer dan 3 000 meter, die voorzien zijn van een bedieningscentrale en dwarsventilatie en/of semi-dwarsventilatie, worden ten minste de volgende maatregelen getroffen met betrekking tot de ventilatie :
 - 1° Er worden lucht- en rookafzuigkleppen geïnstalleerd die apart of per groep kunnen worden bediend

- 2° de longitudinale luchtsnelheid wordt permanent gecontroleerd en de sturing van het ventilatiesysteem (kleppen, ventilatoren, enz.) wordt hierop aangepast.
- 23 NOVEMBER 2007. - Besluit van de Vlaamse Regering betreffende de minimumveiligheidseisen, de wijze van goedkeuring van het ontwerp, de veiligheidsdocumentatie, de ingebruikstelling, de wijzigingen en periodieke oefeningen met betrekking tot de tunnels in het trans-Europese wegennet.
http://www.ejustice.just.fgov.be/cgi_loi/change_lg.pl?language=nl&la=N&cn=2007112349&table_name=wet
 - 22 JANUARI 2008. - Ministerieel besluit houdende aanwijzing van het bestuursorgaan voor tunnels in het trans-Europese wegennet
http://www.ejustice.just.fgov.be/cgi_loi/loi_a.pl

De Belgische en lokale regelgeving volgt dus de Europese regelgeving: Richtlijn 2004/54/EG.

3.2.2 Luchtkwaliteit

3.2.2.1 Omgevingsluchtkwaliteit

Volgende wetgeving, omzendbrieven, adviezen,... dienen gevolgd te worden in Vlaanderen (Bron: www.vmm.be)

Tabel 3-2: Regelgeving omtrent luchtkwaliteit.

Titel	Beschrijving
<u>E-PRTR verordening</u>	Verordening betreffende de instelling van een Europees register inzake de uitstoot en overbrenging van verontreinigende stoffen.
<u>Europese richtlijn luchtkwaliteit en schonere lucht 2008/50/EG</u>	Belangrijkste wettelijke basis inzake luchtkwaliteitsnormen. Het behandelt de pollutanten zwaveldioxide (SO ₂), stikstofdioxide (NO ₂), stikstofmonoxide (NO), fijn stof (PM10 en PM2,5), lood (Pb), koolstofmonoxide (CO), benzeen en ozon
<u>Europese dochterraichtlijn 2004/107/EG</u>	Vierde dochterraichtlijn. Het behandelt de pollutanten arseen (As), cadmium (Cd), nikkel (Ni), kwik en polycyclische aromatische koolwaterstoffen waaronder benzo(a)pyreen (B(a)P)
<u>Protocol van Montreal</u>	Internationaal verdrag voor de bescherming van de ozonlaag.
<u>PRTR-Protocol</u>	Pollutant Release and Transfer Register, verplichte rapportering emissiegegevens.

De Europese richtlijn 2008/50/EG definieert o.a. grenswaarden en streefwaarden. De Wereldgezondheidsorganisatie heeft advieswaarden opgesteld, die veel strenger zijn dan de Europese normen. De WGO baseert zich voor het bepalen van haar advieswaarden enkel op gezondheidsstudies en houdt dus geen rekening met haalbaarheid of economische belangen. Enkel de Europese grenswaarden zijn wettelijk bindend. Bij een overschrijding van de grenswaarden moet Vlaanderen actieplannen opstellen die garanderen dat we de grenswaarden in de toekomst halen.

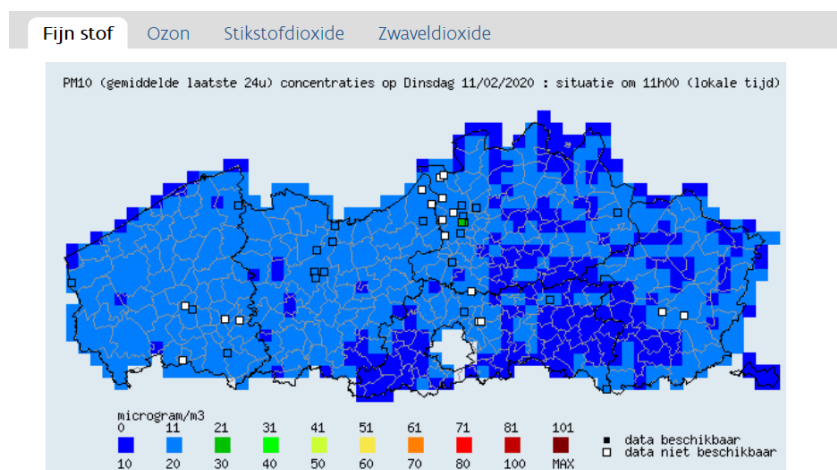
Uit de Europese richtlijn luchtkwaliteit en schonere lucht 2008/50/EG, bijlage XI en XIV kunnen we volgende gegevens terugvinden, relevant voor voorliggende studie.

Tabel 3-3: Grenswaarde en middelingstijd per luchtverontreinigende vervuilende stof voor omgevingsluchtkwaliteit buitenlucht.

Middelingstijd		Grenswaarde
NO₂		
1 uur	200 µg/m ³ ; mag niet vaker dan 18 keer per kalenderjaar worden overschreden	
Kalenderjaar	40 µg/m ³	
CO		
Hoogste 8-uursgemiddelde van een dag	10 mg/m ³	
PM₁₀		
Één dag	50 µg/m ³ ; mag niet vaker dan 35 keer per kalenderjaar worden overschreden	
Kalenderjaar	40 µg/m ³	
PM_{2.5}		
Kalenderjaar	20 µg/m ³	

In Vlaanderen wordt de luchtkwaliteit gemonitord door VMM:

<https://www.vmm.be/data/actuele-luchtkwaliteit>. Hier kunnen voor verschillende vervuilende stoffen de metingen teruggevonden worden.



Figuur 3-4: RIO-modelkaart PM₁₀ fijn stof in Vlaanderen met metingen aangeduid als vierkanten.

3.2.2.2 Binnenluchtkwaliteit

Met binnenluchtkwaliteit wordt in dit kader de lucht in de tunnel bedoeld. Hiervoor is weinig regelgeving opgesteld. In Frankrijk heeft het CETU (Centre d'Etudes des Tunnels) een aanbeveling gedaan naar binnenluchtkwaliteit in tunnels. Installaties nemen deze waarden in rekening voor het ontwerp van ventilatie installaties.

Tabel 3-4: Grenswaarde en middelingstijd per luchtverontreinigende vervuulende stof voor binnenlucht in tunnels

Vervuilende stof	Parameter	Middelingstijd	Regelgevend of adviserend niveau		Referentie
CO	Tijdens ongevallen, in ieder punt van de tunnel	Ogenblikkelijke waarde	150 ppm	171 mg/m ³	Technische instructie 25/08/00
	Gemiddelde hoeveelheid doorheen de volledige lengte van de tunnel	15 minuten	90 ppm	103 mg/m ³	Circulaire 08/06/99
		30 minuten	50 ppm	57 mg/m ³	Circulaire 08/06/99
NO ₂	Gemiddelde hoeveelheid doorheen de volledige lengte van de tunnel	15 minuten	0,4 ppm	750 µg/m ³	Circulaire 08/06/99
Deeltjes doorzichtigheid (=particulates opacity)	Tijdens ongevallen, in ieder punt van de tunnel	Ogenblikkelijke waarde	9 * 10 ⁻³ m ⁻¹	900 µg/m ³ (PM ₁₀)	Technische instructie 25/08/00
	Gemiddelde hoeveelheid doorheen de volledige lengte van de tunnel	Ogenblikkelijke waarde	5 * 10 ⁻³ m ⁻¹	500 µg/m ³ (PM ₁₀)	CETU aanbeveling

3.2.2.3 Conclusie

In de context van voorliggende studie worden volgende relevante luchtverontreinigende stoffen verder in beschouwing genomen:

- Buiten de tunnel: NO_x en 'Fijn stof' (PM₁₀ en PM_{2.5}).

Bij NO_x moet worden opgemerkt dat de schadelijkste component NO₂ is. In uitlaatgassen is de hoeveelheid NO₂ 5-10% van de totale NO_x-uitstoot, maar onder invloed van ozon (O₃) in de lucht wordt een deel van het aanwezige NO omgezet tot NO₂. De hoeveelheid NO₂ kan hierdoor meer dan verdubbelen. Bij het bepalen van de omgevingsluchtkwaliteit buiten de tunnel moet met deze omzetting rekening worden gehouden.

- Binnen de tunnel: CO en NO₂

Fijn stof (PM₁₀ en PM_{2.5}) levert binnen een tunnel niet direct een gezondheidsrisico op, maar kan wel van belang zijn in verband met zichtcondities.

De andere voertuigemissies komen onder de huidige Europese regelgeving voor automotoren in zo'n geringe mate vrij dat ze bij het beoordelen van luchtverontreiniging door wegverkeer veelal geen rol van betekenis spelen.

3.3 DOEL TUNNELVENTILATIE

3.3.1 Luchtkwaliteit: Beperking pollutieconcentraties

3.3.1.1 Algemeen

Emissies worden beïnvloed door uitlaatgassen van het verkeer en door slijtage van banden en wegdek. Dit kan leiden – binnen en buiten de tunnel – tot verhoogde concentraties met risico voor de gezondheid en in sommige gevallen kan dit ook gevolgen hebben op de zichtbaarheid in de tunnel.

3.3.3 Veiligheid: Rook en warmteafvoer bij brand

3.3.3.1 Doel van ventilatie bij brand

Bij brand in een tunnel ontstaat gevaar voor mensen die zich in de tunnel bevinden. Zij worden bedreigd door hete gassen, warmtestraling, verlies van zicht en inademing van giftige stoffen. De meeste slachtoffers vallen niet door het vuur zelf maar door te lange blootstelling aan hete en giftige gassen, of het gevolg van verlies van zicht waardoor de vluchtweg niet meer zichtbaar is. In de eerste fasen van de brand worden voornamelijk weggebruikers bedreigd, in de latere fasen voornamelijk personeel van de hulpdiensten.

Ook de constructie van de tunnel wordt door brand bedreigd. Door hoge temperaturen van de rookgassen kan de constructie over een tamelijk groot gebied schade oplopen. Dicht bij de brand loopt de constructie ook gevaar door hittestraling. De constructie kan instorten of onherstelbaar beschadigd worden. Daarnaast kan bij ongecontroleerde rookverspreiding schade optreden aan aangrenzende ruimten, zoals bedieningsgebouwen en technische ruimten.

Het is dus zaak om bij brand:

- zoveel mogelijk te voorkomen dat gestrande weggebruikers in de rook komen te staan;
- te voorzien in rookvrije vluchtwegen;
- te zorgen dat hulpdiensten een brand veilig kunnen benaderen om:
 - o gewonde, al dan niet beknelde, slachtoffers te bevrijden en af te voeren, en
 - o de brand te blussen of te beperken en gecontroleerd uit te laten branden;
- de constructie zo kort mogelijk aan hoge temperaturen bloot te stellen en hoge rookgastemperaturen te beperken;
- rookverspreiding naar aan de tunnelbuis grenzende ruimten zoveel mogelijk te vermijden.

3.3.3.2 Invloed van ventilatie op de brand

Op basis van brandproeven en gegevens uit de literatuur kan het volgende worden gesteld over de invloed van ventilatie op de brandgrootte en de snelheid van brandontwikkeling.

Brandgrootte

Door mechanische ventilatie wordt verbrandingslucht afgevoerd. Men zou verwachten dat de toevoer van lucht de brandgrootte doet toenemen, waardoor de situatie verslechtert. De praktijk blijkt echter anders.

Zowel uit verscheidene realistische, grootschalige brandproeven als uit Computational Fluid Dynamics (CFD) simulaties (zie ook 6.1.2) blijkt dat bij langsventilatie kleine branden meestal in vermogen afnemen terwijl grote branden (met name plasbranden - verbranding van een plas brandbare vloeistof, bijvoorbeeld door lekkage) in omvang toenemen. In alle gevallen neemt – bij gelijkblijvend brandvermogen – door ventilatie de rookgastemperatuur drastisch af.

Deze afname kan als volgt worden verklaard:

- Door ventilatie wordt de warmte versneld afgevoerd.
- Bij grote branden bestaat de kans dat zonder ventilatie een gebrek aan verbrandingslucht ontstaat. Dit heeft tot gevolg dat het vuur verstikt, met als bijkomende effecten het optreden van zeer hoge temperaturen en vorming van onverbrande gassen (hoge CO- en rookproductie). Door ventilatie wordt extra verbrandingslucht toegevoerd en neemt het brandvermogen toe. Als door ventilatie de brandgrootte toeneemt, neemt de tijdsduur van de brand af. Hieruit volgt dat het toepassen van ventilatie vrijwel altijd een gunstige invloed heeft op de constructie omdat deze minder lang aan hoge temperaturen wordt

blootgesteld. De temperatuur neemt dus niet af door ventilatie, maar de tijdsduur wordt wel veel korter. Hieruit volgt dat het toepassen van ventilatie vrijwel altijd een gunstige invloed heeft op de constructie omdat deze minder lang aan hoge temperaturen wordt blootgesteld.

- De lagere temperaturen worden enerzijds veroorzaakt door de toevoer van koele lucht en anderzijds door het wegblazen van hete rook.
- Wanneer, zoals hiervoor beschreven, door ventilatie de brandgrootte toeneemt, wordt ook de stralingsintensiteit hoger. De kans dat de brand overslaat naar andere voertuigen in de directe nabijheid van de brand neemt dan toe. Voertuigen die verder van de brand staan, worden niet of nauwelijks door de brand aangestruald, maar staan wel in de hete rook. Door te ventileren neemt de kans dat de brand naar deze voertuigen overslaat af omdat de rooktemperatuur in veel gevallen daalt.

Brandontwikkeling

Vanwege de toevoer van verbrandingslucht neemt de snelheid van brandontwikkeling van plasbranden toe. De ontwikkelingsnelheid van dergelijk branden is echter van zichzelf al erg groot. Bij brand binnen een voertuig heeft ventilatie weinig effect op de snelheid van brandontwikkeling; ventilatie heeft immers niet veel invloed op de luchtstromingen binnen het voertuig. Het is wel zo dat een brand die ontstaat in het motorcompartiment – zoals vaak het geval is – zich bij langsventilatie minder snel naar de achterzijde van het voertuig zal uitbreiden. Uit brandproeven die in 2001 door Rijkswaterstaat in de Beneluxtunnel zijn uitgevoerd blijkt dat die vertraging tot 30 minuten kan oplopen. Als de brand ontstaat aan de voorzijde van de auto, zal door langsventilatie de brandontwikkeling dus afnemen.

Bij open ladingbranden daarentegen, of een brand die aan de achterzijde van het voertuig is ontstaan, zal langsventilatie de brandontwikkeling enigszins versnellen. Het is echter niet eenvoudig om een algemene uitspraak te doen over de brandontwikkeling in een dergelijke situatie.

In het algemeen kan worden gesteld dat de invloed van ventilatie op de snelheid van brandontwikkeling in relatie tot de benodigde tijd voor zelfredzaamheid van weggebruikers niet zo groot is dat daardoor beslissingen inzake ventilatie worden beïnvloed.

3.4 NATUURLIJKE VENTILATIE

3.4.1 Beschrijving

In natuurlijk geventileerde tunnels ontstaat een luchtstroom door de inwerking van toevallig aanwezige krachten. In een tunnelbuis met éénrichtingsverkeer wordt onder normale omstandigheden door de zuigerwerking van het rijdende verkeer een luchtstroom in de rijrichting van het verkeer opgewekt. De snelheid van de lucht moet +/- 4 m/s bedragen om een goede doorspoeling te krijgen van het begin tot het einde van de tunnel. Hierbij wordt verse buitenlucht via het ingangsportaal van de tunnel aangezogen die de gehele tunnelbuislengte doorstroomt en via het uitgangsportaal de tunnel weer verlaat.

Onder invloed van wind kan ondanks de aandrijvende kracht van het verkeer een luchtstroming ontstaan die tegengesteld is aan de verkeersrichting.



Figuur 3-5: Schema natuurlijke ventilatie, luchtstroom opgewekt door het verkeer.

Deze techniek is best geschikt voor uni-directionele tunnels. In een bi-directionele tunnel zal er geen of slechts een minimale luchtstroming zijn indien de verkeersbelastingen in tegenovergestelde richtingen gelijk zijn.

Hoe langer de tunnel, hoe groter de concentratie aan vervuilende stoffen zal zijn naar het einde van de tunnel. De concentratie is echter niet beheersbaar. Daarom is deze techniek van natuurlijke ventilatie toepasbaar tot tunnels van 500 m.

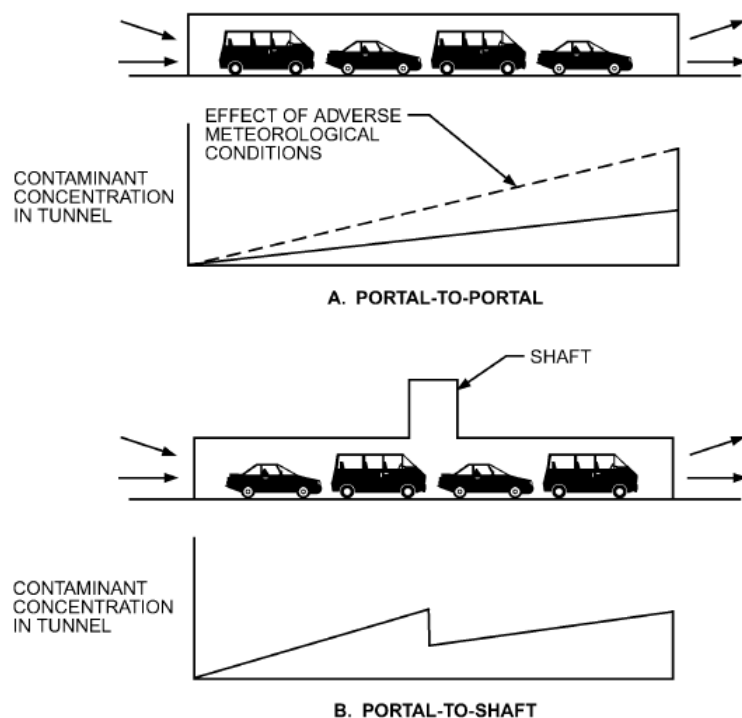
De werking en effectiviteit van natuurlijke ventilatie wordt mede bepaald door het ontwerp van de tunnel. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- Geheel gesloten tunnel
- Tunnel met spleten, schouw of openingen in het dak

Bij een volledig gesloten tunnel wordt de vervuilde lucht volledig aangeboden op het einde van de tunnel.

Bij tunnels met openingen, spleten of een schouw wordt al een deel van de vervuilde lucht tussen begin en eindportaal afgegeven aan de omgeving. Daardoor zal de concentratie van vervuilende stoffen aan het eindportaal lager liggen dan bij een volledig gesloten tunnel.

Indien er met spleten gewerkt wordt, kunnen deze geluiddempende roosters bevatten. Als de openingen groot genoeg zijn, wordt er ook een deel verse lucht terug binnengebracht. De concentratie van vervuilende stoffen kan grafisch weergegeven worden in functie van de lengte van de tunnel. Bij een volledig gesloten tunnel zal de concentratie lineair toenemen vanaf het beginportaal en maximaal zijn aan het eindportaal. Bij tegendruk op het eindportaal - onder invloed van windbelasting – zal de luchtsnelheid lager zijn waardoor er minder verse lucht kan doorstromen en de concentratie op het eindportaal hoger zal zijn (stippellijn op de grafiek).



Figuur 3-6: Verloop van de concentratie in functie van de lengte van de tunnel.

De grafieken geven een visuele en niet kwantitatieve indicatie van het verloop van de concentraties in de tunnel. Deze opmerking geldt ook voor volgende grafieken.

Het toepassen van een schouw heeft als gevolg dat op de plaats waar de schouw zich bevindt, de concentratie plaatselijk zal afnemen. Vanaf dat punt is er dan weer een toename van de vervuiling maar deze zal lager zijn dan bij een volledig gesloten tunnel met dezelfde randvoorwaarden (verkeersdichtheid, lengte, ...).

3.4.2 Invloed op rookbeweging bij brand

Bij brand is de richting van de rook oncontroleerbaar. Daardoor kan het zijn dat wagens en dus personen die stilstaan voor de brandhaard in gevaar komen.

In de eerste fase na het ontstaan van een brand stijgen – ter plaatse van de brand – hete rook en gassen omhoog en verzamelen zich tegen het plafond. Luchttoevoer naar de brand vindt onderlangs plaats. De rook en gassen verspreiden zich langs het plafond van de tunnelbuis (stratificatie) in de richting van beide uiteinden van de tunnel.

In de tweede fase zal op enige afstand van de brand door afkoeling het dichtheidsverschil tussen de hete rook en de koele omringende lucht verdwijnen en zullen de rook en gassen naar beneden zakken, waardoor de stratificatie verloren gaat.

In de derde fase wordt de naar beneden zakkende rook opgenomen in de verse luchttoevoer naar de brand, waarna de tunnelbuis over de volledige hoogte wordt verontreinigd.

Dit patroon wordt beïnvloed door:

- Helling van de tunnelbuis: hete rook en gassen stromen bij voorkeur de helling óp (schoorsteen-effect).
- Windinvloed: bij winddruk op één van de tunnelportalen worden rook en gassen overwegend naar één zijde afgevoerd.
- Dichtheidsverschillen: Verschillen in dichtheid tussen de hete rook en de koele omringende lucht bepalen of de rook tegen het plafond blijft hangen of naar beneden zakt.
- De mate van afkoeling aan de tunnelconstructie, de aanwezigheid van verstoringen in de stroming door bijvoorbeeld doorsnede-varianten in de tunnel, verspringingen in het tunnelplafond en (hoge) voertuigen in de tunnel.

De fasen 2 en 3 treden alleen op in lange tunnels. In tunnels van beperkte lengte vindt dit proces niet plaats omdat de rook bij het bereiken van de tunneluitgang niet genoeg is afgekoeld om de stratificatie verloren te doen gaan. De rook ontwijkt dan in de vrije lucht.

Indien er openingen in het dak van de tunnel aanwezig zijn, kan de rook wel langs daar ontsnappen. Dit gebeurt echter niet bij een combinatie van een kleinere brand (personenautobrand e.d.) en windsnelheden boven 4 m/s. In dat geval vormt zich onder de luifel een zone waarin de rook zich door turbulentie met koele lucht vermengt. Daardoor koelt de rook zoveel af dat (een deel van) de rook niet langer opstijgt maar blijft hangen. De rook kan zich daarbij over 100 m of meer in lengterichting verspreiden waardoor veel weggebruikers in de rook kunnen komen te staan.

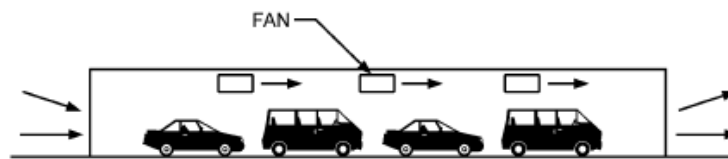
3.5 LANGSVENTILATIE

3.5.1 Beschrijving

In de tunnel wordt door middel van ventilatoren een luchtstroom in langsricting (in de lengte van de tunnel) opgewekt. Verse buitenlucht wordt via het ingangsportaal van de tunnel aangezogen en verlaat de tunnel (afhankelijk van de gekozen oplossing) weer via een schouw of het uitgangsportaal. De luchtsnelheid wordt dus mee bepaald door de ventilatoren en kan dus ook gecontroleerd worden. Daardoor kan de concentratie van vervuilende stoffen gecontroleerd worden. Door bijvoorbeeld de snelheid van de ventilatoren te verhogen, zal de luchtsnelheid stijgen en zullen de

concentraties vervuilende stoffen verlagen omdat er meer verse lucht de tunnel wordt binnengetrokken.

Omdat het niet nodig is kanalen en soortgelijke bouwkundige voorzieningen aan te brengen, is langsventilatie nog relatief goedkoop.



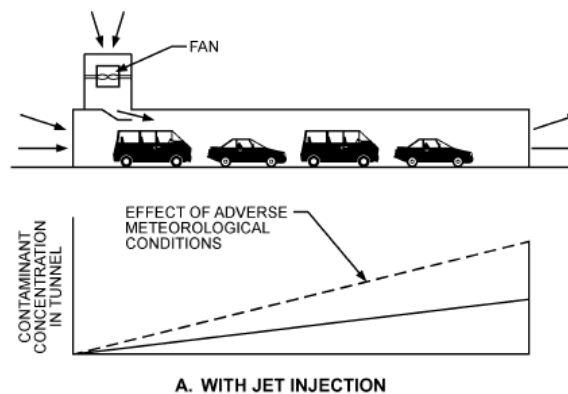
Figuur 3-7: Schema langsventilatie.

De vervuilingconcentratie neemt bij langsventilatie lineair toe in de richting van de langsstroom, als onderweg geen verse lucht wordt toe- of afgevoerd. De vervuilingconcentratie van de lucht is beheersbaar door verhogen of verlagen van de ventilatiesnelheid (in- of uitschakelen van ventilatoren of snelheidsregeling van de ventilatoren). De maximale tunnelbuislengte die kan worden voorzien van langsventilatie wordt gelimiteerd door de maximaal toelaatbare vervuiling van de lucht in de tunnelbuis. Mede afhankelijk van aantal en soort voertuigen is de maximale tunnellengete die met dit systeem kan worden geventileerd 3 – 6 km.

Er zijn verschillende mogelijkheden om de luchtsnelheid te beïnvloeden. Dit kan bijvoorbeeld op volgende manieren:

- Jet injectie:

Bij jet injectie wordt er lucht aan hoge snelheid ingeblazen aan het begin van de tunnel waardoor – zowel door het toevoeren zelf als door de aanjagende werking – in de tunnel een luchtstroming ontstaat. Desgewenst kunnen meerdere injectoren achter elkaar worden geplaatst. In dat geval wordt elke volgende injector voorafgegaan door een afzuigopening om het debiet dat in langsricting stroomt over de lengte van de tunnel constant te houden.

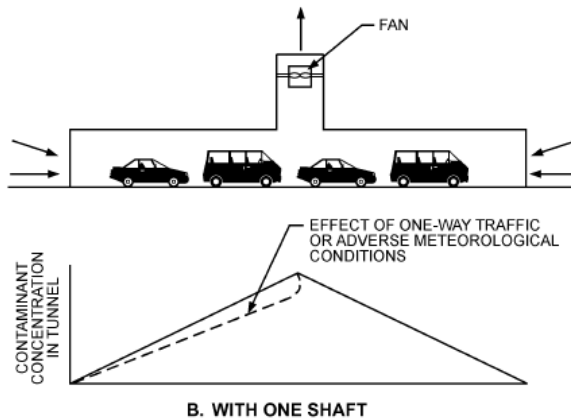


Figuur 3-8: Verloop van de concentratie in functie van de lengte van de tunnel bij jet injectie.

De concentratie van vervuilende stoffen zal lineair toenemen vanaf het beginportaal en maximaal zijn aan het eindportaal. Bij tegendruk op het eindportaal - onder invloed van windbelasting – zal de longitudinale luchtsnelheid lager zijn waardoor er minder verse lucht kan doorstromen en de concentratie op het eindportaal hoger zal zijn (stippellijn op de grafiek).

- Extractie via 1 schacht:

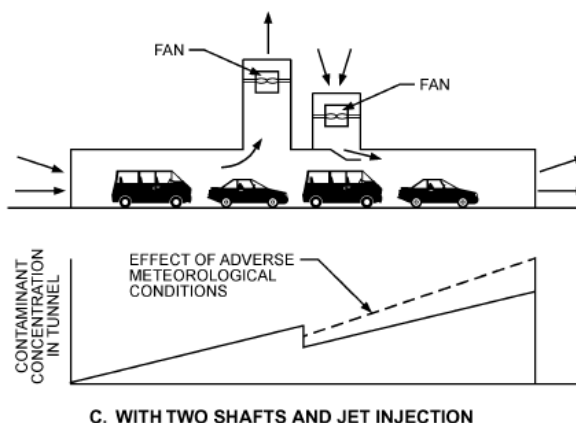
Bij extractie via een schacht zal de extractie (afzuig) ventilator in de schacht geplaatst worden. Deze ventilator verzorgt de volledige ventilatie van de tunnel. De lucht wordt aangezogen vanaf beide portalen. De positie van de schacht ten opzichte van de portalen is belangrijk. Hoe minder hij richting het eindportaal staat, hoe minder lucht hij vanuit die richting kan aanzuigen. Dit komt door het piston effect of zuigende werking op de luchtbeweging van het rijdende verkeer in de richting van het eindportaal. Deze staat tegenovergesteld aan de luchtbeweging die de ventilator zal maken.



Figuur 3-9: Verloop van de concentratie in functie van de lengte bij langsventilatie met extractie via 1 schacht.

In dit geval zal de concentratie van vervuilende stoffen het grootst zijn aan de aanzuigmond van de schouw. Aan de portalen zal er geen bijdrage zijn aan de concentratie vervuilende stoffen door de tunnel. Bij een uni-directionele tunnel of winddruk vanuit het eindportaal zal de concentratie in het eerste deel van de tunnel lager zijn dan in het tweede deel van de tunnel.

- Extractie via 1 schacht en vervolgens terug jet injectie:
In een eerste deel van de tunnel wordt de lucht aangezogen via het ingangsportaal door een ventilator in de schacht en op hoogte afgeblazen zodat een grotere verspreiding bekomen wordt van de concentraties. In een volgend deel wordt door een jet terug lucht geïnjecteerd en afgevoerd naar het eindportaal.

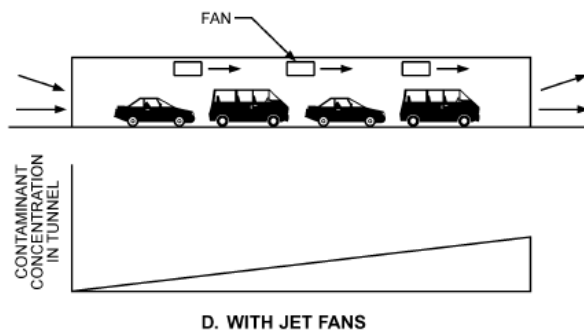


Figuur 3-10: Verloop van de concentratie in functie van de lengte bij langsventilatie met extractie via schacht en injectie.

Het toepassen van een schouw in het eerste deel van de tunnel heeft als gevolg dat op de plaats waar de schouw zich bevindt, de concentratie plaatselijk zal afnemen. Vanaf dat punt is er dan weer een toename van de vervuiling maar deze kan gecontroleerd worden door

het toevoegen van lucht door de ventilator in de tweede schacht. Winddruk op het eindportaal kan ook hier de situatie verslechteren in het tweede deel van de tunnel.

- Jet ventilatoren:
Bij jet ventilatoren wordt de luchtsnelheid gecontroleerd door ventilatoren aan het plafond van de tunnel. Hierbij wordt voor een zekere luchtsnelheid gezorgd door het aan- of afschakelen van ventilatoren.



Figuur 3-11: Verloop van de concentratie in functie van de lengte van de tunnel bij langsventilatie met ventilatoren.

Het verloop van de concentratie is gelijkwaardig aan die van jet injectie.

3.5.2 Invloed van langsventilatie bij brand

Bij brand is de richting waarin de rook en gassen zich bewegen zeer goed beheersbaar, zelfs bij zeer grote branden. Het tunneldeel stroomopwaarts van een brand kan volledig rookvrij worden gehouden waardoor personen in dat deel van de tunnel tegen rook zijn beschermd. Stroomopwaarts van de brand is efficiënt optreden van hulpdiensten dan ook mogelijk. Het tunneldeel stroomafwaarts van de brand vult zich daarentegen geheel met rook, tenzij de rook door een schouw of openingen in het plafond naar buiten kan.

In langsgeventileerde tunnels stromen alle rook en gassen in de ventilatierichting. Bij voldoende ventilatie blijft de zone stroomopwaarts van de brand hierdoor rookvrij. De rookontwikkeling doorloopt dezelfde fasen als in niet-geventileerde tunnels, maar ontwikkelt zich als volgt over de lengterichting van de tunnel:

- Fase 1: in de directe omgeving van de brand hangen rook en gassen tegen het tunnelplafond.
- Fase 2 en 3: na verbreken van de stratificatie wordt de hele tunnelbuis stroomafwaarts van de brand over een groot deel van de hoogte gevuld met rook en verbrandingsgassen.

In langsgeventileerde tunnels zal een klein deel van de rook zich langs het plafond van de tunnel in stroomopwaartse richting bewegen, dus tegen de ventilatierichting in. Dit verschijnsel heet 'backlayering'. In de backlayeringszone (het deel van de tunnel waar backlayering optreedt) koelt de rook af en zakt naar beneden. De rook die uit de backlayeringslaag zakt wordt door de langsstromende ventilatielucht direct terug naar de brand geblazen. Daardoor blijft de lucht onder de backlayeringslaag helder.

De lengte van de backlayeringszone is afhankelijk van:

- de ventilatiesnelheid stroomopwaarts van de brand;
- het brandvermogen, dat de hoeveelheid en temperatuur van de rook bepaalt;
- de vorm en de dimensies van de tunneldoorsnede;

- de tunnelhelling ter plaatse van de brand.



Figuur 3-12: Backlayering tijdens een full-scale testbrand in een verkeerstunnel (brandvermogen 20MW, ventilatiesnelheid 1,5-1,7 m/s).

Bij brandproeven is gebleken dat de lengte van de backlayering bij een gegeven brandvermogen kan worden gemanipuleerd door de ventilatiesnelheid te wijzigen. Naarmate de ventilatiesnelheid daalt, zal de lengte van de backlayering toenemen. Als de ventilatiesnelheid te laag wordt zal de rook in de backlayeringslaag zoveel afkoelen dat vermenging met de ventilatielucht (opmenging) plaatsvindt en uiteindelijk de gehele hoogte van de tunnel wordt gevuld met rook. De minimale snelheid die noodzakelijk is voor het beheersen en beperken van de lengte van de backlayering heet 'kritische backlayeringsnelheid'. De backlayeringsnelheid is afhankelijk van ventilatiesnelheid, brandvermogen, tunneldoorsnede, helling van de tunnel en zal geval per geval bestudeerd worden.

Hierbij moet worden opgemerkt dat bij afnemende ventilatiesnelheid en nadering van de kritische backlayeringsnelheid niet meteen opmenging over de volledige tunnelhoogte optreedt. Pas bij een aanzienlijke onderschrijding van de kritische snelheid stroomt de rook zover terug dat opmenging over de hele tunneldoorsnede mogelijk is.

Bij een kleine onderschrijding van de kritische snelheid verspreidt de rook zich over een aanzienlijke lengte langs het plafond stroomopwaarts van de brand. Al op enige afstand voor de brand mengt de rook zich over de hele hoogte met de lucht, maar op grotere afstand blijft stratificatie in stand, waardoor onder de rook een niet-verontreinigde zone overblijft. Er zal daarom bij een kleine onderschrijding van de kritische snelheid nog geen ernstige rookoverlast stroomopwaarts van de brand ontstaan.

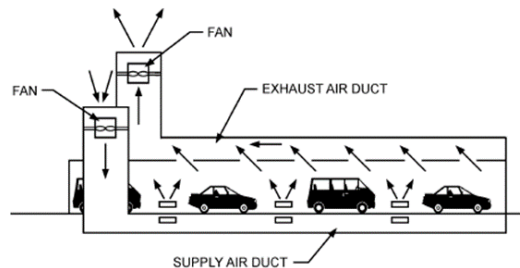
3.6 DWARSVENTILATIE

3.6.1 Beschrijving

3.6.1.1 Volledige dwarsventilatie

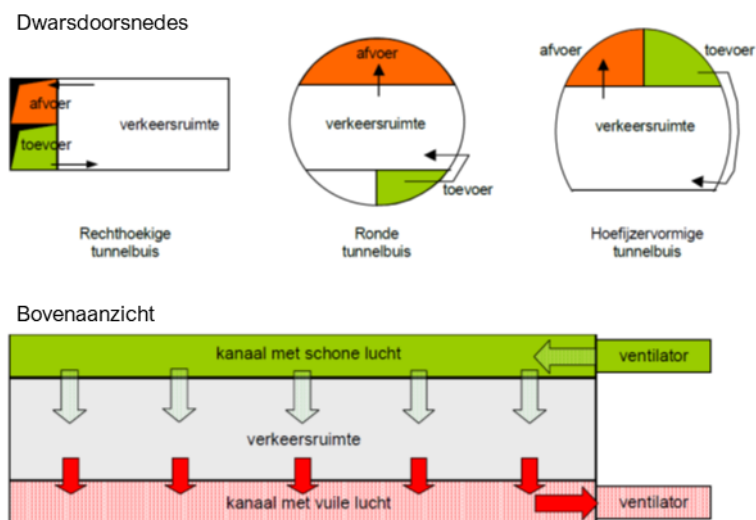
Bij volledige dwarsventilatie wordt over de hele tunnallengte, dwars op de lengteas van de tunnel verse lucht toegevoerd en verontreinigde lucht afgevoerd. De overwegende luchtstroom in de tunnelbuis is dwars op de tunnallengteas. Door invloed van het rijdend verkeer en winddruk op de tunnelportalen is er altijd een zekere stroming in de lengterichting van de tunnel.

Om deze dwarsventilatie te verzorgen, is er nood aan extra installatie van onderdelen: kanalen en roosters om de lucht over de volledige tunnelenlengte te kunnen verdelen. Tevens dient er minstens een ventilator voor lucht toevoer geplaatst te worden en een voor luchtafvoer.



Figuur 3-13: Schema volledige dwarsventilatie.

Er zijn verschillende mogelijkheden om de kanalen te plaatsen, zie onderstaande figuur. Wel dient steeds de verse lucht onderaan de tunnel (op een hoogte van 50 à 75 cm) toegevoerd te worden. Dit om een goede doorspoeling te bekomen en kortsluiting te voorkomen. Kortsluiting wil zeggen dat de verse lucht dadelijk afgezogen wordt, dit kan bijvoorbeeld gebeuren als de toevoer- en afvoerroosters te dicht bij elkaar staan in het plafond.

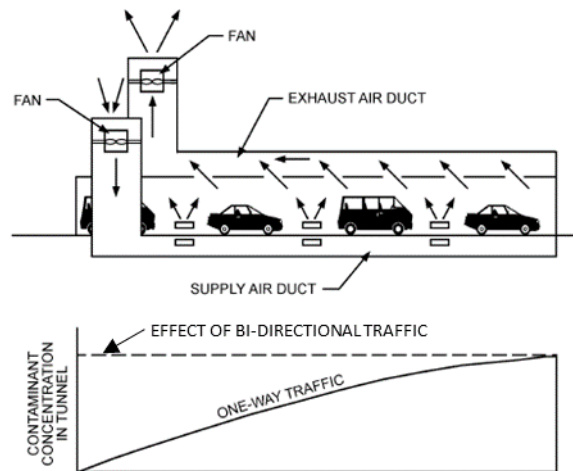


Figuur 3-14: Schema volledige dwarsventilatie.



Figuur 3-15: Ventilatiertorens van de dwarsventilatie in de Velsertunnel in Nederland.

Volledige dwarsventilatie is geschikt voor zeer lange tunnels of voor tunnels met tweerichtingsverkeer. Vanwege de zeer hoge kosten voor zowel aanleg als gebruik en onderhoud van dwarsventilatie wordt dit systeem in tunnels met éénrichting-verkeer vrijwel uitsluitend toegepast bij een lengte groter dan 3-6 km. In tunnels met tweerichting-verkeer kan dwarsventilatie, afhankelijk van het verkeersaanbod, al noodzakelijk zijn bij een lengte van minder dan 1 km.



Figuur 3-16: Verloop van de concentratie bij volledige dwarsventilatie.

De stippellijn geeft aan dat bij bi-directioneel verkeer en door de gelijktijdige toe- en afvoer van ventilatielucht, de concentratie van vervuiling over de lengte als in principe constant is, onafhankelijk van de lengte van de tunnel. Het benodigde luchttoevoer- en luchtafvoerdebiet is recht evenredig met de tunnallengte.

In geval van uni-directioneel verkeer is er eerder een logaritmsch verloop van de concentratie.

3.6.1.2 Semi-dwarsventilatie

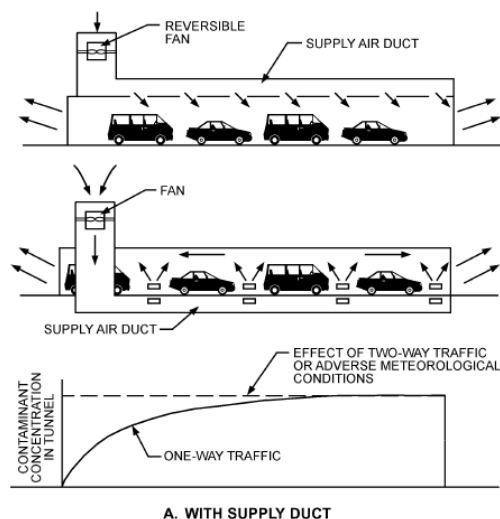
Bij semi-dwarsventilatie wordt ofwel alleen verse lucht toegevoerd via ventilatieopeningen of alleen vuile lucht afgevoerd. De ventilatieopeningen zijn verdeeld over de gehele lengte van de tunnel. De ventilatielucht wordt daarbij dwars op de lengteas van de tunnel toe- of afgevoerd.

In het geval dat lucht enkel wordt toegevoerd zal de af te voeren lucht in de lengterichting van de tunnel wegstromen en de tunnel verlaten aan beide portalen. De lucht kan in dit geval bovenaan toegevoerd worden of onderaan. In dit geval maakt het niet uit omdat er geen kortsluiting kan ontstaan.

In het geval dat lucht enkel wordt afgevoerd zal de toegevoerde lucht via de portalen binnenstromen en in de lengterichting van de tunnel via het plafond afgevoerd worden. De lucht wordt steeds bovenaan afgevoerd.

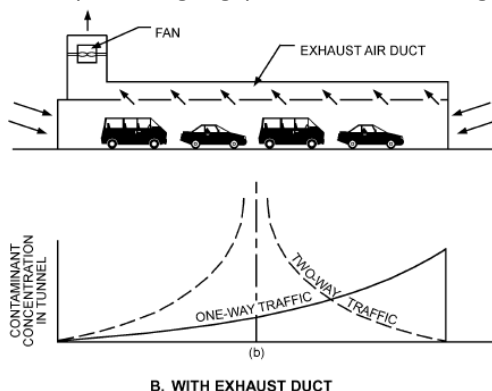
Evenals bij volledige dwarsventilatie zijn luchtkanalen parallel aan de tunnelbuis noodzakelijk, wat hoge kosten met zich meebrengt. Het systeem is onder dezelfde voorwaarden geschikt als volledige dwarsventilatie.

De overwegende luchtstroom is in de lengterichting van de tunnel. De snelheid van de luchtstroom in lengterichting is daarbij afhankelijk van het verkeer en externe invloeden, zoals winddruk op het tunnelportaal. Het verloop van de concentraties kan als volgt weergegeven worden.



Figuur 3-17: Verloop van de concentratie in functie van de lengte van de tunnel.

Indien er enkel met toevoer wordt gewerkt, zal de concentratie in de tunnel sneller oplopen dan bij een volledige dwarsventilatie (volle lijn). De stippellijn geeft aan dat onder invloed van bi-directioneel verkeer of winddruk op het uitgangsportaal de vervuilingconcentratie constant is.



Figuur 3-18: Verloop van de concentratie in functie van de lengte van de tunnel.

Indien er enkel met afvoer wordt gewerkt, zal de concentratie in de tunnel het langzaamst oplopen van begin naar einde van de tunnel. De stippellijn geeft aan dat onder invloed van bi-directioneel verkeer de vervuilingconcentratie naar het midden van de tunnel piekt.

3.6.2 Werking bij brand

3.6.2.1 Volledige dwarsventilatie

Een systeem van volledige dwarsventilatie is veelal niet in staat de rook van grote branden af te voeren omdat de ruimte voor rookafvoerkanalen daarvoor te beperkt is. Een ander belangrijk nadeel van dwarsventilatie is de onbeheersbaarheid van rook- en gasstromen in de lengterichting van de tunnel tijdens brand. Windinvloeden, drukverschillen en helling van de tunnel kunnen een onverwachte stroming in langsrichting veroorzaken. Om de afvoerrichting van rook bij brand enigszins beheersbaar te maken moet een dwarsventilatiesysteem worden aangevuld met een (beperkt) langsventilatiesysteem, dat in staat is om tijdens brand de langstroming in beide richtingen te beheersen.

3.6.2.2 Semi-dwarsventilatie

Bij brand wordt de toevoer omgeschakeld op afvoer. Een systeem van semi-dwarsventilatie is echter veelal niet in staat de rook van grote branden af te voeren omdat de ruimte voor rookafvoerkanalen daarvoor te beperkt is. Net als bij volledige dwarsventilatie is de onbeheersbaarheid van rook- en gasstromen in de lengterichting van de tunnel tijdens brand een belangrijk nadeel van semi-dwarsventilatie. Om de afvoerrichting van rook bij brand enigszins beheersbaar te maken moet een dwarsventilatiesysteem worden aangevuld met een (beperkt) langsventilatiesysteem dat in staat is om tijdens brand de langsstroming te beheersen.

3.7 VERGELIJKENDE TABEL – KEUZE VAN EEN VENTILATIESYSTEEM

Onderstaande vergelijking is gebaseerd op een aantal parameters zoals de effectiviteit van de gebruikte techniek voor wat betreft de interne en externe luchtvervuiling, investering, onderhoud, risico in geval van brand en geluid.

De verschillende ventilatiesystemen zijn toepasbaar om de interne luchtvervuiling in tunnels te beheersen. Natuurlijke ventilatie is aanvaardbaar bij normale condities en niet te lange tunnels (tot 500 m). Waar er openingen in het dak zijn, zal de vervuiling in de tunnel zelf beter zijn dan in een tunnel die volledig gesloten is.

Bij langsventilatie en (semi-)dwarsventilatie wordt de lichtsnelheid mechanisch geregeld en kan er ingespeeld worden op de graad van vervuiling. Dit gaat altijd aanleiding geven tot betere luchtkwaliteit in de tunnel dan een natuurlijke ventilatie. De luchtvervuiling aan het uitgangsportaal wordt negatiever gekwalificeerd indien er tussen ingangs- en uitgangsportaal geen openingen aanwezig zijn om vervuilende lucht al af te voeren vooraleer deze het uitgangsportaal bereikt.

De investering- en onderhoudskost voor mechanische installaties (langsventilatie en (semi-)dwarsventilatie) is groter dan die voor natuurlijke ventilatie. Er moeten immers toestellen, machines geplaatst worden die allemaal extra zijn ten opzichte van een natuurlijke ventilatie installatie.

Brand- en rookbeheersing gebeurt door mechanische installaties die ook voor de ventilatie gebruikt worden. In natuurlijke ventilatie installaties zijn er geen mechanische installaties dus daardoor is brand- en rookbeheersing niet mogelijk. (Semi-) dwarsventilatie wordt negatief beoordeeld als er geen langsventilatiesysteem aanwezig is om een snelheid in de lengterichting van de tunnel te creëren.

Een mechanische installatie veroorzaakt bijkomend geluid in een tunnel.

3.7.1 Emissieconcentratie – binnen de tunnel

Volgend principe kan gevolgd worden om snel een idee te krijgen omtrent het toe te passen ventilatieprincipe. Dit is een vereenvoudigde methode. Er dient ook rekening gehouden te worden met budgetten, omgevingsfactoren, ...

Er wordt eerst gekeken naar verkeersintensiteit en tunnellenlengte. Indien de combinatie van deze parameters niet tot te hoge concentraties leidt (zie tabellen), dan kan aan natuurlijke ventilatie gedacht worden.

Indien de concentraties toch te hoog zijn, moet er mechanisch geventileerd worden. Het berekenen van de concentraties kan gebeuren met de 1-D berekeningstool die verder wordt toegelicht.

Bij mechanische ventilatie is de langssnelheid van de luchtstroom bepalend om langsventilatie of dwarsventilatie toe te passen. Als de concentratie van vervuilende stoffen kan beheerst worden met een langssnelheid kleiner dan 10 m/s is langsventilatie toepasbaar. Indien de snelheid groter wordt, kan dit gevaarlijk worden voor bvb. motorrijders. Indien een grotere langssnelheid dan 10 m/s wordt berekend, moet dwars- of semi-dwarsventilatie toegepast worden. Het berekenen van de langssnelheid kan gebeuren met de 1-D berekeningstool die verder wordt toegelicht.

3.7.2 Emissieconcentratie – buiten de tunnel

Als door parameters zoals verkeersintensiteit, tunnelconstructie, zonder extra maatregelen aan het uitgangsportaal van de tunnel te hoge concentraties berekend worden door de 1-D berekeningstool kunnen maatregelen uit het volgende pakket genomen worden:

1. Beïnvloeding verkeer: toelatingsbeleid, snelheidsreductie, toewijzing alternatieve routes, etc. (beheersing alle soorten emissies)
2. Stimuleren verdunning door extra ventilatiecapaciteit en/of “schoorstenen” (beheersing alle soorten emissies)
3. Periodiek reinigen van de tunnel (beheersing fijn stof)
4. Filterinstallaties (beheersing fijn stof, mogelijk NO₂)

3.7.3 Brandveiligheid – binnen de tunnel

Als tunnellenlengte:

- kleiner dan 250m: in principe natuurlijke ventilatie.
- 250 – 500m: toepassing mechanische ventilatie indien risicoanalyse daartoe aanleiding geeft, anders natuurlijke ventilatie.
- groter dan 500m: altijd mechanische ventilatie.

Indien gekozen voor mechanische ventilatie:

1. Bij 1-richtingsverkeer: langsventilatie
2. Bij regulier 2-richtingsverkeer: dwarsventilatie ; langsstroming beheersen door aanvullende langsventilatie of schakeling in secties van de dwarsventilatie
3. Bij incidenteel 2-richtingsverkeer:
 - Indien volgens risicoanalyse acceptabel: langsventilatie
 - Anders: dwarsventilatie

De dimensionering volgt uit brandgrootte, verkeer, windklimaat en tunnelconstructie.

3.8 KOSTENRAMINGEN VENTILATIETECHNIEKEN

Een kostenraming is in principe enkel mogelijk voor een concreet project. Kosten hangen immers van vele factoren af: tunnellenlengte, aantal rijstroken, verwachte verkeersintensiteit, uni- of bi-directioneel verkeer, materiaal van de ventilatoren, vermogen van de beschouwde brandhaard, ...

Onderstaand zijn een aantal voorbeelden aangehaald van effectieve uitvoeringen in Nederland, allemaal voor longitudinale ventilatie.

Tabel 3-7: Voorbeelden van uitvoeringen in Nederland voor langsventilatie. AISI316L is een type roestvrij staal met lager aandeel koolstof en zeer corrosiebestendig.

Tunnellenlengte	Aantal ventilatoren	Materiaal ventilatoren	Aantal buizen / rijstroken per buis	Prijs in € (excl. BTW)
1,3 km	32	Verzinkt staal + coating	2/3	900.000,00
2,2 km	35	Verzinkt staal + coating	2/2	920.000,00
2,2 km	28	AISI316L	2 / 2	1.200.000,00
2 km	31	AISI316L	2 / 2	1.000.000,00
1 km	19	AISI316L	2/3	900.000,00
1,2 km	24	AISI316L	2/2	1.000.000,00

In bovenstaande tunnels zit inbegrepen in de prijs: levering en montage ventilatoren, ankers of instortframes, FAT (*factory acceptance test*) test bij fabrieksafname, SAT (*site acceptance test*) test bij ingebruiksstelling, verzorgen engineering en assistentie bij in bedrijf stellen.

Alle bovenstaande systemen zijn gebaseerd op brand in de tunnel waarbij het brandvermogen maximaal 200 MW kan zijn. Dit is voor deze relatief korte tunnels meestal maatgevend boven de concentratieberekeningen binnen in de tunnels.

Dit is slechts een deel van de kost voor de volledige technische installaties van een tunnelproject. Er dient ook rekening gehouden te worden met een controle centrum (SCADA- *supervisory control and data acquisition* - systeem met servers, software, camera's, ...), technische uitrusting in tunnelbuisverbindingen, uitrustingen voor brandblusinstallatie, verlichting, elektrische installaties, bekabeling, communicatietools. Op basis van het literatuuronderzoek kunnen we stellen dat 20% van de kost van de technische installatie toegewezen wordt aan de ventilatie installatie.

3.9 REINIGING VAN DE TUNNELLUCHT

3.9.1 Algemeen

De reiniging door filtering richt zich op de eerder genoemde vervuilende stoffen:

- Vaste deeltjes kleiner dan 10 μm , ook wel PM₁₀ fijn stof genoemd;
- Schadelijke gassen, waarvan NO₂ de belangrijkste component is

Filteren van vaste deeltjes in een tunnelomgeving wordt gedaan door het elektrostatisch neerslaan (elektrostatische precipitatie of ESP) van de vaste deeltjes. De deeltjes worden elektrisch geladen en kunnen opgevangen worden door collectoren die tegengesteld geladen zijn.

Voor het filteren van schadelijke gassen worden volgende technieken beschreven in literatuur:

- denitrificatie

Denitrificatie bestaat uit de reductie van NO_2 tot N_2 (gasvormige stikstof), NO en CO_2 . Dit proces wordt begünstigd door geschikte katalytische materialen, zoals platina, en is typisch afhankelijk van hoge temperatuur, vanwege de activeringsenergie van de chemische reactie. Deze technologie is goed ontwikkeld, maar het gebruik ervan in tunnels is zeer beperkt. Opgemerkt moet worden dat technologieën, die zijn gebaseerd op de behandeling van NO_2 maar niet op NO emissies, van beperkt nut zijn omdat slechts ongeveer 10% van de NO_x in de uitlaat van de tunnel in de vorm van NO_2 verschijnt. Indien niet behandeld zou NO kunnen reageren met ozon buiten de tunnel om NO_2 te genereren.

- denitrificatie via absorptie

Op absorptie gebaseerde denitrificatie is gebaseerd op het fenomeen van sorptie, d.w.z. op de activiteit van gasmoleculen (in dit geval NO_2) wanneer geplaatst in contact met een vast materiaal en welke hecht aan het oppervlak. Tijdens absorptie ondergaan NO_2 -moleculen chemische veranderingen in tegenstelling tot adsorptie waar de moleculen niet worden afgebroken maar gefixeerd worden op adsorberende middelen.

Effectieve prestaties van gasbehandelingsystemen vereisen dat de lucht al behandeld werd om deeltjes te verwijderen, bijvoorbeeld door het elektrostatisch neerslaan van vaste deeltjes.

- (bio-) filtratie

In het proces van biofiltratie wordt de te behandelen afvoerlucht door een matrix getransporteerd, waarop een kolonie van geschikt gekozen micro-organismen zijn gekweekt. Dit is praktisch een biologische oxidatie, waar de micro-organismen op de matrix de verontreinigende stoffen kunnen ontleden en ze gebruiken ze als voeding. Verschillende alternatieven zijn mogelijk voor de matrix: turf, aarde, houtsplinters, plastic materialen etc.

- fotokatalyse

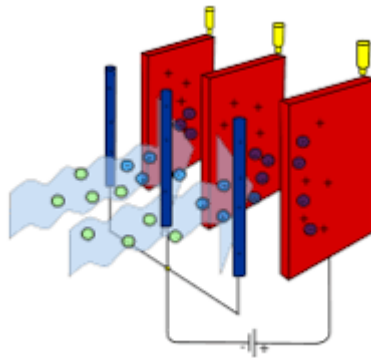
Een nieuw en potentieel zeer nuttig principe is gebaseerd op het gebruik van fotokatalytische verven voor de tunnelwanden of fotokatalytisch beton voor de bestrating. De werkzame stof in dit middel is TiO_2 of ZnO , die, in aanwezigheid van ultraviolette straling, de reactie van NO_x , SO_x , CO , C_6H_6 etc. in onschadelijke componenten bevordert.

Een vermindering van de concentratie van zwevende deeltjes en betere optische kenmerken van de tunnelwanden wordt ook geclaimd. Deze technologie vereist geen specifieke apparatuur, maar het vereist de installatie van ultraviolette lampen. Dit principe is interessant vanwege zijn eenvoud en geclaimde effectiviteit. Aanvullend onderzoek wijst echter uit dat de effectiviteit en duurzaamheid in laboratoriumcondities weliswaar veelbelovend zijn maar dat testen in tunnels eerder tegenvallen. Dit komt onder andere door de snelle vervuiling van de behandelde oppervlakken waardoor de efficiëntie in de tijd snel afneemt.

3.9.2 Elektrostatische precipitatie (ESP)

Alle deeltjesfiltratiesystemen in tunnels zijn gebaseerd op het principe van "elektrostatische precipitatie". Deeltjes in suspensie in de te behandelen luchtstroom worden eerst geïoniseerd, d.w.z. ze krijgen een elektrische lading. Technisch gezien kan de lading negatief of positief worden gekozen. De geladen deeltjes worden dan verzameld met behulp van elektroden die een

tegengestelde lading hebben ten opzichte van de geïoniseerde deeltjes. Deze elektroden collecteren de vaste deeltjes.

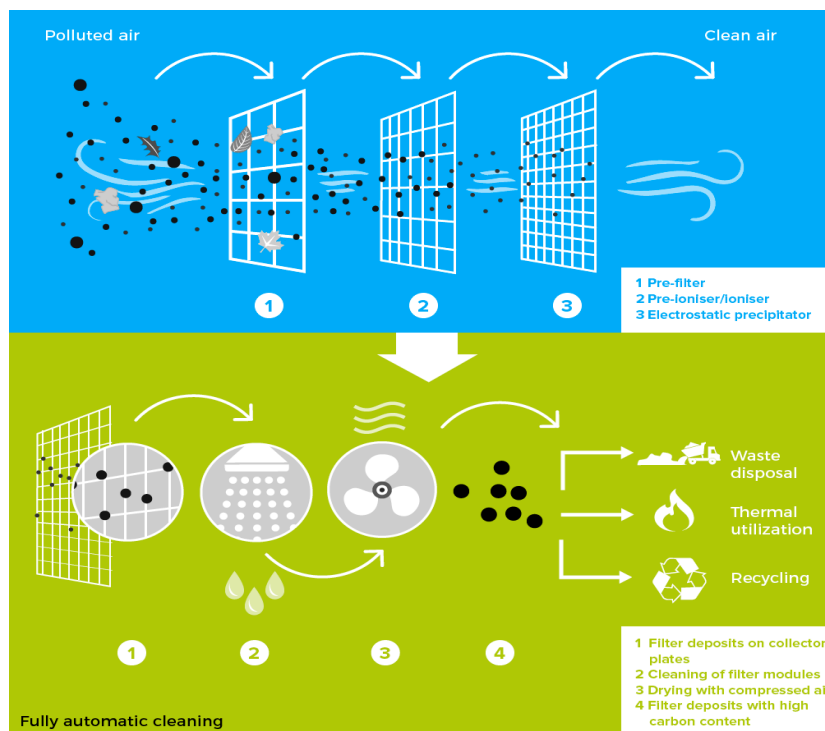


Figuur 3-19: Principe ionisatie en collecteren van deeltjes.

In het ideale geval zijn de filters zo klein mogelijk om de footprint van de installatie te beperken. Daardoor zal de luchtsnelheid door de filters wel toenemen hetgeen dan weer een negatief effect heeft op de efficiëntie van de filters. Leveranciers van dit type filters bevestigen dat door het optrekken van de luchtsnelheid van 9 m/s naar 13 m/s een volumewinst van 30% wordt bekomen en aldus ook een plaatsbesparing.

Er dient ook opgemerkt dat door de ionisatie ozon wordt gevormd dat op zijn beurt gaat reageren met NO om NO₂ te vormen.

ESP filters zijn als volgt opgebouwd:



Figuur 3-20: Opbouw van een ESP filter installatie.

Pre-filter om grof vuil op te vangen zoals plastic zakken. Deze filter is een soort van raster.

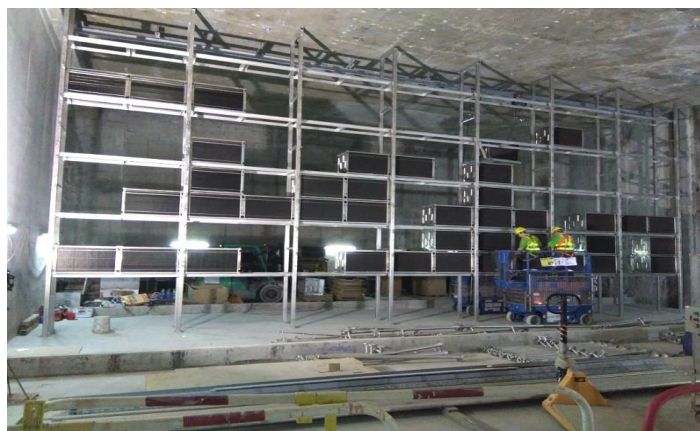


Figuur 3-21: Pre-filter.

Vervolgens wordt de module die instaat voor de ionisatie en collectoren geplaatst waarop de vaste deeltjes kunnen neerslaan. Dit zijn modules die op en naast elkaar kunnen geplaatst worden om een groter geheel te vormen. Ze worden ingebouwd in grote frames.

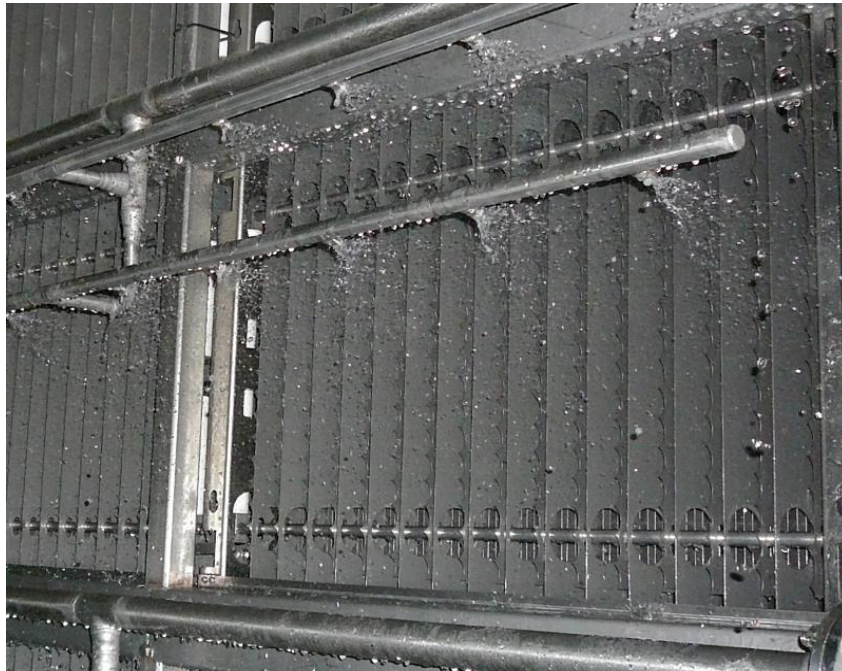


Figuur 3-22: ESP – modulaire eenheid.



Figuur 3-23: Frame waarin verschillende ESP's kunnen ingebouwd worden

Om de efficiëntie te waarborgen dienen de filters dagelijks gereinigd te worden. Dit gebeurt met water dat onder hoge druk de collectoren afspoelt.



Figuur 3-24: Wasinstallatie van een ESP.

Na het afspoelen dienen de collectoren terug gedroogd te worden, daarvoor wordt perslucht gebruikt en is dus een persluchtcompressor nodig. Het afvalwater kan opgevangen worden en gefilterd worden voor hergebruik. Hiervoor dient dan een zuiveringsinstallatie te worden geplaatst. Al deze hulpinstallaties (wassen, drogen, zuiveren) vereisen de nodige plaats in een technisch lokaal. De ESP filters houden niet alle vaste deeltjes tegen. De efficiëntie hangt af van lichtsnelheid, samenstelling van de vaste deeltjes, grootte en hun concentratie. De efficiëntie ligt rond de 80 à 90 %. Volgende bedenkingen moeten gemaakt worden:

- Buiten de tunnel is de achtergrondconcentratie van fijn stof in het algemeen veel hoger dan er lokaal door het verkeer aan wordt toegevoegd. Het effect van filtering van tunnellucht op de concentraties buiten de tunnel is daardoor klein.
- Filters vangen slechts een beperkt deel van het stof op. De allerkleinste stofdeeltjes ($PM_{2.5}$), die de sterkste schadelijke invloed hebben, worden niet of nauwelijks gefilterd, zoals uit onderstaand overzicht blijkt.
- Bij filters in de tunnel of in een bypass systeem wordt slechts een deel van de tunnellucht gereinigd. Daardoor zit er in de lucht, die de tunnel verlaat, nog steeds veel stof en is het eindresultaat zeer matig.
- De toepassing van stoffilters is kostbaar en vereist veel onderhoud. Ook de energiekosten zijn hoog.

Sommige deeltjesfilters zijn ontworpen om bij temperaturen van $400^{\circ} C$ te werken. In geval van brand kunnen rookgassen door de fijnstoffilter worden geleid.

Size	Content (by weight)	Efficiency ECCO®
< 2.5 µm	30%	54 - 91%
2.5 - 10 µm	60%	94 - 99%
> 10 µm	10%	> 99%

Table 3: Electrostatic filter performance according to particulate size
(Source: <http://www.aigner.at>)

Figuur 3-25: Overzicht efficiëntie van ESP filters naar deeltjesgrootte op basis van testen in een Oostenrijkse tunnel
(Bron: <http://www.aigner.at>).

3.9.3 Denitrificatie door absorptie van NO₂

Zoals reeds geschreven is op absorptie gebaseerde denitrificatie gebaseerd op het fenomeen van sorptie, d.w.z. op de activiteit van gasmoleculen (in dit geval NO₂) wanneer geplaatst in contact met een vast materiaal en welke hecht aan het oppervlak. Tijdens absorptie ondergaan NO₂-moleculen chemische veranderingen in tegenstelling tot adsorptie waar de moleculen niet worden afgebroken maar gefixeerd worden op adsorberende middelen.

Effectieve prestaties van gasbehandelingssystemen vereisen dat de lucht al behandeld werd om deeltjes te verwijderen, bijvoorbeeld door het elektrostatisch neerslaan van vaste deeltjes.

Om schadelijke gassen, bvb. stikstofdioxide (NO₂) uit de afvoerlucht te verwijderen, kan een filter voor actieve kool stroomafwaarts van de deeltjesfilter worden aangebracht. Dit houdt tot 90% van de schadelijke gascomponent tegen.

Actieve kool heeft een zeer hoge scheidingscapaciteit voor stikstofdioxide.

De speciaal behandelde actieve kool absorbeert stikstofdioxide uit de luchtstroom. Tegelijkertijd wordt een deel van de stikstofdioxide omgezet in onschadelijke stikstof en zuurstof door katalytische dissociatie in de filter. De koolstof filter bestaat uit cilindrische korrels, zogenaamde pellets, met een diameter van 4 mm.



Figuur 3-26: Actieve koolpellets.

Dankzij de poreuze structuur heeft actieve kool een enorm specifiek oppervlak, waarbij het actieve gebied van één gram koolstof ongeveer 1.000 m² is.

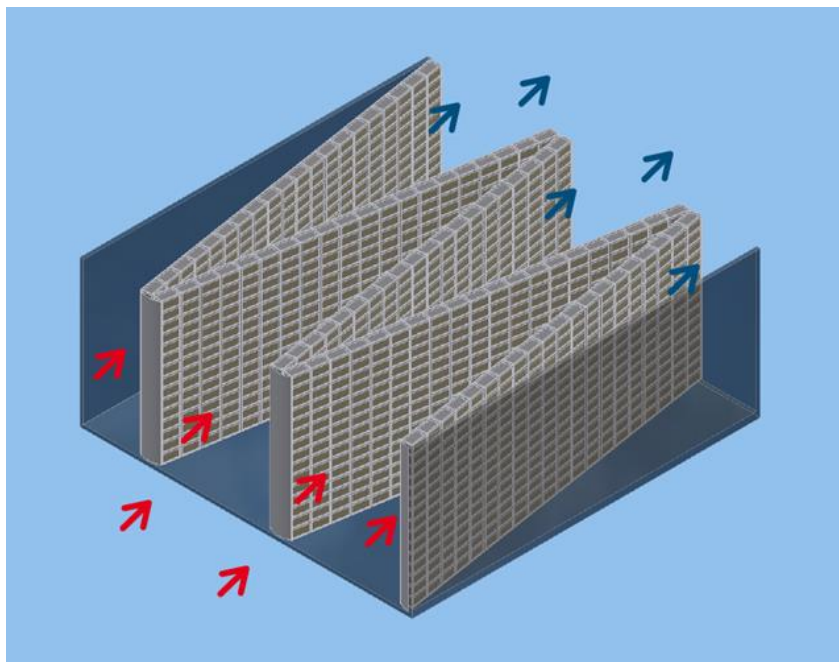
Het gasfilter is modulair zoals de ESP filter. De koolstofpellets worden geplaatst in rechthoekige metalen dozen met twee tegenovergestelde luchtdoorlatende geperforeerde platen. De gevulde

dozen worden naast elkaar op een verticaal frame gemonteerd en vormen zo een gesloten filterwand.



Figuur 3-27: Filterwand met modulaire actief koolfilters.

De afvoerlucht stroomt door de filterwand. Om een optimale luchtstroom te bereiken, zijn de filterwanden in het luchtkanaal opgesteld in een "W" -vorm.



Figuur 3-28: opstelling van filters in W-vorm.

Als de scheidingscapaciteit van actieve kool na enkele jaren is uitgeput, worden de dozen vervangen door nieuw gevulde dozen.

Volgende bedenkingen moeten gemaakt worden:

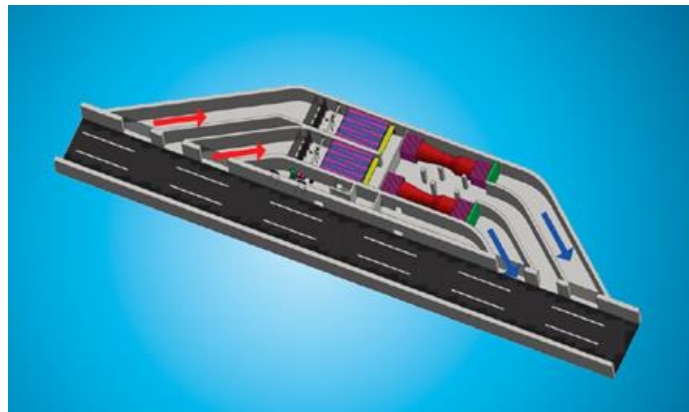
- De meeste NO_2 wordt niet in maar buiten de tunnel gevormd door oxidatie.
- Een filter voor NO_2 dient altijd voorafgegaan te worden door een filter voor vaste deeltjes.

- De filterinstallatie reinigingsapparatuur is buitengewoon kostbaar in aanleg, energiegebruik, onderhoud en beheer.
- Vanwege wijzigingen in de emissie van voertuigen, het voertuigaanbod en de verkeerssamenstelling is het niet zeker of de kostbare apparatuur zinvol is. Tussen ontwerp en daadwerkelijke inbedrijfstelling ligt vaak een periode van 10 – 15 jaar waarin veel kan veranderen. (Onder andere in Noorwegen zijn een aantal reinigingsinstallaties om deze reden nooit in bedrijf gesteld.)
- Vanwege de grote hoeveelheid lucht en de vereiste lage stroomsnelheid langs de katalysatoren is een NO₂-filterinstallatie noodzakelijk die zeer veel ruimte inneemt. De apparatuur is zo groot dat aan het einde van de tunnel een apart ventilatiegebouw moet worden geplaatst, of dat naast de verkeersbuis een vrijwel even grote ventilatiebuis over een lengte van circa 100 m nodig is. De daarvoor benodigde ruimte is niet altijd beschikbaar.

3.9.4 Installatiemogelijkheden van de filtersystemen

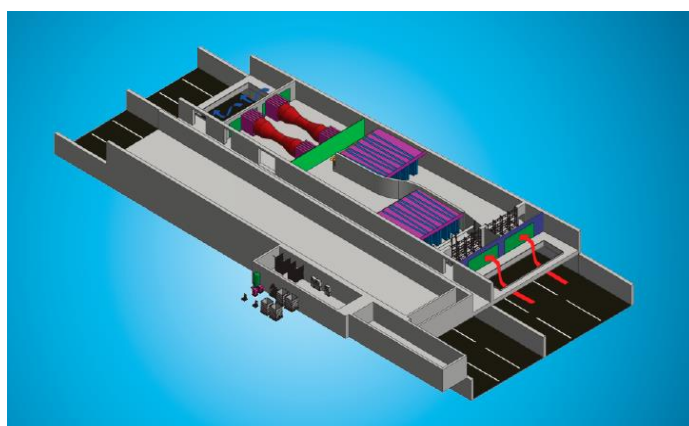
De filters kunnen op de volgende manieren in de tunnel geplaatst worden, of het nu enkel ESP filters betreft of gecombineerde filtersystemen van ESP en NO₂:

- In by-pass



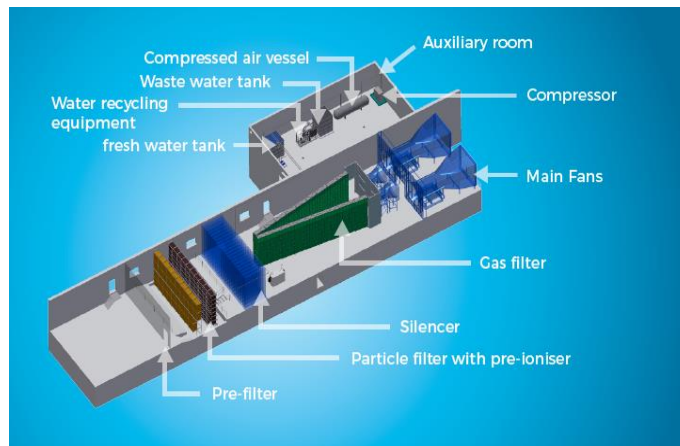
Figuur 3-29: Opstelling in by-pass.

- In het plafond



Figuur 3-30: Opstelling in het plafond

- In een apart filtergebouw



Figuur 3-31: Opstelling in een filtergebouw.

Steeds dienen er ook ventilatoren geplaatst te worden om ervoor te zorgen dat de drukval over de filters kan overwonnen worden.

Wanneer de filters in by-pass geplaatst worden, nemen zij een deel van de lucht uit de tunnel, wordt deze gefilterd en wordt de gezuiverde lucht terug in de tunnel geblazen. De afmetingen van zo'n bypass variëren in functie van de luchtvolumes. Voor een luchtvolume van 200 tot 205 m³/s is een bypass lengte nodig van ongeveer 150 m met een doorsnede van 50 m².

De keuze tussen bypass of plaatsing in het plafond is een civiel-technische keuze. Het hangt af van de civiele werken die mogelijk zijn.

Wanneer de filters geplaatst worden in een apart gebouw kan er gekozen worden om de lucht terug in te blazen in de tunnel of kan er ook gekozen worden om alle lucht naar buiten te blazen.

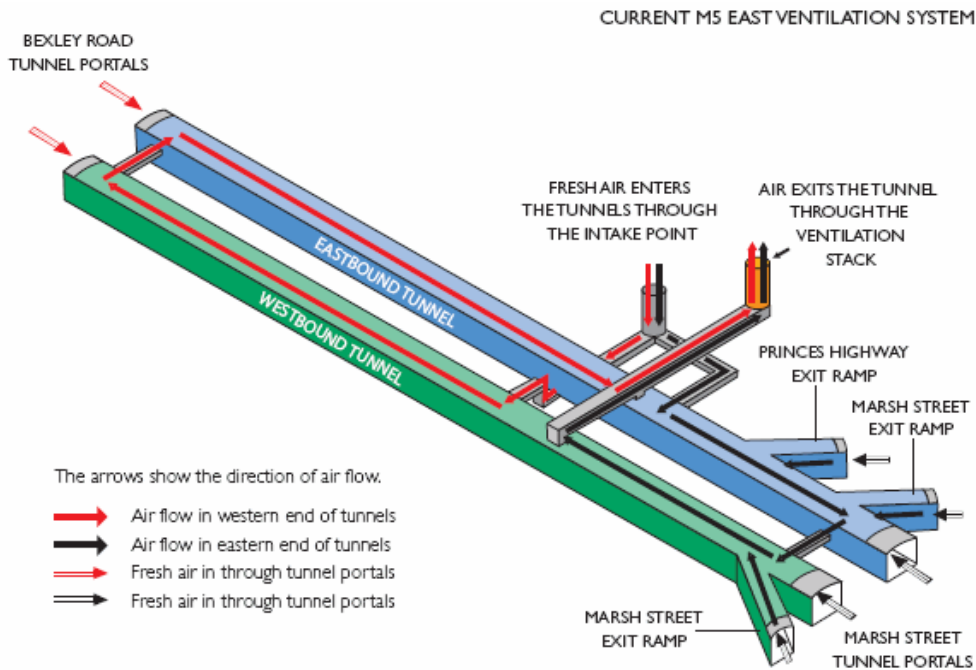
Literatuur maakt melding van 30 ESP filters in Japan, 5 in Korea, 1 in Vietnam en 6 in Noorwegen, allen in by-pass. Een apart ESP filtratie gebouw komt voor in 10 tunnels in Japan, 2 in Noorwegen, 1 in Spanje en 1 in Italië.

3.9.5 Kostenramingen filtersystemen

Onderstaande kostenraming is gebaseerd op een onafhankelijke studie van een filterinstallatie in werking in de M5 East tunnel in Sydney, Australië. Deze studie had als doel de filterinstallatie gedurende 1 jaar op te volgen naar efficiëntie en kosten (AMOG (Roads and Maritime Services NSW), 2012).

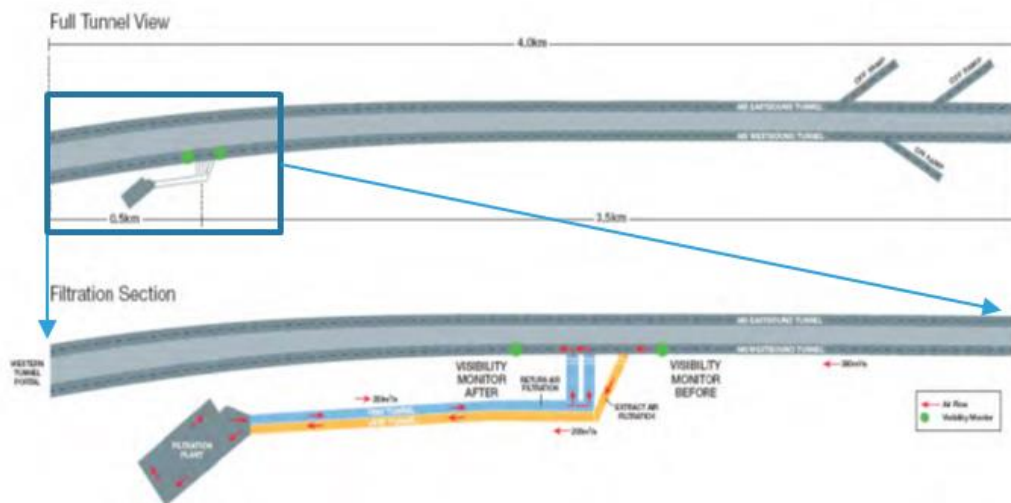
Gegevens van de tunnel:

- Geopend in 2001
- Lengte 4 km
- Uni-directioneel, 2 baanvakken per richting
- +/- 91.400 auto's per dag uni-directioneel
- Totaal luchtvolume:
 - Er zijn 132 jet fans geplaatst en 18 axiale fans (in 2006 zijn er 12 jet fans bij geplaatst).
 - Het systeem is een gesloten systeem, gebaseerd op langsventilatie waarbij er geen lucht uittrede is aan de uitgangsportalen.
 - Verse lucht komt binnen langs de portalen en langs 1 aparte verse luchtname punt.
 - De vervuilde lucht wordt centraal via een 35 meter hoge schouw afgezogen



Figuur 3-32: M5 East tunnel

- Luchtvolume door ESP (design): 200 m³/s
- Luchtvolume door NO₂ filter (design): 50 m³/s



Figuur 3-33: Positie van de filterinstallatie in de M5 East tunnel

De filterinstallatie is geplaatst op 1 tunnelbuis, deze van de 'westbound' tunnel. De filterinstallatie neemt lucht uit de tunnel, filtert deze en blaast de gefilterde lucht terug in de tunnel.

Evaluatie van de NO₂ filter

De filter verwijderde 55% van de NO₂ hetgeen veel lager was dan vooropgesteld. De reden werd onderzocht en er werd geconcludeerd dat het filtermedium in staat was om praktisch alle NO₂ te verwijderen indien het filter medium in een beter ontworpen omhulsel was geplaatst.

Er werd ook geconstateerd dat NO₂ niet verbonden werd met de actieve kool maar dat NO₂ in de onschadelijke component NO werd omgezet. Dat wil zeggen dat het filtermedium niet opgebruikt wordt en dat de filters een lange levensduur hebben.

Het luchtvolume door de NO₂ filter bedroeg 44 m³/s (ipv 50 m³/s), hetgeen slechts 14% van de totale luchthoeveelheid door de tunnel bedraagt, de impact op NO₂ niveaus in de tunnel was dus beperkt. Het vergroten van de filterinstallatie om alle lucht te filteren zou resulteren in een grotere installatie qua footprint. Anderzijds dient opgemerkt dat laboratoriumtesten uitgewezen hebben dat de actieve kool in veel kleinere hoeveelheden gebruikt kan worden dan het huidige ontwerp. Er dient hieromtrent nog bijkomend onderzoek te gebeuren.

Als een algemene conclusie kan men stellen dat actieve koolfilters slechts in beperkte mate de NO₂ concentratie zullen reduceren uit de totale NO_x uitstoot.

Tabel 3-8: Overzicht prestaties filtersystemen in M5 East tunnel Sydney, Australië.

	NO ₂	PM ₁₀	eenheid
concentratie NO ₂ in tunnel lucht	832,8	350	µg/m ³
efficiëntie	55%	65%	
verwijderde concentratie	458,04	227,50	µg/m ³
luchthoeveelheid door filter	44,1	184,4	m ³ /s
verwijderde hoeveelheid	0,0202	0,0420	g/s
verwijderde hoeveelheid per uur	72,7	151,0	g

Evaluatie van de ESP filter

De filter kon ongeveer 65% van de PM (dus PM₁₀ en PM_{2,5}) opvangen. Dit is veel kleiner dan de vooropgestelde 80% efficiëntie.

Het luchtvolume door de filter is gemiddeld 184 m³/s (ipv 200 m³/s) en dit is 58% van de luchthoeveelheid door de 'westbound' tunnel.

Hetgeen geconstateerd werd, is dat kleine deeltjes samengevoegd werden om grotere deeltjes te vormen (tot 20 µm). De hypothese is dat deze grotere deeltjes gevormd werden op de collectorplaten van de ESP en dan onder invloed van de luchtsnelheid loskwamen van de platen. Een ander idee is dat ze in de luchtstroom gevormd werden en niet door de collectorplaten werden opgevangen. Dit kan erop wijzen dat de snelheid door de filter op zijn limiet was. De snelheid door de filter was +/- 3,7 m/s.

De ESP zou beter kunnen functioneren door de luchtsnelheid drastisch te reduceren of door de filterlengte te vergroten. Beide opties impliceren een aanzienlijke investeringskost.

Evaluatie van de filterinstallatie in zijn geheel

De bedoeling was om de filter vanaf 12u 's middags tot 18u 's avonds op weekdays te laten werken omwille van de hogere vervuiling in die tijdspanne. Het systeem had een beschikbaarheid van 84% ten opzichte van de 99.5% die vooropgesteld was.

De investeringskost bedroeg 40.038.000 € voor civiele werken en filterinstallatie in totaal. De filterinstallatie zelf kostte 10.676.800 € (filters, elektrische en mechanische installatie).

Operationele kosten bedragen ongeveer 557.195 € per jaar.

Er werd bepaald dat met de geplaatste installatie er 100 kg NO₂ en 200 kg PM₁₀ per jaar gefilterd kan worden.

Tabel 3-9: Totale kosten filtersystemen in M5 East tunnel Sydney, Australië.

Bedrag - €	
filter plant	40.038.000,00
operationele kost per jaar	557.195,50
filter systeem	10.676.800,00

Tabel 3-10: Kost per ton NO₂ en PM₁₀ filtersystemen in M5 East tunnel Sydney, Australië.

	NO ₂ kost per ton in €	PM ₁₀ kost per ton in €
incl. filter plant kost, operationele kost, over 20 jaar afgeschreven	2.678.608,93	11.606.348,90
incl. filter systeem, operationele kost, over 20 jaar afgeschreven	1.141.750,30	4.948.029,50
Incl. operationele kost	583.220,20	2.527.065,10

Ter vergelijking: kost voor nabehandelingsystemen te plaatsten op auto's werd ingeschat op 100.000,00 tot 200.000,00 € per ton. De kosten voor filterinstallaties voor NO₂ en PM₁₀ staan daarmee helemaal niet in verhouding.

Omdat we weten hoeveel kg per jaar NO₂ en PM₁₀ wordt gefilterd, kunnen we een kost per jaar bepalen.

Tabel 3-11: Kost per jaar NO₂ en PM₁₀ filtersystemen in M5 East tunnel Sydney, Australië.

	NO ₂ kost per jaar – in €	PM ₁₀ kost per jaar – in €
incl. filter plant kost, operationele kost, over 20 jaar afgeschreven	255.245,26	2.296.911,83
incl. filter systeem, operationele kost, over 20 jaar afgeschreven	108.797,65	979.221,60
Incl. operationele kost	55.575,19	500.109,53

De totale kost (investering en onderhoud) over 20 jaar bedraagt dan: 51.043.141,90 € en 2.552.157,1 €/jaar.

Het aandeel NO₂ bedraagt daarin 10% en PM₁₀ 90%. We zouden in theorie kunnen terugrekenen naar een kost per m³/s per vervuilende stof (NO₂ of PM₁₀) om een kostenraming te maken voor nieuwe installaties.

Tabel 3-12: Kost per m³/s NO₂ en PM₁₀ filtersystemen in M5 East tunnel Sydney, Australië.

Kost per m ³ /s - €	
NO ₂	102.098,11
PM ₁₀	229.691,18

Energiekosten

De energiekosten die in rekening worden genomen zijn de elektrische kosten voor de werking van de ventilatoren.

De ventilatoren in dit project gebruiken 9060 kWh aan energie (210 kWh tijdens vollast, 6u/dag ; 20 kWh in stand by).

Afhankelijk van de energiekost per kWh kan men dan de elektriciteitskost bepalen.

Opmerking: omwille van tegenvallende efficiëntie, beschikbaarheid en kosten werd aangeraden om de filterinstallatie van de M5 East tunnel buiten werking te stellen. De nieuwere tunnel 'New M5' bevat ook geen filterinstallatie meer.

4 1D MODELLERING TUNNELVENTILATIE

4.1 PRINCIPES VOOR 1D VENTILATIE MODELLERING

De luchtstroom in een echte tunnel is een vergankelijke, 3-dimensionale, turbulente luchtstroom aangedreven door ventilatiemachines en de dynamische activiteit van het wagenpark. Voertuigen geven warmte, gasvormige verontreinigende stoffen en deeltjes af aan de luchtstroom.

Een tunnel wordt gekenmerkt doordat zijn dwarsafmetingen veel kleiner zijn dan zijn longitudinale. Bovendien is er een sterke lokale menging veroorzaakt door zowel de turbulente aard van de stroming als de passerende verstoring van de voertuigen. Daarom is het in een eerste benadering mogelijk om alle fysieke hoeveelheden in de luchtstroom als kruiselings uniform te beschouwen en die voornamelijk langs de lengteas van de tunnel te variëren. Dat is de reden waarom 1D-modellen vaak worden gebruikt voor het analyseren van algemene ventilatieprestaties van allerlei bestaande ventilatiesystemen. Met ventilatieprestatie wordt hier de prestatie van de ventilatie installatie in algemene zin bedoeld rekening houdend met het luchtdebiet, de drukval over de ventilatoren en de concentratie van verontreinigende stoffen.

Beschouw een ventilatiesectie van een lange tunnel waar:

- de sectielengte is L ;
- zijn dwarsdoorsnede is A ;
- de tunnel is uitgerust met een verdeling van instroom en uitstroom van lucht langs de tunnel;

onder 1D-veronderstelling (en met verwaarlozing van chemische reacties en longitudinale diffusie) voldoet de concentratie $C(x)$ van de meest kritische verontreinigende stof aan de volgende tijdelijke massabalansvergelijking die wordt beschreven op basis van een eenheid volume tunnellucht:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial VC}{\partial x} = e_c + q_i C_i - q_0 C - kC$$

Waarin:

- t (s) staat voor de tijd;
- x (m) geeft de longitudinale coördinaat weer;
- e_c ($\mu\text{g s}^{-1} \text{m}^{-3}$) is de voertuig emissie waarde van de meest kritische vervuilende stof;
- q_i (s^{-1}) en q_0 (s^{-1}) zijn de toevoer en afvoer aantallen (beiden zijn gelijk aan 0 bij longitudinale ventilatie systemen);
- C_i ($\mu\text{g m}^{-3}$) is de concentratie van de vervuilende stof in de luchtstroom;
- k (s^{-1}) is de afzettingsgraad van de beschouwde component.

De longitudinale component van de gemiddelde snelheid V (m/s) wordt bepaald door:

$$\frac{dV}{dx} = q_i - q_0$$

Indien q_i en q_0 onafhankelijk van x zijn, wordt de vorige vergelijking:

$$V(t, x) = V(t, 0) + (q_i - q_0)x$$

Voor dwarse en semi-dwarse systemen is $V(t, 0)$ in het algemeen een complexe functie van alle longitudinale krachten, tunnel lay out, meteorologische condities en moet aldus numerisch afgeleid worden. De volgende vergelijking is daarom een goede benadering van vele situaties:

$$V(t, 0) \approx V_{natural}(t) - (q_i - q_0) \frac{L}{2}$$

Waarin:

- $V_{natural}$ is de longitudinale snelheid die geïnduceerd wordt door het pistoneffect van de voertuigen en het drukverschil tussen de portalen.
- Voor een longitudinaal ventilatie systeem is de gemiddelde luchtsnelheid V onafhankelijk van x , en kan berekend worden door de volgende vergelijking op te lossen die bepaald is op basis van een tunnel ventilatie lucht sectie:

$$F_{vehicle} + F_{jet fan} + F_{\Delta p} + F_{wall friction} + F_{entrance loss} = \rho AL \frac{dV}{dt}$$

Waarin:

- $F_{vehicle}$ en $F_{jet fan}$ zijn de stuwkrachten die uitgeoefend worden op de luchtkolom door de voertuigen en jet fans;
- $F_{\Delta p}$ en $F_{wall friction}$ vertegenwoordigen de krachten die uitgeoefend worden op de luchtkolom omwille van drukverschillen tussen beide uiteindes van de tunnelsectie en de wrijving met de wand.
- $F_{entrance loss}$ vertegenwoordigt de extra wrijving in het ingangsgedebied als gevolg van de luchtstroom die zich ontwikkelt

4.1.1 Voertuig piston- of zuigereffect

Een voertuig dat door een tunnel rijdt, is aan een weerstand onderhevig door de aerodynamische reactie van lucht. Omgekeerd oefent elk voertuig op de gehele luchtkolom van de tunnel een drijvende kracht uit, F_{di} , die even groot is, maar in tegengestelde richting met de weerstandskracht. Het is het zogenaamde pistoneffect (zuigereffect), dat wordt beschreven door de volgende vergelijking:

$$F_{vehicle} = \frac{1}{2} \rho \sum_{i=1}^{N_{vehicle}} C_{di} |V_{vehicle,i} - V| (V_{vehicle,i} - V) A_{vehicle,i}$$

Waarin:

- ρ is luchtdichtheid;
- V is gemiddelde longitudinale luchtsnelheid;
- $N_{vehicle}$ is het totaal aantal voertuigen in de tunnelsectie;
- $V_{vehicle,i}$, $A_{vehicle,i}$, en C_{di} staan voor de snelheid, frontale oppervlakte en weerstandcoëfficiënt van voertuig i .

4.1.2 Jet fans

In een korte tunnel of een goed verdeeld ventilatiegedeelte van een lange tunnel is het zuigereffect van de verkeersstroom voldoende om de emissies van voertuigen te verdunnen en kan de luchtkwaliteit tijdens normaal bedrijf worden gehandhaafd. Maar aangezien voertuigen worden vertraagd door ongebruikelijke verkeerssituaties, is hun zuigereffect misschien te zwak om de stroomsnelheid te ondersteunen om aan de ventilatie-eis te voldoen. In deze situaties is een andere bron van impuls nodig en zijn jet fans de meest gebruikelijke toestellen die hiervoor gebruikt worden.

De totale stuwkracht van jet fans kan als volgt worden beschreven:

$$F_{jet\ fan} = \sum_{j=1}^{N_{fan}} F_{fan,j} = \rho A_{fan} \sum_{j=1}^{N_{fan}} (V_{fan,j} - V) |V_{fan,j}| \eta_{fan,j}$$

Waarin:

- N_{fan} is het totaal aantal fans;
- A_{fan} is de oppervlakte doorsnede van de jet fan uitlaat;
- $V_{fan,j}$ is de snelheid aan de uitlaat van de jet fan j ;
- $\eta_{fan,j}$ geeft het rendement weer van de jet fan j ;

Om energie te besparen worden jet fans enkel geactiveerd in functie van de luchtkwaliteit. Jet fans worden toegepast in longitudinale en ook in dwarsventilatiesystemen.

4.1.3 Drukverschil tussen beide uiteindes van de tunnelsectie

De kracht ten gevolge van het drukverschil tussen beide tunneluiteindes kan uitgedrukt worden door de volgende vergelijking:

$$F_{\Delta p} = (p_1 - p_2)A$$

Waarin:

- p_1 en p_2 zijn de statische drukken ter hoogte van beide uiteindes van de tunnelsectie.

Beide drukken zullen variëren in functie van meteorologische toestandsveranderingen als beide uiteindes verbinding maken met de atmosfeer. Als deze tunnel een tussenliggende sectie van het systeem is, hangen p_1 en p_2 af van de druk aan beide uiteindes van aangrenzende ventilatiesecties en de druk die wordt verhoogd door de Saccardo-injectoren ertussen. In dit geval zijn de drukken aan het einde van het ventilatiegedeelte en de snelheid in het ventilatiegedeelte onbekend en moeten deze gelijktijdig worden opgelost uit de geldende vergelijkingen van het gehele ventilatiesysteem.

4.1.4 Wrijving door de wand

Terwijl lucht door de tunnel stroomt, zal de tunnel een wrijvingskracht daarop uitoefenen die kan worden uitgedrukt door de volgende vergelijking:

$$F_{wall\ friction} = -f \frac{\rho}{2} \frac{L}{D_h} V |V| A$$

Waarin:

- D_h is de hydraulische diameter van de tunnel;
- f is de wrijvingsfactor;

De wrijvingsfactor is een functie van de relatieve wandruwheid en het Reynolds getal. In tunnelventilatie is de normale waarde van f 0,020.

4.1.5 Verlies aan de ingang

$F_{entrance\ loss}$ vertegenwoordigt de extra wrijving in het ingangsgebied als gevolg van de luchtstroom die zich ontwikkelt. Als dit uiteindelijk een inlaatportaal van het hele systeem is, kan met deze extra wrijvingskracht rekening worden gehouden door de volgende vergelijking:

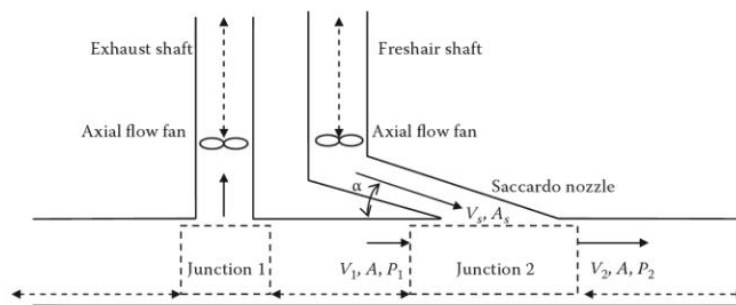
$$F_{entrance\ loss} = -K_{port} \frac{\rho}{2} V|V|A$$

4.1.6 Grote axiale fans en Saccardo-injectoren

Voor een tunnel in een dichtbevolkte stad moet de sterk vervuilde lucht in de tunnel mogelijk uit de tunnel worden gehaald voordat het uitlaatportaal wordt bereikt, zodat de luchtkwaliteit binnen de toelaatbare grenzen kan worden gehouden.

De vervuilde lucht wordt via axiale ventilatoren via kanalen en schouwen in de atmosfeer uitgeblazen. De hoogte van de schouw kan variëren afhankelijk van de aard van de technische installaties en de nood aan ruimte voor het inbouwen van de ventilatoren. In de praktijk betekent dit vaak een schouwhoogte tussen 20 en 40 m.

Voor een lange tunnel met longitudinale ventilatie is de tunnel verdeeld in secties. Aan het einde van elke sectie wordt via een schacht vervuilde lucht afgezogen, terwijl verse lucht aan het begin van de volgende sectie wordt ingebracht via Saccardo-injectoren. Axiale ventilatoren zorgen voor de toevoer- en afvoerluchtstroom.



Figuur 4-1: Saccardo-injectoren en ventilatie secties

De ideale drukverhoging door de Saccardo-injector kan worden ingeschat als:

$$P_2 - P_1 = \rho V_s^2 \left(\frac{A_s}{A} \right) \left[\cos \alpha - \left(\frac{A_s}{A} \right) \left(1 + \frac{2V_1}{V_s} \right) \right]$$

Waarin:

- A_s is de oppervlakte van de Saccardo-injectie dwarsdoorsnede;
- V_1 is de gemiddelde snelheid van de lucht in ventilatie sectie 1;
- V_s is de uitlaatsnelheid van de Saccardo-injectie;
- α is de injectiehoek;
- $P_2 - P_1$ is het drukverschil.

4.2 1-D MODELLING

4.2.1 Doel

Een berekeningstool is uitgewerkt onder de vorm van uitgewerkte voorbeelden in een Excel rekenblad. Het doel van de tool is het bepalen van de concentratie van verontreinigende stoffen en de luchtstroomsnelheid op de grensvlakken tussen de tunnel en de buitenomgeving. De resultaten worden vervolgens gebruikt om milieuanalyses uit te voeren (zoals CFD-simulatie van de verspreiding van verontreinigende stoffen in het milieu) die buiten het bereik van de tool vallen.

De tool is ontworpen om te worden aangepast aan specifieke gevallen: waarden die verwijzen naar de geometrie van de tunnel, verkeersomstandigheden, voertuigkenmerken, enz. kunnen handmatig worden ingevoerd en gewijzigd door de gebruiker. Vervolgens worden de verspreiding van de verontreinigende stof in de tunnel, de luchtstroomsnelheden en concentratie van verontreinigende stoffen bepaald.

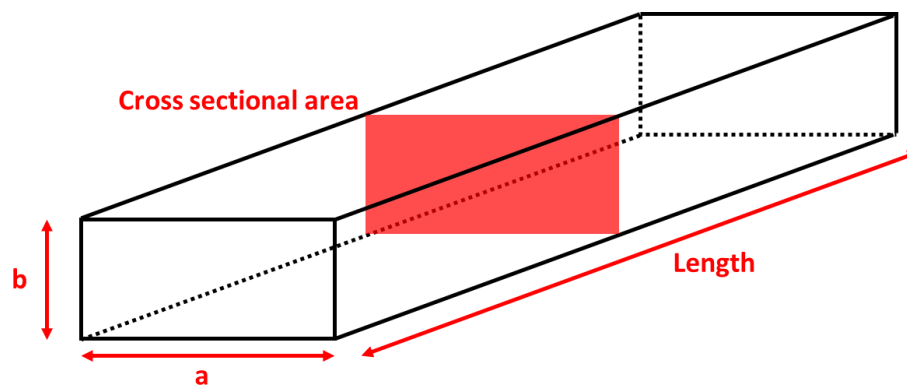
De volgende paragraaf geeft een overzicht van de tool.

4.2.2 1-D model berekeningstool

De principes beschreven in bovenstaande paragrafen zijn geïmplementeerd in een rekenblad (verstreckt als een bijlage bij dit document) in de vorm van uitgewerkte voorbeelden.

Voor deze voorbeelden is rekening gehouden met een tunnelsectie met de volgende kenmerken:

- Lengte: 1.000 m;
- Doorsnede oppervlakte: 56 m²;
- Hydraulische diameter: 7,8 m.



$$\text{Hydraulic diameter} = \frac{4A}{P} = \frac{4A}{2(a+b)}$$

Figuur 4-2: Overzicht parameters tunneldimensies.

De geometrische eigenschappen van de tunnel kunnen worden aangepast. In de 1D-berekeningstool maakt een speciaal blad genaamd "HD" het mogelijk om het dwarsdoorsnedeoppervlak en de hydraulische diameter van twee verschillende tunnelsecties (rechthoekig en halfrond) te berekenen door de geometrische basiskenmerken van de sectie in te voeren.

Twee ventilatiesystemen zijn in overweging genomen:

1. langsventilatie;

2. volledige dwarsventilatie.

Voor longitudinale ventilatie zijn twee subgevallen in overweging genomen:

- Geval 1.A: natuurlijke ventilatie (geen mechanisch ondersteunde luchtstroom) voor normaal en druk verkeer (unidirectioneel);
- Geval 1.B: langsventilatie met jet fans voor normaal en druk verkeer (unidirectioneel).

In deze gevallen stelt de berekeningstool het volgende vast:

- De gemiddelde snelheid van de luchtstroom in de tunnel;
- De concentratie van de verontreinigende stof in de tunnel;
- Het aantal ventilatoren dat nodig is om een vaste concentratiewaarde in de tunnel te handhaven (alleen voor geval 1.B). In dit geval kan de gebruiker de gewenste waarden voor verontreinigende stoffen invoeren en de tool bepaalt het aantal te activeren stuwdrukventilatoren om de opgelegde limiet te handhaven. Merk op dat om realistische waarden te krijgen, een limiet moet worden ingevoerd die gelijk is aan of lager is dan de maximale concentratie van de verontreinigende stof van het equivalente geval zonder mechanische ventilatie.

Op vergelijkbare wijze zijn voor volledige dwarsventilatie twee subgevallen overwogen:

- Geval 2.A: volledige dwarsventilatie voor normaal en druk verkeer (unidirectioneel).
- Geval 2.B: volledige dwarsventilatie voor normaal en druk verkeer (bidirectioneel).

In deze gevallen stelt de berekeningstool het volgende vast:

- De gemiddelde snelheid van de luchtstroom in de tunnel;
- De concentratie van de verontreinigende stof in de tunnel.

Er is een celkleurcode gemaakt om het volgende type gegevens te onderscheiden:

	In te geven of te wijzigen parameters
Value	Berekende waarden
Output	Resultaten

De veronderstellingen gemaakt voor elk van de uitgewerkte gevallen worden gespecificeerd in het rekenwerkblad.

Het model maakt gebruik van emissiefactoren om de emissies en concentraties voor de verschillende pollutanten te bepalen, namelijk PM_{10} , $PM_{2.5}$, BC, NO_2 , NO_x en CO. De gewogen emissiefactoren zijn berekend m.b.v. FASTRACE. Het zijn vlootgemiddelde emissiefactoren per voertuigtype (LV/ZV), snelheidsprofiel en wegtype. Er wordt voor de verkeersintensiteiten gewerkt met een verdeling tussen licht verkeer (personenwagens, motoren en bestelwagens) en zwaar verkeer (vrachtwagens en autobussen). De gebruikte vloot is die voor het jaar 2018, zoals ook gehanteerd voor de emissierapportering 2020. De basisemissiefactoren zijn afkomstig van COPERT 5.3.

Verkeersintensiteiten worden opgegeven als aantal voertuigen per uur. Indien slechts piekurenintensiteiten beschikbaar dienen deze aantallen via tijdsfactoren te worden omgezet tot gemiddelde uurlijkse intensiteiten.

5 LITERATUUROVERZICHT LUCHTKWALITEIT NABIJ TUNNELMONDEN

Als onderdeel van deze studie heeft het projectteam een overzicht gemaakt hoe luchtkwaliteit rondom tunnelmonden en sleuven elders wordt geëvalueerd en welke methodieken er hiertoe worden toegepast. Hier worden zowel voorbeelden uit het buitenland, binnenland als uit de wetenschappelijke literatuur besproken.

5.1 OVERZICHT REKENMETHODIEKEN IN HET BUITENLAND

5.1.1 Oostenrijk

Contacten in Oostenrijk:

- Dietmar Öttl, Air Quality Department of Styria, TU Graz, Oostenrijk
- Peter Sturm, TU Graz, Oostenrijk

→ Richtlijnen luchtkwaliteitsmodellering bij tunnelmonden, sleuven en schermen

In Oostenrijk is volgende richtlijn van toepassing “RVS Arbeitspapier Nr. 17 Ausbreitung von Luftschadstoffen an Verkehrswegen und Tunnelportalen – Anforderungen und Ausbreitungsmodelle”. Deze richtlijn bepaalt dat modellen die gebruikt worden om luchtkwaliteit te evalueren, gevalideerd dienen te zijn voor de toepassing waarvoor ze worden ingezet. Er zijn datasets beschikbaar voor validatie van tracer-experimenten aan tunnelmonden. Er wordt dus geen specifieke type modelketen opgelegd, maar de vereiste om aan te tonen dat een model geschikt is. In het verleden werden specifieke eisen gesteld voor de modelvalidatie ten opzichte van tracer experimenten, dit is echter gewijzigd naar de vereiste dat er wetenschappelijke publicaties zijn die de kwaliteit van een model aantonen. Het relevante deel van dit beleidsdocument is hier onder te vinden.

→ Gebruikte modellen

Dietmar Öttl (TU Graz, luchtkwaliteitsdepartement Styria) en collega's hebben in het verleden meerdere studies uitgevoerd rond luchtkwaliteit aan tunnelmonden in Oostenrijk. Hiertoe wordt een Lagrangiaanse modelaankpak gevolgd aan de hand van GRAL (Graz Lagrangian particle model). Meerdere studies zijn gepubliceerd (Oettl, Sturm, & Almbauer, 2005; Oettl, Sturm, Almbauer, Okamoto, & Horiuchi, 2003; Oettl, Sturm, Bacher, Pretterhofer, & Almbauer, 2002; Uhrner, Reifeltshammer, & Sturm, 2019). De modellering gebeurt in meerdere stappen. Als eerste stap worden aan de hand van een 3-dimensionaal numerisch model (GRAMM) de lokale windvelden berekend. Vervolgens wordt aan de hand van GRAL de verspreiding van pollutanten gemodelleerd. De effecten van geluidsschermen en bebouwing op de verspreiding van pollutanten worden in detail meegenomen door hun impact op de stromingsvelden.

→ Beleidsdocument

Vertaling (aangeduid in cursief) naar Nederlands van het relevante deel van het beleidsdocument „RVS Arbeitspapier Nr. 17 Ausbreitung von Luftschadstoffen an Verkehrswegen und Tunnelportalen – Anforderungen und Ausbreitungsmodelle“:

“7.2 Vereisten voor dispersiemodellen op het gebied van toepassing van RVS 04.02.12

Modellen moeten conform ÖNORM M9440 geschikt en gevalideerd zijn voor de objectieve vraag. Bovendien moeten de eisen van de richtlijnen voor kwaliteitsborging bij de berekening van de verspreiding van luchtverontreinigende stoffen worden nageleefd.

7.2.1 Verspreiding van verontreinigende stoffen langs het wegennetwerk

7.2.1.1 Basisprincipes

In vergelijking met de ongestoorde verspreiding van verontreinigende stoffen, worden emissies die vrijkomen op wegen voornamelijk beïnvloed door de turbulentie veroorzaakt door de voertuigen en eventuele aanwezige geluidsschermen.

In Oostenrijk worden Lagrangiaanse modellen momenteel het meest gebruikt voor de berekening van de spreiding op verkeersroutes.

7.2.1.2 Geluidswerende wanden

Vanwege het afschermende effect en de geïnduceerde verticale turbulentie hebben geluidswerende wanden een belangrijke invloed op de verspreiding van verontreinigende stoffen in de buurt van verkeersroutes, zoals verschillende studies hebben aangetoond. Windtunnelmetingen tonen een afname in de buurt van grondconcentraties in vergelijking met wegen zonder geluidsschermen (bijv. Heist et al., 2009; Esser 1985; Romberg 1988; Hölscher et al., 1993). Bowker et al. (2007) en Okamoto et al. (1999) hebben veldmetingen uitgevoerd naast snelwegen in North-Carolina en Japan en kwamen kwalitatief tot hetzelfde resultaat. Het reductie-effect van een geluidswerende muur hangt echter sterk af van de hoogte van de muur, de afstand tot de straat en de belangrijkste windrichtingen, zoals simulaties en windtunnelmetingen door Hagler et al. hebben laten zien (2011). Zo werden reducties tussen 15 en 65% van de lokale bron gevonden op een afstand van 20 m.

Uit metingen met een indicatorgas bleek dat het reductie-effect van (geluids-) schermen zich onder alle propagatievoorwaarden voordoet (Finn et al., 2010). Dit geldt met name in situaties met weinig wind, stabiele dispersieomstandigheden en windrichtingen parallel aan de verkeersroute (Öttl et al., 2003; Finn et al., 2010).

Afhankelijk van het gebruikte modeltype zijn er verschillende benaderingen om (geluids-) barrières in aanmerking te nemen bij dispersieberekeningen. De gebruikte methode om rekening te houden met (geluidswerende) wanden moet worden gedocumenteerd in het relevante technische rapport.

7.2.2 Modelvalidatie

Alleen gevalideerde dispersiemodellen mogen worden gebruikt voor de berekening van problemen in het kader van RVS 04.02.12 en dit werkdocument. Professioneel erkende gegevenssets zijn vereist om verspreidingsmodellen te valideren. Gegevensrecords voor het verkeersnetwerk (bebouwd en onontwikkeld terrein) zijn beschikbaar in Öttl et al. (2017). Validatiegegevenssets voor de verspreiding van verontreinigende stoffen nabij tunnelportalen zijn onder meer te vinden in referenties BMVIT (2013) en STMK (2013). "

Hierbij stelt zich nog de vraag wanneer een model als gevalideerd wordt beschouwd voor het type toepassing. In de voorloperrichtlijn (RVS 04.02.12) diende aan twee statistische bepalingen te worden voldaan door het model: de fractionele bias $< 0,3$ en de genormaliseerde mean square error

< 3,0. In de herziene richtlijn heeft de werkgroep echter besloten geen doelen meer voor te schrijven. Omdat de RVS-richtlijn verwijst naar de Quality Assurance Guideline voor dispersiemodellering, betekent dit dat een model geschikt is voor het doel, als er peer-reviewed literatuur bestaat over het model.

5.1.2 Nederland

Contact in Nederland:

- Joost Wesseling, RIVM, Nederland

→ Richtlijnen luchtkwaliteitsmodellering bij tunnelmonden, sleuven en schermen

In Nederland worden enkele van windtunnel (en expertschatting) afgeleide vuistregels voor het effect van emissies in tunnels en sleuven (tunnelbak) voor wegverkeer gehanteerd. Deze vuistregels zijn gedocumenteerd voor het toepassingsgebied van de Nederlandse Standaard Reken Methodes SRM-1 (stedelijke omgeving) en SRM-2 (vrij(er) liggende wegen). De onderliggende windtunnelstudies zijn uitgevoerd door TNO maar niet publiek gemaakt. In de periode 2000-2010 werden ook experimenten uitgevoerd met spleten en ventilatieopeningen bij tunnels. Dit is grotendeels via windtunnelstudies opgezet, direct in opdracht van de betrokken partijen, maar dit heeft geen aanleiding gegeven tot een generieke aanpak. De praktische informatie over de rekenmethodes is samen met de juridische informatie beschreven in de Nederlandse 'Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007 (Rbl 2007).

De technische beschrijving zijn online raadpleegbaar via volgende links:

- SRM-1: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0127.pdf>
- SRM-2: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0109.pdf>

→ Gebruikte modellen

In Nederland worden luchtkwaliteitsmodellen ter beschikking gesteld om luchtkwaliteit te evalueren. Hierbij wordt onderscheid gemaakt naar toepassingsgebied, enerzijds stedelijke omgevingen (SRM-1) en anderzijds open omgevingen (SRM-2).

Stedelijk gebied: SRM-1

SRM-1 is gebaseerd op het CAR model, ontwikkeld door TNO, met als doel voor een stadsweg een indicatie te kunnen geven of grenswaarden al dan niet worden overschreden. Sinds 2014 is er de rekentool van NSL-monitoring waarin SRM-1 en SRM-2 samen zijn geïmplementeerd (<https://www.nsl-monitoring.nl/>). De rekentool wordt momenteel vervangen door een nieuwe rekentool 'AERIUS/Lucht'.

Hierbij worden tunnels zoals hieronder beschreven behandeld. **Een voorwaarde voor toepassing van SRM1 is de afwezigheid van afschermdende constructies (zoals schermen en bermen).** De impact van bebouwing wordt dus wel in rekening gebracht. De rekenafstand van het model is de afstand tot de bebouwing.

Effecten tunnelbuis: Voor een wegdeel dat direct aansluit op de uitrit van een tunnelbuis, die tenminste 100 meter lang is en waarbinnen sprake is van twee rijrichtingen, worden de emissies tot op een afstand van 20 meter van de uitrit van een tunnelbuis berekend met onderstaande formule:

$$E_{tm} = E + \frac{E_t \cdot L_t}{\#ut} \cdot \frac{1}{20}$$

met:

- E_{tm} : totale emissie per lengte-eenheid [$\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$] op het wegdeel binnen een afstand van 20 meter van de uitrit van een tunnelbuis;
- E : emissie per lengte-eenheid door verkeer op het wegdeel zelf [$\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$], zoals berekend met formule 1.10;
- E_t : emissie per lengte-eenheid door het verkeer in de tunnelbuis ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$), zoals berekend met formule 1.10;
- L_t : lengte van de tunnelbuis [m];
- $\#ut$: aantal uitritten van de tunnelbuis [-].

Voor een wegdeel dat direct aansluit op de uitrit van een tunnelbuis, dat tenminste 100 meter lang is en waarbinnen sprake is van één rijrichting, worden de emissies tot op een afstand van 50 meter van de uitrit van een tunnelbuis berekend met onderstaande formule:

$$E_{tm} = E + \frac{E_t \cdot L_t}{\#ut} \cdot \frac{1}{50}$$

De formules gaan uit van een uniforme verdeling van de emissies in de tunnel over het aansluitende wegdeel. Bij het bepalen van de emissies op weggedelen die aansluiten op de inrit van een tunnelbuis of aansluiten op de uitrit van een tunnelbuis die korter is dan 100 meter, blijven de emissies door het verkeer in de tunnelbuis buiten beschouwing.

Open gebied: SRM-2

SRM-2 is bedoeld voor het berekenen van concentraties van verontreinigende stoffen in de buitenlucht bij (snel)wegen. SRM-2 heeft als basis TNO's model 'Pluim snelweg'. SRM-2 heeft als toepassingsgebied de mogelijke aanwezigheid van schermen of wallen, en de mogelijke aanwezigheid van een tunnel, waarbij geldt dat zich geen openingen bevinden in de bovenkant of de zijkanten van de tunnel. Voldoende afstand van een weg tot de bebouwing is een belangrijke voorwaarde voor gebruik van SRM-2. Een weg valt onder de definities van SRM-2 als de afstand van de wegrand tot de (aaneengesloten) bebouwing minstens 3 x groter is dan de hoogte van de bebouwing. Hierbij moet worden opgemerkt dat de aanwezigheid van geluidsschermen deze afstand kan beperken omdat een geluidscherm de stroming voor een groot deel beïnvloedt voordat de bebouwing invloed heeft.

Voor tunnels is er in SRM-2 een gelijkaardige aanpak als voor SRM-1. Het belangrijke verschil is dat de emissies aan ene tunnelmond met gescheiden tunnelkokers bij SRM-2 wordt gespreid over 100 m, waar dit bij SRM-1 over 50 m is.

De impact van schermen, wallen en een tunnelbak (sleuf) op de verspreiding van pollutanten wordt via de initiële dispersie meegenomen als volgt.

De startwaarde voor de verticale dispersie $\sigma_{z,0}$ hangt zogezegd af van het type omgeving:

- buiten de bebouwde kom, de weg is geen autosnelweg: $\sigma_{z,0} = 2,5$ [m];
- buiten de bebouwde kom, de weg is een autosnelweg: $\sigma_{z,0} = 3$ [m].

Op het moment dat het wegvak verhoogd of verdiept ligt ten opzichte van het maaiveld, wordt $\sigma_{z,0}$ afhankelijk van het type verhoging of verdieping gecorrigeerd:

- dijk of wal met zeer vlakke zijanten (hoek kleiner dan 20°): Er wordt geen correctie bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld;
- dijk of wal met vlakke zijanten (hoek groter of gelijk aan 20° maar kleiner dan 45°): Er wordt $h/4$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de dijk is;
- dijk of wal met scherpe zijanten (hoek groter dan of gelijk aan 45°): Er wordt $h/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de dijk is;
- viaduct: Er wordt h bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van het viaduct is;
- tunnelbak: Er wordt $d/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij d de diepte van de tunnelbak is.

Op het moment dat er aan één of twee zijden op een afstand kleiner dan 50 meter van de wegrand een scherm of wal met een hoogte van ten minste 1 meter aanwezig is, wordt $\sigma_{z,0}$ nogmaals gecorrigeerd, afhankelijk van de configuratie:

- aan de linker- of rechterzijde een scherm: Er wordt $h/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van het scherm is;
- aan de linker- en rechterzijde een scherm: Er wordt $(h_1+h_2)/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h_1 en h_2 de hoogten van de schermen zijn;
- aan de linker- of rechterzijde een wal: Er wordt $h/4$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de wal is;
- aan de linker- en rechterzijde een wal: Er wordt $(h_1+h_2)/4$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h_1 en h_2 de hoogten van de wallen zijn;
- aan de ene zijde een wal met hoogte h_1 , aan de andere zijde een scherm met hoogte h_2 : Er wordt $h_1/4+h_2/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld.

De maximale hoogte voor een wal of scherm is 6 meter. Grotere hoogtes worden op deze waarde gelimiteerd. Als vuistregel wordt dus de impact van een wal ingeschat op de helft van de impact van een scherm met gelijke hoogte.

5.1.3 Duitsland

Contacten:

- Florian Pfäfflin, IVU Umwelt, Duitsland
- Uhrner Ulrich, TU Graz, Oostenrijk

→ Richtlijnen luchtkwaliteitsmodellering bij tunnelmonden, sleuven en schermen

In Duitsland wordt in veel situaties RLU_S gebruikt. Dit betreft een model om luchtkwaliteit in te schatten rondom wegen met en zonder omliggende bebouwing. RLU_S wordt ter beschikking gesteld door ingenieursbureau Lohmeyer.

RLU_S bestaat uit de twee programmaonderdelen "Emission Determination" en "Immission Determination". Daarbij is er eveneens een tunnelmodule, waarmee de concentraties in de buurt van het tunnelportaal kunnen worden berekend, een geluidsbeschermingsmodule, waarmee de concentraties achter geluidbeschermingsconstructies kunnen worden berekend, en een

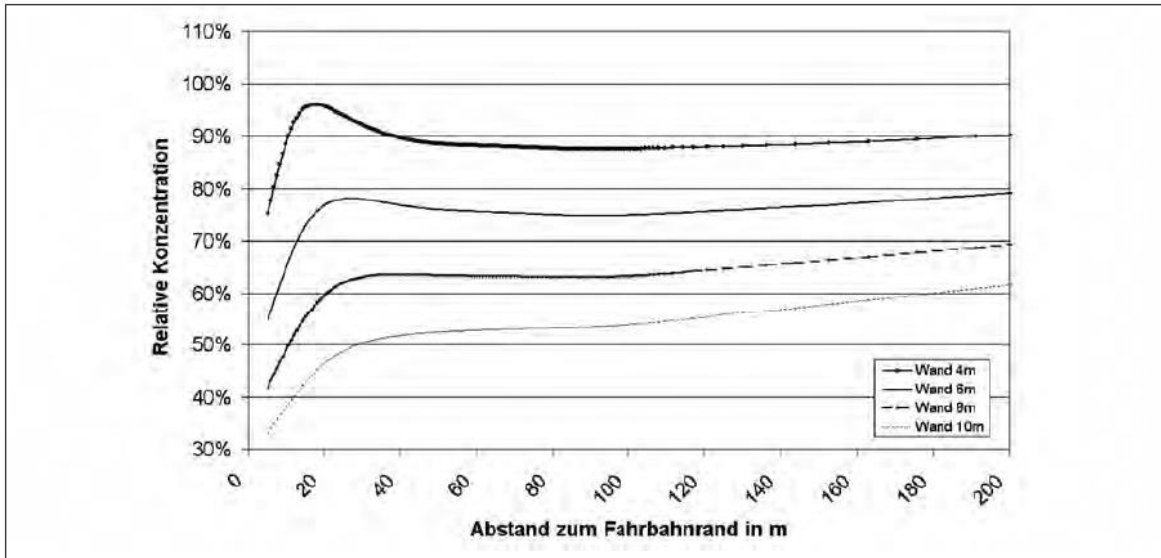
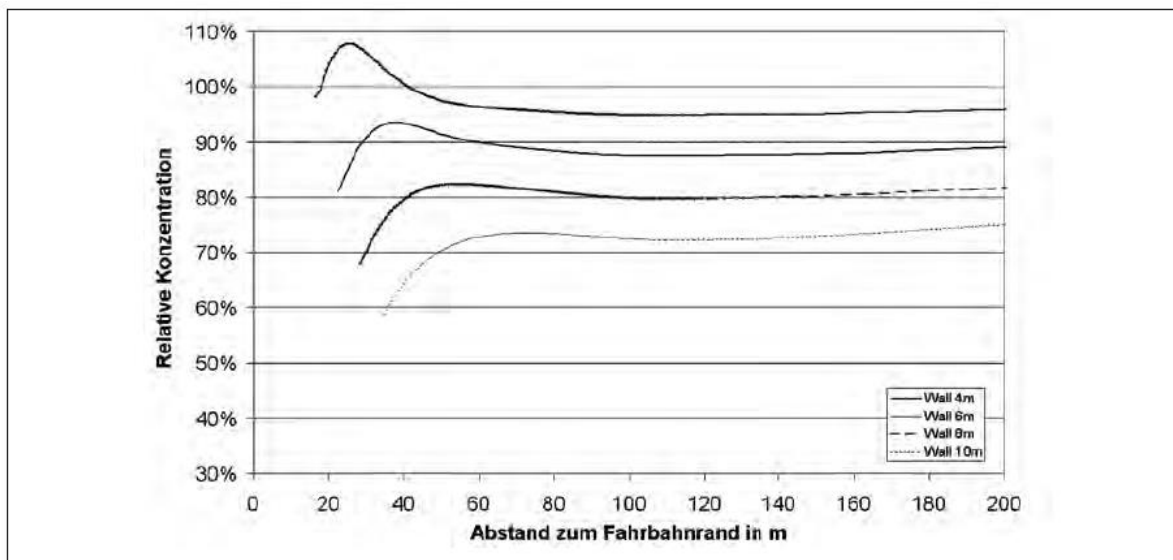


Bild 8.31: Neu bestimmte Reduktionsfunktionen für Wände der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

Figuur 5-1: Relatieve concentratiereductiefunctie voor afstanden vanaf de weg voor schermen van 4 m, 6 m, 8 m en 10 m hoogte. Bron: RLU.S.



Figuur 5-2: Relatieve concentratiereductiefunctie voor afstanden vanaf de weg voor bermen van 4 m, 6 m, 8 m en 10 m hoogte. Bron: RLU.S.

5.1.4 Verenigd Koninkrijk

Contact: CERC (Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.), www.cerc.co.uk

→ Richtlijnen luchtkwaliteitsmodellering bij tunnelmonden, sleuven en schermen

In het VK wordt luchtkwaliteit in de meeste situaties geëvalueerd met ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System). Er zijn verschillende varianten van dit model per toepassingsgebied, met onderscheid tussen verschillende omgevingen waaronder industrie, stedelijk, open wegen en luchthavens.

→ Gebruikte modellen

In de technische handleiding van ADMS is beschreven hoe wordt omgegaan met tunnels. De emissies in de tunnel worden verplaatst naar het tunnelportaal. De emissies aan het tunnelportaal worden gespreid over wegvolgende volumebronnen. De lengte van deze volumebronnen is afhankelijk van de rijnsnelheid van het verkeer, windsnelheid en de eventuele aanwezigheid van een scheidingsmuur tussen beide rijrichtingen in het verlengde van het tunnelportaal. De volumebron wordt opgesplitst in 3 gelijke segmenten met een spreiding van de bron over deze 3 segmenten. Onderstaande tabellen geven een overzicht van de dimensies van en de emissieverdeling over de lijnsegmenten. Gebruikte waarden worden geïnterpoleerd op basis van de waarden in deze tabel.

Tabel 5-1: Bepaling van de lengte van de totale volumebron volgens rijnsnelheid, portaalconfiguratie en windsnelheid. Bron: Handleiding ADMS – Road tunnel specification (CERC).

Traffic speed (km/hr)	Portal configuration	Wind speed (m/s)		
		1	3	6
		Total volume source length (m)		
8	Wall	110	45	40
	No wall	90	40	30
24	Wall	250	110	50
	No wall	230	130	40
48	Wall	235	150	60
	No wall	225	90	60

Tabel 5-2: Spreiding van de emissies over de 3 volumebronnen afhankelijk van de rijnsnelheid. Bron: Handleiding ADMS – Road tunnel specification (CERC).

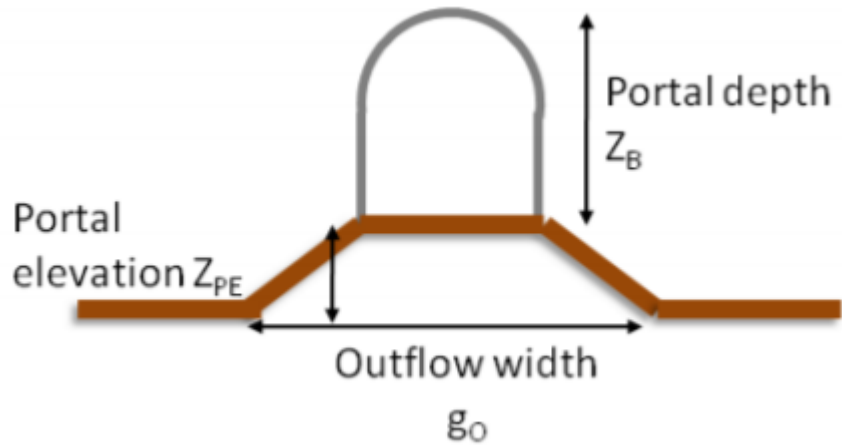
Traffic speed (km/hr)	Emission proportion for each volume source (%)		
	Source 1 (nearest portal)	Source 2	Source 3 (furthest from portal)
8	48	40	12
24	55	33	12
48	57	31	12

Bij lagere rijnsnelheden is de totale lengte waarover de emissies gespreid worden aan het tunnelportaal korter. Naar verhouding worden er bij lagere emissies minder emissies aan het volume het kortst bij tunnelportaal toegekend, aangezien er van uit wordt gegaan dat een hoger deel van de emissies in de 'wake' van de voertuigen wordt verplaatst bij lagere snelheden.

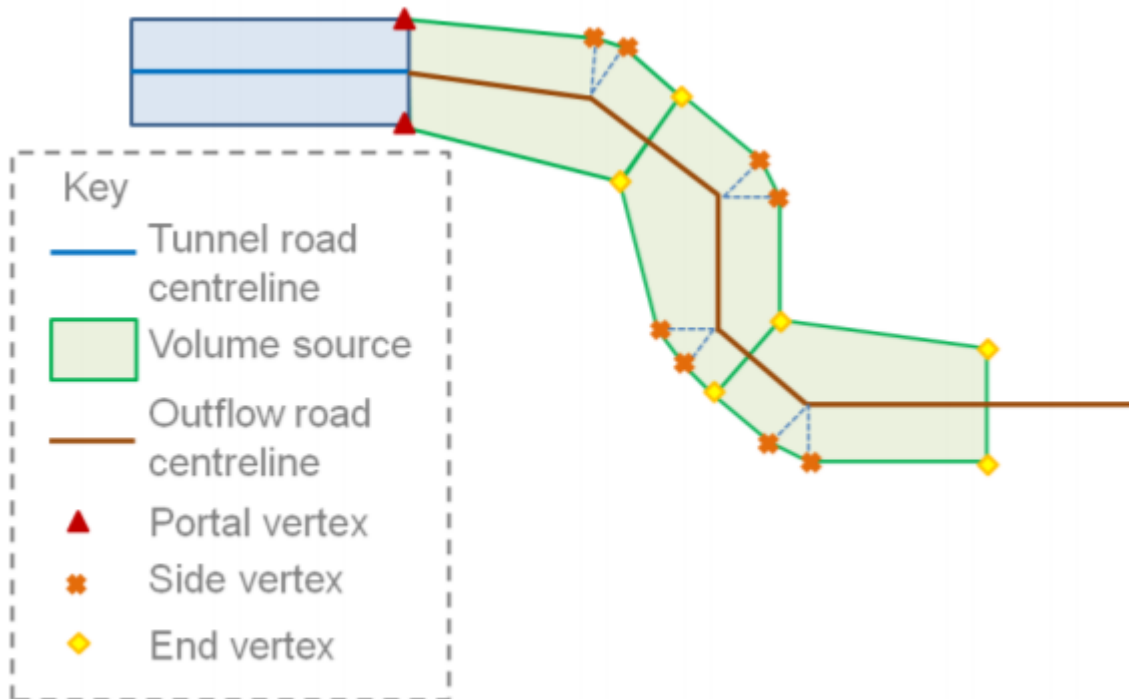
Wanneer een scheidingsmuur aanwezig is tussen beide rijrichtingen in het verlengde van een tunnelportaal, is de afstand waarover de emissies worden gespreid groter.

Naast de lengte waarover de emissies worden gespreid, dient voor een volumebron ook de hoogte en de breedte te worden gedefinieerd op basis van de dimensies van het tunnelportaal, zoals beschreven in onderstaande figuur.

ADMS heeft de optie om tunnelschachten in rekening te brengen. De gebruiker dient de verdeling van de emissies tussen ventilatieschacht en tunnelportaal handmatig aan te geven. De ventilatieschacht wordt als een puntbron behandeld.



Figuur 5-3: Overzicht dimensies tunnelportaal voor ADMS. De hoogte van de volumebron is de som van Z_B en Z_{PE} , de breedte is gelijk aan g_0 . Bron: Handleiding ADMS – Road tunnel specification (CERC).



Figuur 5-4: Voorbeeld van de creatie van een volumebron voor de verkeersemissies van een tunnelportaal verdeeld over 3 wegvolgende segmenten. Bron: Handleiding ADMS – Road tunnel specification (CERC).

De standaard dispersieberekeningen worden toegepast voor de emissie van tunnelportalen net zoals voor andere verkeersemissies. De temperatuur van de tunnelemisssies wordt gelijk beschouwd aan de omgevingslucht. Temperatuurverschillen beïnvloeden de stroming in de tunnel maar zijn echter slechts significant bij erg lange of alpiene tunnels waar er verschillende meteocondities zijn aan beide tunnelportalen.

De impact van schermen op de dispersie van verkeersemissies kan gemodelleerd worden met ADMS. In ADMS wordt de impact van schermen gemodelleerd, door een weg met schermen te beschouwen als een weg op hoogte. Deze aanpak wordt als evenwaardig beschouwd als de aanpak die in Nederland en België wordt gebruikt, namelijk de initiële verticale spreiding van de bron te verhogen. In ADMS wordt als maximale hoogte voor schermen 10 meter gehanteerd. Een aparte parametrisatie voor bermen is niet beschikbaar.

De handleidingen van ADMS zijn online te raadplegen via volgende links:

- Tunnels:
https://www.cerc.co.uk/environmental-software/assets/data/doc_techspec/P35_01.pdf
- Schermen:
https://www.cerc.co.uk/environmental-software/assets/data/doc_techspec/P33_01.pdf

5.2 OVERZICHT REKENMETHODIEK IN VLAANDEREN

In Vlaanderen wordt veelal het IFDM-model toegepast voor de evaluatie van de impact van wegverkeer op de luchtkwaliteit. Het IFDM-model is een deel van de ATMO-Street modelketen die wordt toegepast voor de opmaak van de Vlaamse luchtkwaliteitskaarten. De onderstaande bespreking is overgenomen uit de documentatie voor de luchtkwaliteitsmodellering van het project-MER Oosterweel (Lefebvre & Vranckx, 2017). IFDM kan worden toegepast voor alle tunnels in Vlaanderen bij de opmaak van deze kaarten. Een vergelijking tussen IFDM en CFD resultaten is onderdeel van deze studie en wordt voorgesteld in hoofdstuk 8.

5.2.1 Behandeling van tunnelmonden

Op basis van eerder onderzoek (Lefebvre, Degraeuwe, & Janssen, 2013) wordt een emissiejet van 150 m lang aan de tunnelmonden beschouwd als een geschikte keuze voor de modellering van de tunnelmonden op de autosnelwegen en 100 m lengte voor tunnels met stedelijk verkeer waar de snelheid van het verkeer lager is dan op snelwegen.

Zoals in Nederland (CROW, 2012) wordt aangenomen dat de emissies alleen aan de kant van de tunnel geëmitteerd worden waar verkeer de tunnel verlaat, omwille van de jetvorming. Deze assumptie heeft echter weinig invloed op de concentraties aangezien de ingang van de tunnel voor de ene richting normaal gezien dicht bij de uitgang van de tunnel voor de andere richting te vinden is.

Bij complexe tunnels gebruiken we echter het VIRTUM-model (v1.0), het VITO Road Tunnel Model. Dit model staat beschreven in hoofdstuk 3.3 van VITO's studie (Maiheu, Vranckx, Lefebvre, & Janssen, 2015).

5.2.2 Schermen en ligging van de weg ten opzichte van maaiveld

Voor schermen en de ligging van de weg ten opzichte van het maaiveld worden de Nederlandse regels toegepast binnen IFDM (Regeling Beoordeling Luchtkwaliteit 2007, zoals geldig op 8/12/2015, http://wetten.overheid.nl/BWBR0022817/Bijlage2/geldigheidsdatum_08-12-2015), gecorrigeerd voor de reeds afgesproken regels bij o.a. tunnels en viaducten:

Op het moment dat het wegvak verdiept ligt ten opzichte van het maaiveld, wordt $\sigma_{z,0}$ ¹ afhankelijk van het type verhoging of verdieping *gecorrigeerd*:

- dijk of wal met zeer vlakke zijanten (hoek kleiner dan 20°): Er wordt geen correctie bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld;
- dijk of wal met vlakke zijanten (hoek groter of gelijk aan 20° maar kleiner dan 45°): Er wordt h/4 bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de dijk is;
- dijk of wal met scherpe zijanten (hoek groter dan of gelijk aan 45°): Er wordt h/2 bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de dijk is;

¹ De initiële verticale emissiedispersie

Op het moment dat er aan één of twee zijden op een afstand kleiner dan 50 meter van de wegrand een scherm of wal met een hoogte van ten minste 1 meter aanwezig is, wordt $\sigma_{z,0}$ nogmaals gecorrigeerd, afhankelijk van de configuratie:

- aan de linker- of rechterzijde een scherm: Er wordt $h/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van het scherm is;
- aan de linker- en rechterzijde een scherm: Er wordt $(h_1+h_2)/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h_1 en h_2 de hoogten van de schermen zijn;
- aan de linker- of rechterzijde een wal: Er wordt $h/4$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h de hoogte van de wal is;
- aan de linker- en rechterzijde een wal: Er wordt $(h_1+h_2)/4$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld, waarbij h_1 en h_2 de hoogten van de wallen zijn;
- aan de ene zijde een wal met hoogte h_1 , aan de andere zijde een scherm met hoogte h_2 : Er wordt $h_1/4+h_2/2$ bij $\sigma_{z,0}$ opgeteld.

De maximale afwijking van $\sigma_{z,0}$ voor een wal of scherm is 6 meter. Het effect van schermen is in Nederland gevalideerd aan de hand van zowel windtunnelmetingen als metingen in open lucht (Hooghwerff, Lanser, Ooststroom, & Tollenaar, 2009; IPL, 2009; Peutz, 2007).

Deze regels worden alleen toegepast voor het gebied liggende buiten de schermen. Voor het gebied tussen de schermen veranderen we niets. Dit is een onderschatting aangezien er eigenlijk een street canyon effect zal optreden. Met deze onderschatting moet rekening gehouden worden bij het interpreteren van de kaarten. Aangezien er geen bewoning is tussen de geluidschermen in (aan de kant van de weg) is er echter geen onderschatting van de blootgestelde bevolking.

Binnen street canyons (OSPM) worden geen schermen/bermen meegenomen.

5.3 OVERZICHT RECENTE WETENSCHAPPELIJKE LITERATUUR

5.3.1 Ringlandstudie VITO

Het onderzoeksteam bij VITO heeft in 2015 reeds een overzicht gemaakt van de wetenschappelijke literatuur met betrekking tot luchtkwaliteit nabij tunnels (Maiheu et al., 2015). Dit was een opdracht voor Ringland waarvan de rapportage online beschikbaar is via <https://content.ringland.be/downloads/studies/Luchtkwaliteitsmodellering-Ringland-VITO.pdf>.

Doel van het literatuurlijk van deze studie is hoofdzakelijk om dit bestaande overzicht verder aan te vullen en eventuele nieuwe inzichten uit de literatuur aan te reiken.

Het literatuuroverzicht voor Ringland focust op volgende punten:

- de impact van ventilatie in tunnels op luchtkwaliteit
- mogelijkheden om met filters luchtvervuiling te verminderen
- recirculatie
- schermen
- bebouwing rond de tunnelmond
- verschoven tunnelbuizen

De conclusies van dit literatuuronderzoek zijn dat er geen mirakeloplossing is om de luchtkwaliteit in tunnels en ter hoogte van portalen te verbeteren. Er zijn verschillende innovatieve technieken die worden voorgesteld om tunnellucht te zuiveren, maar hier ontbreekt demonstratie in de praktijk. Het gebruik van filtertechnieken is in het verleden gedemonstreerd in een operationele context en hierbij kan een aanzienlijk aandeel van de luchtvervuiling worden weggefilterd. Nadeel is echter dat

filtertechnieken selectief zijn voor stofdeeltjes of gassen en dat er aanzienlijke operationele kosten zijn.

Studies in Nederland (Arnold Dix, 2006; Hoekstra, Schraa, & Toenink, 2009) concluderen dat passieve maatregelen die de dispersie van polluenten bevorderen te verkiezen zijn boven actieve maatregelen zoals afzuiging of filtering. Dispersie-bevorderende maatregelen zoals schermen, bermen en vegetatie zijn hoe dan ook niet selectief (de concentraties van alle polluenten worden verlaagd) en vergen geen zware installatie of uitbatingskost. Bij dispersie bevorderende maatregelen dient wel in rekening gebracht te worden dat de totale emissie in de atmosfeer dezelfde blijft. De concentraties aan de tunnelmonden nemen wel af in dit geval, maar de luchtverontreiniging wordt over een groter gebied uitgespreid.

Het gebruik van filtertechnieken en/of afzuigventilatie kan overwogen worden, hoewel dit in de praktijk minder evident is wegens een grotere installatie/exploitatie kost. Hoe dan ook is er veel onduidelijkheid over operationele kosten en installatiekosten, gerapporteerde bedragen durven sterk uit elkaar lopen. Verschillende studies claimen wel dat een significant deel van de kosten verbonden zijn aan energie consumptie (CETU, 2010). Men moet typisch rekenen op een exploitatiekost van een paar 100 kEUR/jaar tot 1 MEUR/jaar. Een investeringskost wordt begroot in de orde van een paar tientallen MEUR, afhankelijk van het type installatie en of de tunnel reeds voorzien was op een filterinstallatie dan wel dat ze nadien is bijgebouwd. De benodigde technische ruimte kan immers aanzienlijk zijn wegens de lage luchtsnelheid die nodig is voor het halen van voldoende rendement. Er dient hierbij vooral een afweging gemaakt te worden naar kost-efficiëntie van de verschillende mogelijke maatregelen. Dergelijke afweging dient uitgebreider onderzocht te worden en valt buiten het kader van deze studie.

Onder laboratorium omstandigheden wordt met luchtfilters typisch een efficiëntie van 90% gehaald. Toepassing van fijn stof filters op basis van Elektrostatische Precipitatie blijken in de praktijk een rendement van 65 % te halen, waarbij we ons voornamelijk baseren op zeer uitgebreide praktijktesten in Australië. Toepassing van NO₂ filters gebaseerd op actieve kool blijken in diezelfde praktijktesten een rendement van ~55 % te halen, hoewel met de nodige optimalisaties hogere rendementen mogelijk lijken. Er zijn de afgelopen jaren studies verschenen met enkele innovatieve concepten, maar de geclaimde resultaten zijn meestal representatief voor labocondities of kleinschaliger proeven. Hoewel hier een aantal interessante ideeën tussen zitten, zijn niet alle proeven succesvol gebleken en zijn verder onderzoek en praktijktesten noodzakelijk.

Bij het gebruik van filter technieken voor NO₂ dient echter wel rekening gehouden te worden met het feit dat filters met actief kool slechts een impact hebben op NO₂, maar niet op NO (AMOG (Roads and Maritime Services NSW), 2012; CETU, 2010). Er zijn claims dat een significant deel van de NO reeds geoxideerd wordt tot NO₂ door elektrostatische filters die meestal voorafgaan aan de gasfilters, waardoor producenten claimen een totale NO_x filter efficiëntie van 70 % te kunnen bereiken (CETU, 2010).

5.3.2 Recente literatuur

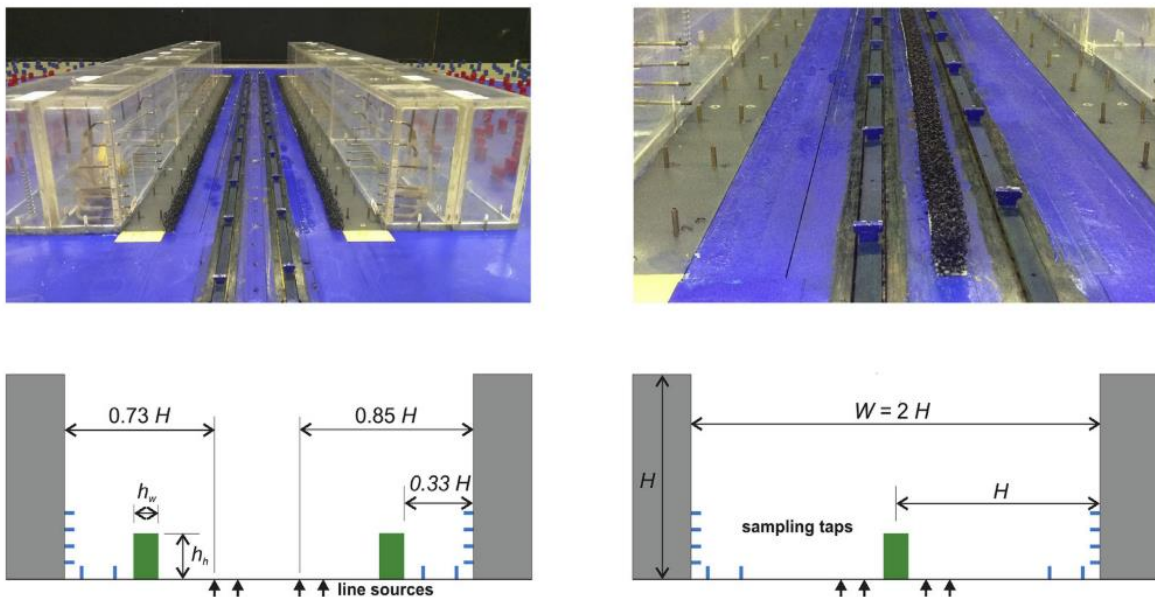
In 2016 publiceerde het Franse Centre d'Etudes des Tunnels (CETU) een review over het behandelen van lucht in tunnels (CETU, 2016). Dit betreft een update van hun eerdere overzicht over dit thema uit 2010 (CETU, 2010). Dit overzicht bevestigt in grote lijnen de bevindingen van VITO's Ringland rapport over ventilatie, filtratie en alternatieve technieken om luchtvervuiling uit tunnels aan te pakken.

→ Lezingenreeks passieve technieken voor mitigatie luchtvervuiling

In de loop van 2019 heeft VITO (Stijn Janssen) deel genomen aan een reeks webinars over “Air Pollution Mitigation using Passive Techniques in the Built Environment: Sharing International Best Practice” (<https://www.tcd.ie/civileng/air-pollution-webinar-series/>), georganiseerd door Trinity College Dublin, US EPA and Cornell University. Deze reeks lezingen probeerde een overzicht te bieden over de internationale best practices rond passieve technieken voor mitigatie van luchtvervuiling, de volledige reeks aan presentaties blijft online beschikbaar. Een aanzienlijk deel van het onderzoek betreft de impact van vegetatie op luchtkwaliteit. Dit is echter slechts een deelaspect van de voorliggende studie. Een volledig overzicht van inzichten rond impact van vegetatie op luchtkwaliteit wordt hier dus niet gegeven.

Een interessante studie die hier is besproken analyseert het effect van een haag op lokale luchtkwaliteit in street canyons aan de hand van windtunnelmetingen. Deze studie lijkt aan te geven dat het mogelijk is om met hagen maximale reducties tot 61% te bereiken voor de impact van de lokale emissies, afhankelijk van meteocondities, ter hoogte van de voetgangerszone in canyons (Gromke, Jamarkattel, & Ruck, 2016). Dit zijn resultaten op basis van een windtunnelstudie waarbij gekeken wordt naar het effect op het aandeel van de lokale emissies in de concentraties.

In de praktijk is een haag of andere vegetatie in de middenberm geen interessante maatregel om de realiseren nabij een tunnelmond omwille van de nood aan onderhoud op een moeilijke locatie en eventueel plaatsgebrek.



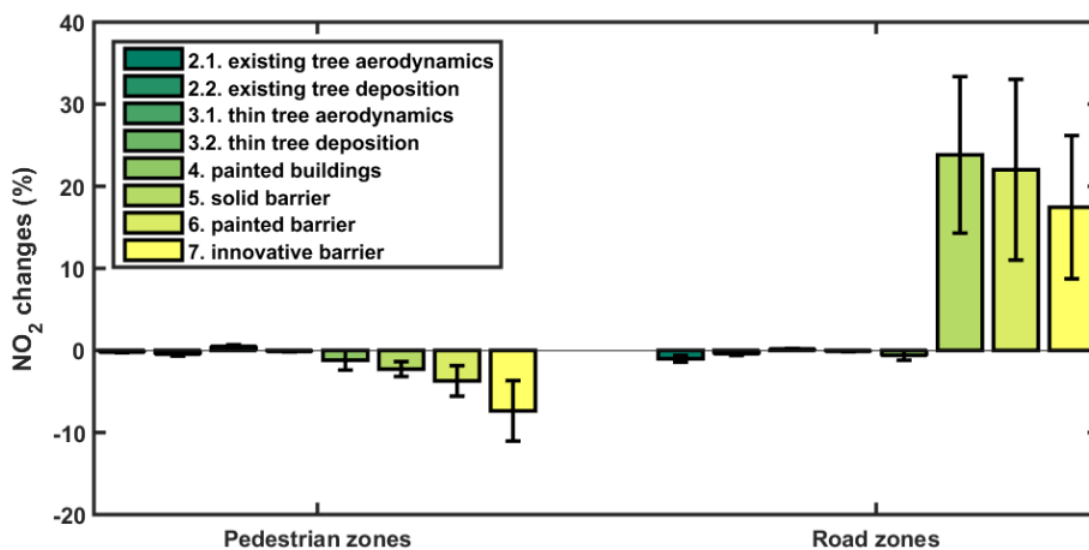
Figuur 5-5: Overzicht windtunnelopstelling voor analyse impact vegetatie in de vorm van een haag op lokale luchtkwaliteit (Gromke et al., 2016).

→ Kosteffectiviteit van mitigerende maatregelen voor NO₂ in street canyons

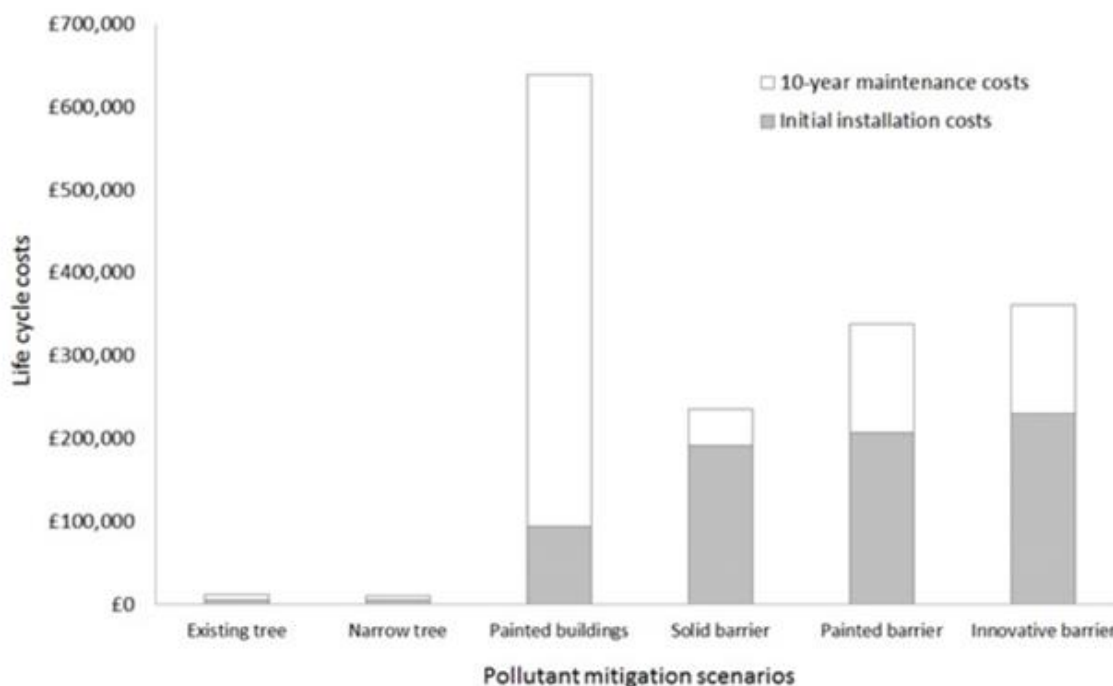
Verschillende strategieën om de NO₂-concentraties aan te pakken zijn vergeleken voor de drukke street canyon Oxford Street in Londen (Jeanjean, Gallagher, Monks, & Leigh, 2017). Er is een vergelijking gemaakt tussen een referentie zonder mitigerende maatregelen en de impact van aanpassingen aan de vormen van de daken, de dimensies van de street canyon, afscherming door bomen, hagen, groendaken, groengevels, geparkeerde wagens en schermen, en verhoogde depositie door fotokatalytische verf op gevels en de rijbaan en vegetatie.

Scenario	Description	
1. Reference	Empty street canyon of Oxford St	
2. Existing tree	Tree using NTM™ specification (total of 50 trees) - on average 5.7 m wide x 5 m tall - total volume occupied by trees = 4000 m³ 2.1: Aerodynamics case ($V_d = 0 \text{ cm s}^{-1}$) 2.2: Deposition case ($V_d = 0.21 \text{ cm s}^{-1}$)	
3. Narrow tree	Same tree height (as NTM™) but narrower width based on Janhäll (2015) suggestion - 3 m wide x 5 m tall - Total volume occupied by trees = 1000 m³ 3.1: Aerodynamics case ($V_d = 0 \text{ cm s}^{-1}$) 3.2: Deposition case ($V_d = 0.21 \text{ cm s}^{-1}$)	
4. Painted buildings	Photocatalytic paint (pp) coated facades on each side of the street - 60 000 m² of painted wall (halved to 30 000 m² in results section to consider non-paintable door and window surfaces) 4.1: Deposition case ($V_d = 0.24 \text{ cm s}^{-1}$)	
5. Solid barrier	Solid barrier on each side of the road - 0.5 m wide x 1 m tall - 5300 m² of barrier (2.2 km of barrier) 5.1: Aerodynamics case ($V_d = 0 \text{ cm s}^{-1}$)	
6. Painted barrier	Same characteristics as solid barrier but painted with photocatalytic paint. 6.1: barrier aerodynamics with photocatalytic paint deposition ($V_d = 0.24 \text{ cm s}^{-1}$)	
7. Innovative barrier	Same characteristics as solid barrier but coated with innovative material. 7.1: barrier aerodynamics with artificial material deposition ($V_d = 1.0 \text{ cm s}^{-1}$)	

Figuur 5-6: Overzicht onderzochte scenario's (Jeanjean et al., 2017).



Figuur 5-7: Overzicht impact op NO₂-concentraties (Jeanjean et al., 2017).



Figuur 5-8: Overzicht levenscyclusanalyse kosten mitigerende maatregelen (Jeanjean et al., 2017).

De besluiten van deze studie geven aan dat schermen aanzienlijk grotere effecten hebben op de lokale NO₂-concentraties in de street canyon, dit gaat echter gepaard met eveneens aanzienlijk hogere kosten dan vegetatie. De impact van fotokatalytische verf op gebouwen is minimaal en deze maatregel is aanzienlijk duurder dan andere strategieën. De studie benadrukt eveneens dat het belangrijk is om achtergrondconcentraties in rekening te brengen aangezien anders de efficiëntie van maatregelen sterk overschat wordt. Bomen kunnen als een kostefficiënte maatregel worden beschouwd, maar aandacht voor de vorm en locatie van de bomen is nodig om negatieve effecten binnen canyons te vermijden door verminderde ventilatie. Hierbij dient er vooral aandacht te zijn dat er voldoende afstand tussen boomkruinen is. De positieve impact op de lokale luchtkwaliteit via het filteren van pollutanten door vegetatie uit de omgevingslucht dient groter te zijn dan de negatieve impact van verminderde ventilatie. Dit vraagt dus om voldoende ruimte tussen bomen en bomen met een compacte kruin. Eerdere studies hebben reeds meerdere malen aangegeven dat bomen in street canyons negatieve effecten veroorzaken wanneer er met aaneensluitende bomenrijen wordt gewerkt dit de ventilatie sterk beperken. Bovenstaande figuren maken eveneens duidelijk dat het positieve effect van vegetatie erg beperkt blijft. Eerder onderzoek toonde ook reeds aan dat er verschillen zijn tussen verschillende boomsoorten, de onzekerheden hier op maken echter dat er geen aanbevelingen zijn op het niveau van boomsoorten.

→ **NO_x-afbraak door luchtzuiverende verven**

In Nederland heeft TU Eindhoven aan de hand van tests in de buitenlucht de prestaties van luchtzuiverende verf onderzocht (Yu, Hendrix, Lorencik, & Brouwers, 2018). Deze studie bevestigt enerzijds dat fotokatalytische verf luchtzuiverende eigenschappen heeft in *real life conditions*. Anderzijds toont de studie aan dat de performantie afneemt in de tijd en gevoelig is voor luchtvochtigheid, vervuiling en minder presteert bij minder zonneschijn.

Eerder studiewerk toonde reeds aan dat fotokatalytische verven in tunnels nauwelijks bijdragen tot verbetering van de luchtkwaliteit (zie hoofdstuk voor bespreking effecten in tunnelomgevingen).

→ Impact van geluidsschermen op dispersie van emissies door wegverkeer

Een recente studie onderzocht de prestaties van schermen in aan- en afwezigheid van randeffecten (Gong & Wang, 2018). Randeffecten ontstaan rondom het einde van een geluidsscherm en worden belangrijk bij schermen met een korte lengte. In de nabijheid van het einde van een scherm neemt de afscherming van het scherm voor het windafwaartse gebied af door afnemende turbulentie en windsnelheid. Dit maakt dat schermen zonder randeffecten lagere windafwaartse concentraties kennen aan de grond.

Een recente studie over de impact van geluidsschermen langs een snelweg in de VS bevestigde nogmaals de positieve impact op de windafwaartse luchtkwaliteit, met reducties van 50% op 50m van het scherm en ongeveer 30% op afstand tot 300m achter het scherm (Baldauf et al., 2016). Deze studie geeft echter aan dat de negatieve impact van verhoogde concentraties op de weg zelf verwaarloosbaar is, in tegenstelling tot eerdere studies. De recente studies bevestigen grotendeels de vuistregels die in de praktijk in België en Nederland gehanteerd worden, namelijk het verhogen van de initiële dispersie zoals beschreven in paragraaf 5.1.2 en paragraaf 5.2.2 over de gehanteerde methodologie in Nederland en België.

5.4 CONCLUSIES LITERATUURSTUDIE LUCHTKWALITEIT NABIJ TUNNELMONDEN

Het overzicht van de verschillende methodieken die in Oostenrijk, Nederland, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk tonen aan dat er belangrijke verschillen zijn in de evaluatie van luchtkwaliteit nabij tunnelmonden.

- De rijsnelheid is een belangrijke variabele. Hoe de rijsnelheid in rekening wordt gebracht om de tunnelemissies te spreiden over een volumebron, lijnbron of jet aan het tunnelportaal verschilt echter tussen de verschillende landen.
- Tunnel dimensies: In Nederland en België worden de emissies in de tunnel gespreid over een lijnbron waarvan de afstand wordt bepaald door de rijsnelheid in de tunnel (en of het uni- of bi-directioneel verkeer betreft). In bijvoorbeeld het VK wordt ook de hoogte van een tunnel in rekening gebracht aangezien hier met een volumebron wordt gewerkt. Een één-op-één vergelijking van een aanpak met een lijnbron en een volumebron is niet beschikbaar. Op basis van de resultaten in de praktijk kunnen beiden als geschikt en gelijkwaardig gekwalificeerd worden.
- Meteorologische omstandigheden: De afstand waarover de tunnelemissies worden gespreid in Nederland en België is onafhankelijk van de meteorologische condities. De meteocondities bepalen uiteraard wel de dispersie van de tunnelemissies. In het VK bepaalt de windsnelheid ook over welke afstand de tunnelemissies worden gespreid over een volumebron.
- De verkeerssamenstelling beïnvloedt de stromingen doorheen een tunnel omwille van het piston effect. In de meeste gevallen is dit geen parameter die de spreiding van de emissies aan het tunnelportaal bepaalt. Uiteraard beïnvloedt de verkeerssamenstelling eveneens de

emissies. De emissiemodellering in Vlaanderen gebeurt op basis van de lokale verkeersvolumes en de gemiddelde Vlaamse vlootsamenstelling.

- In Nederland en België worden de verschillen in druk (omwille van hoogteverschillen) en temperatuur tussen de tunnelportalen en de helling van een tunnel verwaarloosd. In de praktijk zijn er ook nagenoeg geen verschillen in druk en temperatuur of een significante helling. In een alpiene omgeving kan dit echter sterk bepalend zijn voor de stroming in de tunnelkokers.
- Er zijn verschillen in parametrisaties voor de invloed van berm en schermen nabij tunnelmonden. Deze parametrisaties zijn echter enigszins vergelijkbaar. Opvallend is echter wel dat de maximale hoogte waarop de impact van schermen en berm wordt afgetopt in België en Nederland aanzienlijk lager is, namelijk 6 m. In de praktijk zijn schermen en berm echter nagenoeg steeds lager dan 6 m, zodat dit bij toepassing van de modellen voor praktische situaties niet zo verschillend is als het uit de bespreking van de modellen lijkt. Het effect van berm is echter aanzienlijk kleiner dan schermen. Voor berm wordt de hoogte gehalveerd of door vier gedeeld en beschouwd als een scherm wanneer de helling meer dan respectievelijk 45° en 20° is.
- De aanpak in ADMS (UK) geeft veel uitgebreidere parametrisaties, de resultaten zijn echter sterk in lijn met de output van de modellen in Nederland en België. Hierdoor is er een voorkeur om voor MER-studies de parametrisaties van tunnels eenvoudiger te houden. Een eventuele modelverbetering door een uitgebreidere parametrisatie kan immers ongedaan gemaakt worden of overtroffen door onzekerheden op de aan te leveren input data of tot een ongewenste optimalisatie van een deel van deze parameters.
- Het IFDM-model en de ATMO-Street model keten zijn uitgebreid gevalideerd voor gebruik in Vlaanderen. De aanpak die wordt toegepast in Oostenrijk verschilt sterk van de gebruikelijke modellering in Vlaanderen (Lagrangiaans model). Het is niet aangewezen om voor de specifieke case van een tunnelmodel een sterk verschillende modelaanpak naar voor te schuiven.
- De individuele effecten van maatregelen in stedelijke en niet-stedelijke context zijn in de literatuur reeds uitgebreid bestudeerd. Uiteraard blijven er nog bepaalde onzekerheden, maar vergeleken met de complexe omgeving die tunnelmonden zijn, zijn de bestaande parametrisaties hier goed onderbouwd.

De verschillende methodologieën die in gebruik zijn, zijn hierbij naast mekaar besproken. Een gedetailleerde validatie van de verschillende modellen voor éénzelfde case is echter niet voor handen.

De recente literatuur die de afgelopen jaren is verschenen, biedt geen echt nieuwe inzichten rond de werking van milderende maatregelen of dispersie van verkeersemissies aan tunnelportalen. Recente publicaties verfijnen de kennis rond de impact van schermen en vegetatie op de lokale luchtkwaliteit.

Dit leidt ons tot de conclusie om in het CFD-luik van deze studie dus te focussen op hoe een combinatie van de complexe omgeving van een tunnelmond, impact van bebouwing rondom de tunnelmond en maatregelen nabij de tunnelmond kunnen worden geëvalueerd en welke aanbevelingen hier rond naar voor kunnen geschoven worden.

6 CFD-ANALYSES IMPACT TUNNELMONDEN, SLEUVEN EN MILDERENDE MAATREGELEN OP LUCHTKWALITEIT

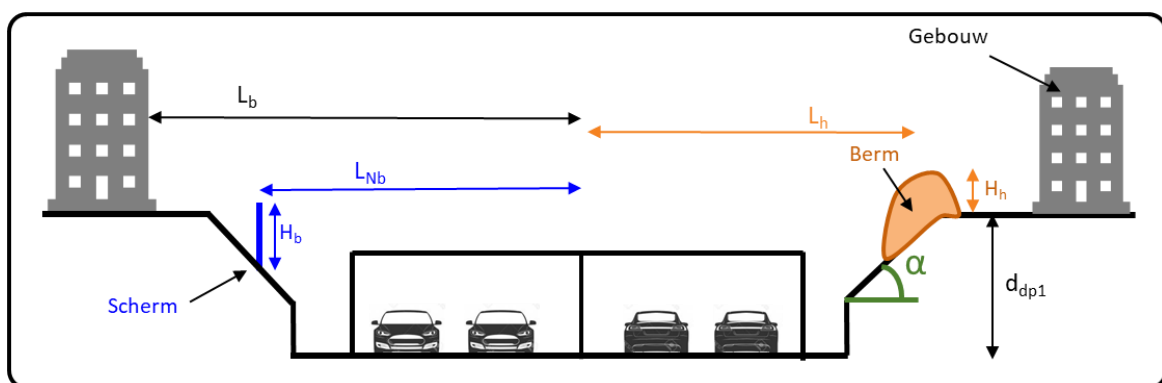
De impact van tunnelmonden en sleuven op de lokale luchtkwaliteit is bestudeerd aan de hand van CFD-analyses. Hierbij is de gevoeligheid aan de verschillende ontwerpparameters van een tunnelmond of sleuf onderzocht. Vervolgens is eveneens de impact van milderende maatregelen en de gevoeligheid aan de bijhorende parameters onderzocht. In dit hoofdstuk beschrijven we de gedetailleerde CFD berekeningen, de opzet en de analyse van de modelleringen.

6.1 METHODOLOGIE CFD-MODELLERING

Voor de CFD berekeningen maken we gebruik van OpenFOAM (www.openfoam.org), een state of the art open source software code voor numerieke stromingsberekeningen. De volledige analyse is uitgevoerd met behulp van OFpy, een pythonpakket ontwikkeld door VITO om CFD-simulaties te beheren. Het python-pakket beschrijft de generatie van de geometrie, het mesh-ontwerp, het voorbereiden van randvoorwaarden en het lanceren van de simulaties in VITO's high-performance cluster. Ten slotte wordt de nabewerkingsstap ook uitgevoerd met OFpy. OFpy wordt geconfigureerd met één enkel configuratiebestand dat alle informatie bevat die nodig is om de geometrie en de mesh te genereren. Het bevat ook de gewenste randvoorwaarden en nabewerkingsinformatie.

6.1.1 Definitie van de geometrie

Onderstaande figuren tonen een overzicht van de basisgeometrie voor de CFD-analyses. Om een uitgebreide parametrische studie mogelijk te maken, hebben we verschillende ontwerpvariabelen gedefinieerd om de algehele geometrie van de tunnelmond en de locatie en het ontwerp van verschillende mitigerende maatregelen te definiëren. De geometrie is zo generiek mogelijk gehouden om generalisatie van de resultaten mogelijk te maken.



Figuur 6-1: Visueel overzicht in 2D van de parameters waarvoor gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd.

De geometrie toont een tunnel die uitmondt op een weg die verdiept gelegen is ten opzichte van het maaiveld en met bebouwing rondom de snelweg. Elke parameter is als volgt gedefinieerd.

- L_B : afstand tussen de eerstelijns bebouwing en de middenberm van de weg.
- H_B : hoogte van een geluidsscherm.
- L_{NB} : afstand tussen de middenberm van de weg en het geluidsscherm

- L_H : afstand tussen de middenberm van de weg en het hoogste punt van een verhoogde berm
- H_H : hoogte van een verhoogde berm
- α : helling van de wegberm
- d_{dp1} : diepte van ingesleufde weg ten opzichte van het maaiveld.

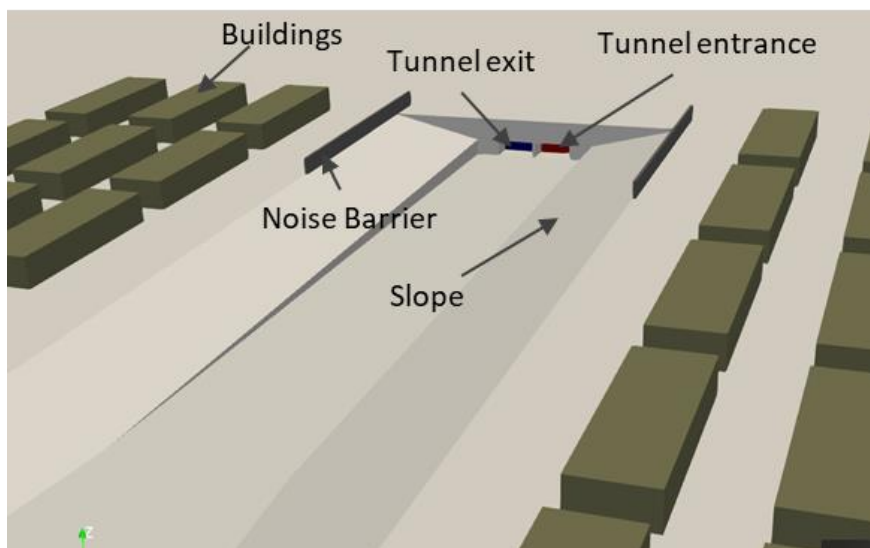
Door de verschillende parameters te variëren is er een waaier aan verschillende geometrieën opgebouwd om de impact van de verschillende parameters op de lokale luchtkwaliteit te onderzoeken. In de bespreking van de verschillende mitigerende maatregelen komen nog bijkomende parameters aan bod die specifiek de inrichting van de betreffende maatregel bepalen.

De focus van de analyses is de impact van de emissies van de tunnel op de luchtkwaliteit in de omgeving en hoe wijzigingen in de verschillende parameters dit beïnvloeden. Vandaar zijn alle analyses uitgevoerd met enkel emissies uit de tunnel en dus exclusief de emissies op het wegdeel buiten de tunnel.

Indien een andere, belangrijkere emissiebron zich in de nabijheid van een tunnelmond bevindt, dient een luchtkwaliteitsanalyse, beide bronnen in beschouwing te nemen. Hiertoe is een beslissingsboom opgesteld die wordt voorgesteld in hoofdstuk 9.

De tunnelgeometrie is voor een tunnel met gescheiden tunnelkokers.

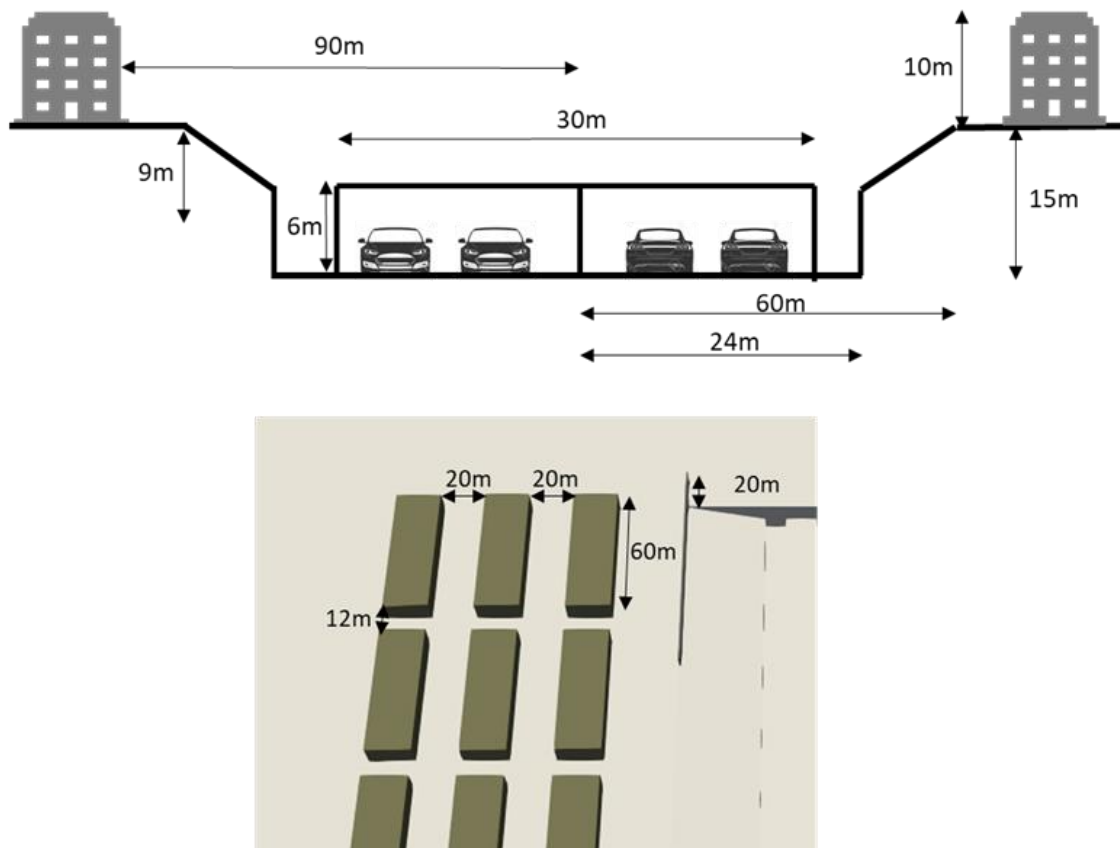
De 3D rekenroosters (STL-bestanden) zijn gemaakt met de SALOME-software door middel van python-scripts. Om de parametrische studie te versnellen, werden de geometrieën geparametriseerd om een geautomatiseerde generatie van de geometrieën mogelijk te maken.



Figuur 6-2: Visueel overzicht in 3D van de parameters waarvoor gevoeligheidsanalyses zijn uitgevoerd.

De beide onderstaande figuren tonen de standaard instellingen voor alle verschillende parameters die gehanteerd zijn voor de doorrekening van de referentiesituatie. De referentiesituatie betreft een ingesleufde tunnelmond op 15m diepte waarbij de onderste 6m van de insleuving een verticale wand is en de bovenste 9m een helling. Eén tunnelkoker is 15 m breed, met dus een totale wegbreedte van 30 m. De eerste lijn aan gebouwen staan op 90 m van de middenberm en bebouwing is 10 m hoog, 60 m lang en 20 m breed. De bovenkant van de helling is op 60 m van de

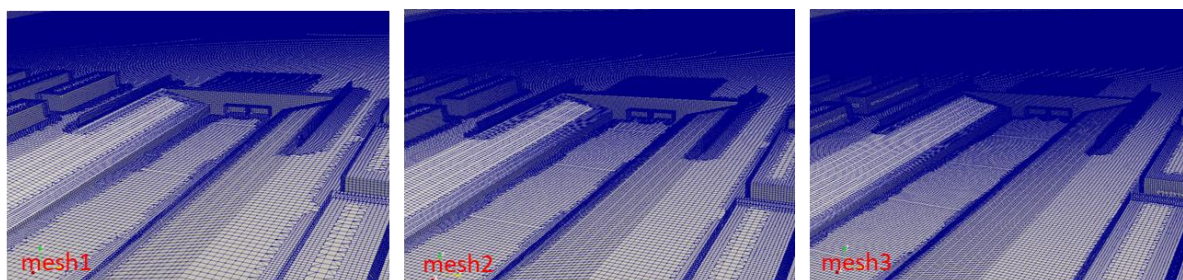
middenberm, indien hier een scherm wordt geplaatst is dit op een afstand van 30 m van de bebouwing. Er is gewerkt met verschillende lagen van bebouwing om een stedelijk omgeving te simuleren.



Figuur 6-3: Overzicht van de waarden voor alle afstanden voor de referentiesituatie.

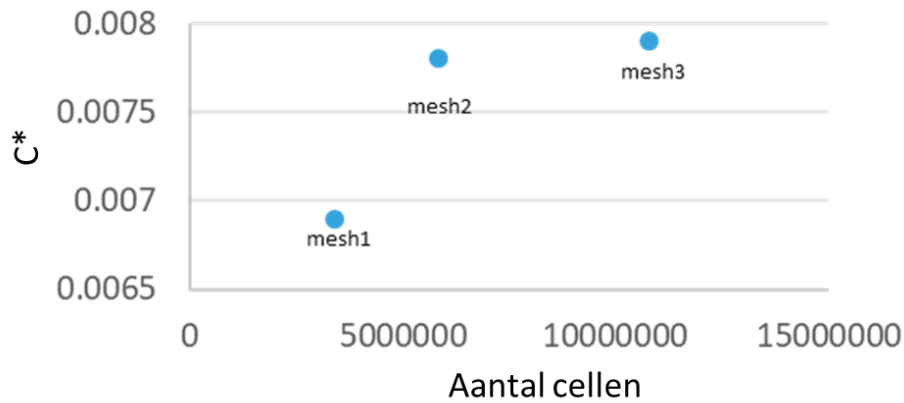
6.1.2 Numerieke procedure

De numerieke discretisatie van het domein (gedefinieerd als mesh of rekenrooster) is gegenereerd met SnappyHexMesh. Rondom de tunneluitlaat werden verfijningszones gedefinieerd, terwijl extra verfijning werd opgelegd aan de randen van alle geometrieën. Om mesh-onafhankelijkheid te garanderen, gebruiken we dezelfde case voor 3 verschillende mesh-resoluties zoals weergegeven in onderstaande figuur. Dit verduidelijkt dat de resultaten niet wijzigen wanneer de resolutie verder verhoogd wordt.



Figuur 6-4: Illustratie van de 3 verschillende mesh resoluties.

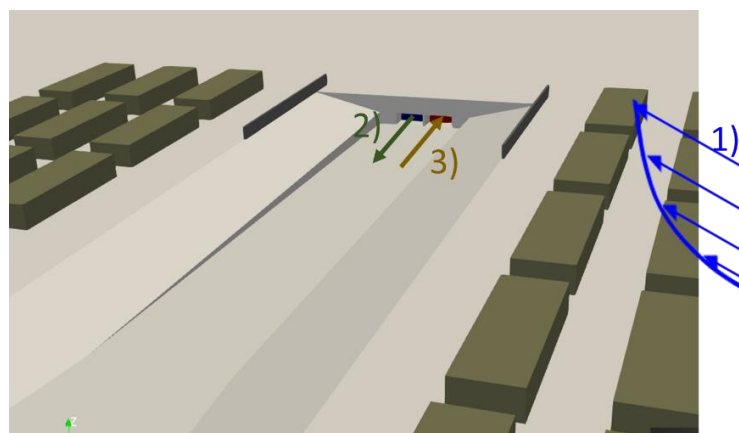
Figuur 6-5 toont de concentratiewaarde in functie van de mesh-resolutie. Voor de overige simulaties hebben we mesh 2 geselecteerd vanwege de lage onzekerheid vergeleken met de mesh met de hoogste resolutie en de lagere rekentijd. Dit mesh heeft ongeveer 5,8 miljoen cellen en een resolutie van ongeveer 0,6 meter rond de tunneluitlaat.



Figuur 6-5: Genormaliseerde concentratie ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing in functie van toenemend resolutie van het rekenrooster en bijhorend aantal cellen van dit rekenrooster.

6.1.2.1 Randvoorwaardes

Voor alle simulaties zijn standaard atmosferische randvoorwaardes gebruikt. Randvoorwaardes zijn de waardes die opgegeven worden aan de grens van het rekendomein, zoals bijvoorbeeld de windsnelheid als functie van de hoogte aan de ingangszijde. Via deze randvoorwaardes wordt de invloed van de omgeving buiten het opgenomen. Zoals te zien is in onderstaande figuur, werd bijzondere aandacht besteed aan de randvoorwaarden aan het tunnelportaal, waarbij de geïnduceerde snelheid binnen de tunnel wordt weergegeven als een inkomende snelheid met een eenheidsconcentratiewaarde. Alle simulaties zijn doorgerekend met eenheidsconcentraties uit de tunnel en kunnen nadien herschaald worden met de berekende emissies voor een tunnel. De aannames zijn gebaseerd op de best-beschikbare-technieken voor dit soort modelleringen (Cost Action 732: *Best practice guideline for the CFD simulation of flows in the urban environment*)



Figuur 6-6: Definitie en locatie van de randvoorwaarden.

De volgende randvoorwaarden zijn toegepast.

1. Atmosferisch grenslaagprofiel

1.1. Windsnelheid: $u = \frac{u_*}{k} \ln\left(\frac{z+z_0}{z_0}\right)$

1.2. Turbulente kinetische energie (TKE): $k = \frac{u_*^2}{\sqrt{C_\mu}}$

1.3. Dissipatie van TKE: $\varepsilon = \frac{u_*^3}{\kappa(z+z_0)}$

Hierbij is z_0 de lengte van de aërodynamische ruwheid, en κ de von Karman-constante. De uitlaat van het rekendomein is gespecificeerd als een niet-reflecterende uitlaatdruk en aan de zijwanden van het domein wordt symmetrie opgelegd. De waarde van z_0 is ingesteld op 0,3 m, een waarde typisch voor Vlaanderen (suburbane omgeving).

2. Tunneluitgang

De tunneluitlaat wordt gedefinieerd als een vlak met een uniforme uitlaatsnelheid, die varieert naargelang de geanalyseerde situatie: 1, 3 of 7 m/s. De turbulente kinetische energie werd ingesteld op 0,2 J/kg en de dissipatie van TKE op 0,05 J/kg.s. De concentratiewaarde werd ingesteld op een eenheidswaarde om genormaliseerde concentratiewaarden te hebben.

3. Tunnelingang

De tunnelingang is gedefinieerd als een oppervlakte met een uniforme ingangssnelheid (met dezelfde waarde als de tunneluitlaatsnelheid), waarbij we dus in beide richtingen uitgaan van hetzelfde verkeer. Alle overige variabelen worden gedefinieerd als constant nabij de tunnelingang (zeroGradient randvoorwaarde). De concentratie die het domein via de tunnel verlaat, wordt berekend door de concentratiewaarde over de tunneluitgangsoppervlakte uit te middelen.

4. Grondvlak

Vanwege het gebrek aan resolutie dicht bij de grond, wordt een 'wall function' toegepast om de stroming nabij de grond en gebouwen te modelleren. De *wall function* voorgesteld door Parente et al. (Parente, Gorré, van Beeck, & Benocci, 2011) is toegepast om horizontale homogeniteit van het snelheids-, k - en dissipatieprofiel te garanderen.

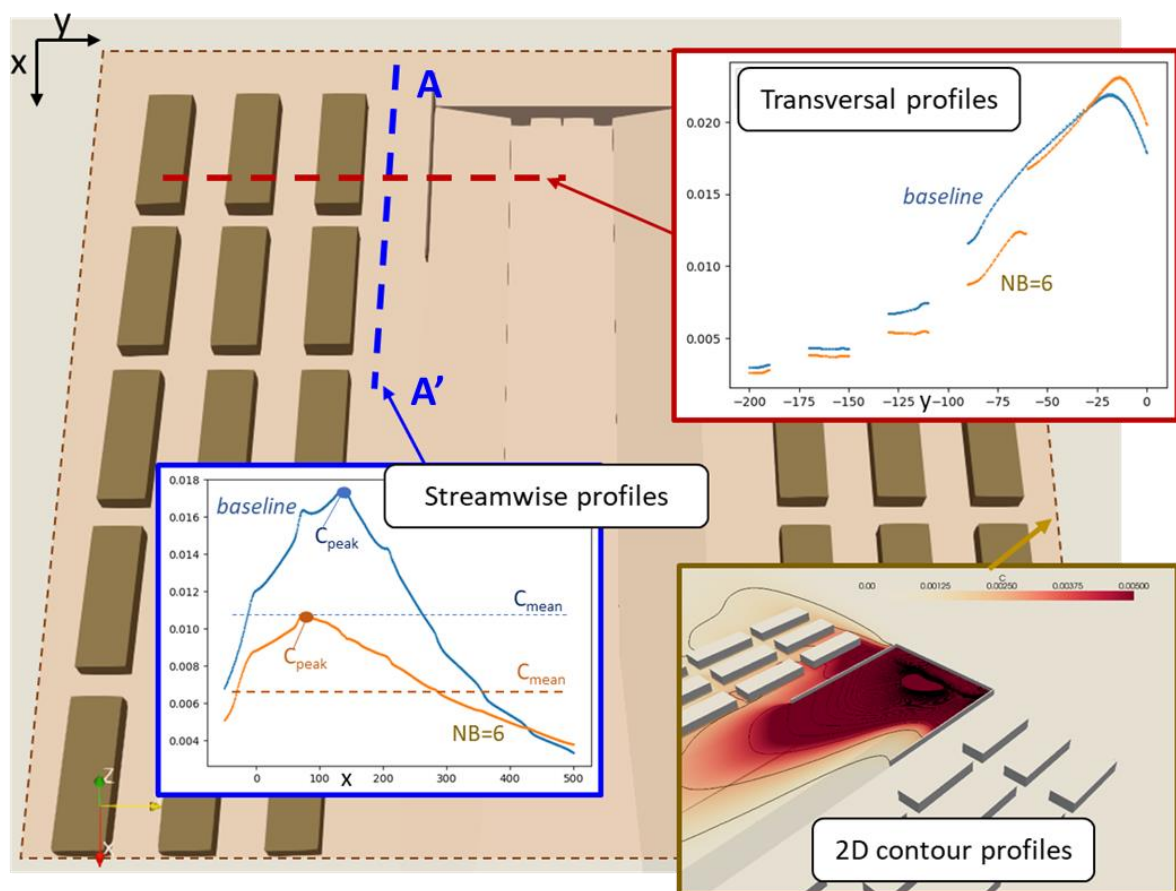
6.1.2.2 CFD Solver

De Computational Fluid Dynamic (CFD) analyse is uitgevoerd met de open source OpenFoam-bibliotheken, versie 6. Het rekenrooster is opgebouwd met de SnappyHexMesh software (discretisatie van het domein) en de oplossing die werd verkregen met de *incompressible SimpleFoam-solver* voor eindige volumes. De analyses zijn uitgevoerd met een standaard CFD-aanpak, namelijk Reynolds Averaged Navier Stokes (RANS)-vergelijkingen en de turbulentiesluiting met het standaard k - ε -model. De advection-diffusievergelijking voor een passieve scalar werd toegepast om de verspreiding van verontreinigende stoffen uit de tunnel te modelleren waar een Schmidt-getal van 0,5 is gebruikt. Een tweede orde discretisatie is gebruikt voor alle termen. Achtergrondconcentraties werden niet opgenomen in de simulaties en worden toegevoegd in de nabewerkingsstappen. De aannames zijn gebaseerd op de best-beschikbare-technieken voor dit

soort modelleringen (Cost Action 732: *Best practice guideline for the CFD simulation of flows in the urban environment*)

6.1.2.3 Verwerking resultaten

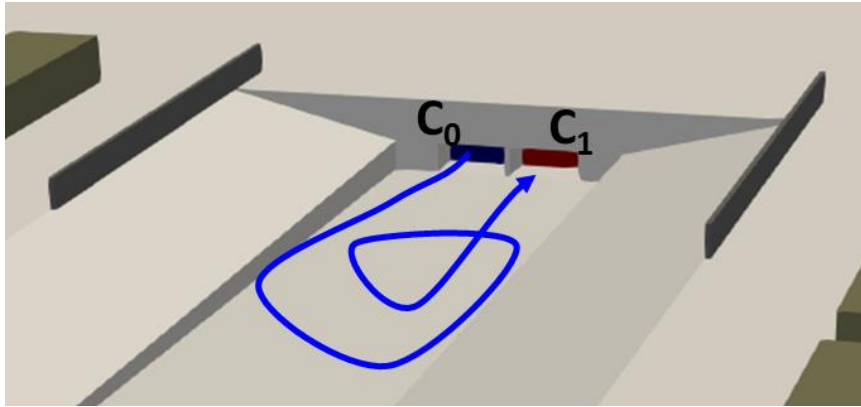
De 3D CFD-resultaten zijn verwerkt tot verschillende 2D-vlakken en 1D-profielen op 2 meter hoogte voor een eenvoudige vergelijking tussen verschillende scenario's. Er zijn zowel profielen parallel aan de wegrichting als transversale profielen verkregen, maar we hebben onze analyse geconcentreerd op een parallel profiel gelegen langs de gevel van het gebouw, zoals weergegeven door de blauwe lijn in figuur 6-7. Dit profiel bevindt zich aan de gevel van het gebouw, 90 meter verwijderd van het midden van de weg op een hoogte van 2 meter. Het profiel begint 50 meter voor de start van de gebouwen en tunnelmond en strekt zich uit over 500 meter, dus tot een afstand van 450m voorbij de tunnelmond.



Figuur 6-7: Schets van de verschillende profielen voor de verwerking van de resultaten. Het blauwe profiel parallel aan de weg langs de gebouwen (A-A') is gebruikt voor de analyses in deze studie.

Om een systematische vergelijking uit te voeren tussen de verschillende mitigerende maatregelen, vergelijken we de gemiddelde waarden (C_{mean}) en de piekwaarden (C_{peak}) (de maximale waarde langs het profiel) zoals geïllustreerd in bovenstaande figuur.

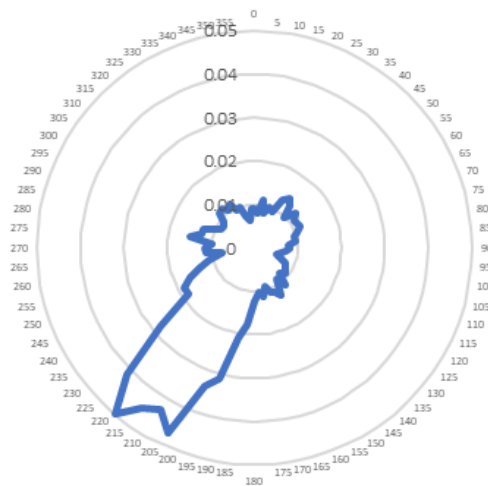
Daarnaast hechten we ook belang aan de hoeveelheid vervuiling die de tunnel weer binnenkomt, aangezien dit aanzienlijk verandert met de mitigatiestrategie en daarom in beschouwing dient te worden genomen.



Figuur 6-8: Verduidelijking van tunnelmondemissie die via de andere tunnelkoker wordt afgevoerd.

6.1.3 Opschaling naar jaargemiddelde resultaten

Alle simulaties zijn uitgevoerd met eenheidsemisies aan het tunnelportaal en voor de verschillende windrichtingen. Deze resultaten kunnen aan de hand van meteostatistieken voor een volledig jaar worden opgeschaald tot jaargemiddelde concentraties. Dit is voor deze studie steeds gebeurd op basis van een gemiddeld meteojaar, namelijk de metingen van het meteorostation Antwerpen Luchtbal voor 2012. De gemeten meteo-data worden opgelegd aan de rand van het domein en de effecten van bebouwing en andere obstakels zijn dus steeds expliciet gemodelleerd.



Figuur 6-9: Histogram met het voorkomen van de windrichtingen voor weerstation Antwerpen Luchtbal in 2012.

Via volgende vergelijking worden de jaargemiddelde resultaten afgeleid.

$$\bar{c}(x, y) = \sum_{\theta_{inlet}} \frac{C^*(\theta_{inlet})}{U_{inlet}} (P(\theta_{inlet})) Q_1 + \bar{c}_{bck} = \bar{C}^* \frac{Q}{U_{inlet}} + \bar{c}_{bck}$$

$$Q_1 = Q_{tunnel} + Q_{L=0}$$

Q_{tunnel} is het concentratieniveau dat in de tunnel wordt gecreëerd, terwijl $Q_{L=0}$ de concentratie is die de tunnel aan de andere kant binnenkomt. Deze waarde is afhankelijk van de toepassing van mitigerende maatregelen aan de andere kant en moet daarom in rekening worden gebracht bij elke

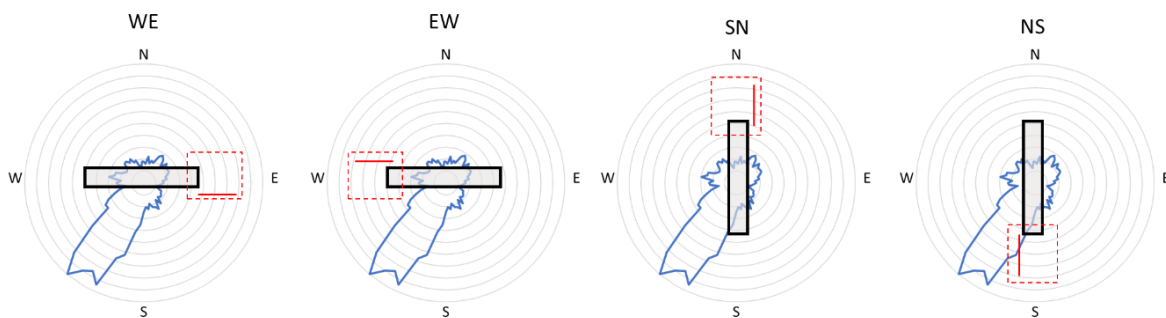
CFD-analyse van mitigerende maatregelen. Als de andere kant van de tunnel bijvoorbeeld een bepaald niveau van insleuving heeft, is de recirculatie van vervuiling die de tunnel opnieuw binnengaat groter. $P(\theta_{inlet})$ is de kans voor een bepaalde windrichting θ_{inlet} , terwijl U_{inlet} de gemiddelde windsnelheid op 10m hoogte is. Om de resultaten voor een generieke case te tonen, zijn sommige figuren in dit rapport opgemaakt met de genormaliseerde concentraties \bar{C}^* .

6.2 LUCHTKWALITEIT NABIJ TUNNELMONDEN

Als eerste stap analyseren we de impact van een tunnelmond op de lokale luchtkwaliteit in de afwezigheid van mitigerende maatregelen.

6.2.1 Oriëntatie van de tunnel

De resultaten voor individuele windrichtingen zijn hiervoor opgeschaald naar jaargemiddelde resultaten. Een belangrijke variabele hierbij is dan nog de oriëntatie van het tunnelportaal, aangezien de verschillende windrichtingen niet allemaal evenveel voorkomen doorheen het jaar. De dominante windrichting in Vlaanderen is in een normaal meteojaar zuidwestenwind. Onderstaande figuur toont de vier geanalyseerde oriëntaties van een tunnelmond ten opzichte van de windroos voor weerstation Antwerpen Luchtbal in 2012.



Figuur 6-10: Vier geanalyseerde oriëntaties van de tunnel ten opzichte van de windroos voor weerstation Antwerpen Luchtbal in 2012. De zwart balk toont de tunnel en de rode lijn de zijde waar de analyse voor is uitgevoerd. De blauwe lijn toont het histogram van de windrichtingen doorheen het jaar.

Volgende oriëntaties zijn in detail geanalyseerd.

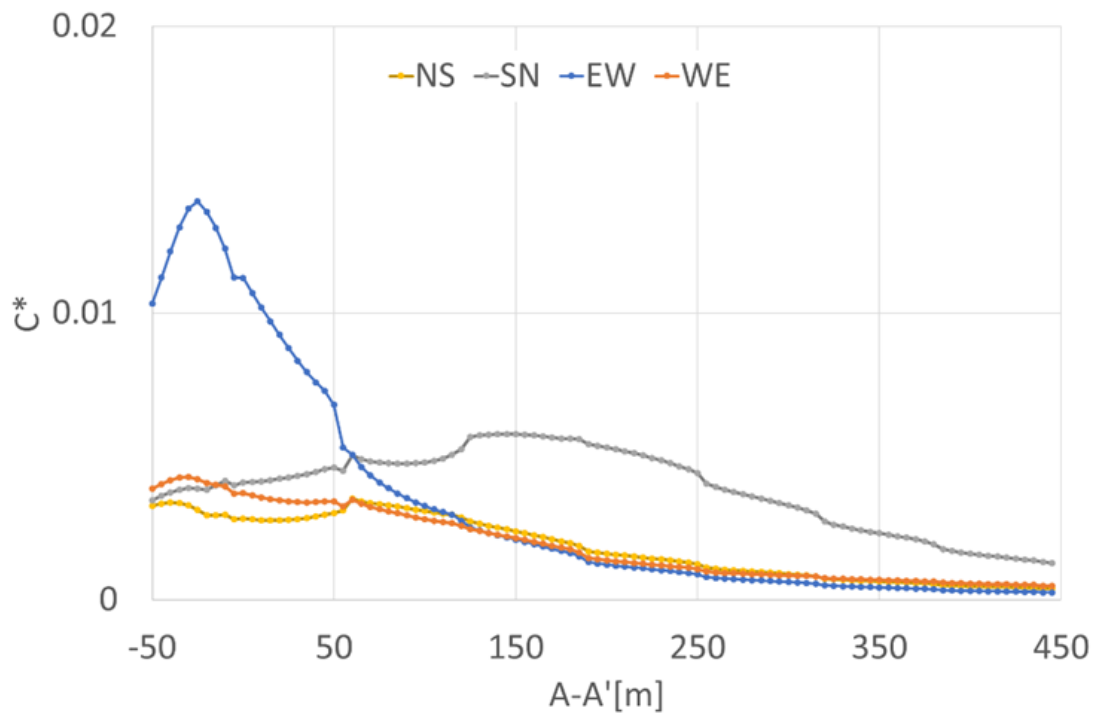
- WE: west-oost georiënteerde tunnel met analyse aan oostelijke tunnelmond.
- EW: oost-west georiënteerde tunnel met analyse aan westelijke tunnelmond.
- SN: zuid-noord georiënteerde tunnel met analyse aan noordelijke tunnelmond.
- NS: noord-zuid georiënteerde tunnel met analyse aan zuidelijke tunnelmond.

Voor tussenliggende oriëntaties kunnen de twee dichtst aansluitende oriëntaties worden geanalyseerd.

Voor elk van deze oriëntaties is dus het concentratieprofiel langs de bebouwing afgeleid. Dit toont een aanzienlijk hogere concentratiepiek voor oost-west (EW). Bij de dominante zuidwestenwind wordt immers de jet aan de tunnelmond sterk afgeremd waardoor de piekconcentratie ter hoogte van de eerstelijnsbebouwing zich korter bij het tunnelportaal bevindt. Bij de zuid-noord oriëntatie SN versterkt de dominante windrichting de tunneljet waardoor de concentratiepiek ter hoogte van de bebouwing verschuift naar een grotere afstand van de tunnelmond. Bij deze windrichting is de impact van de emissies uit de tunnel nog niet tot quasi nul teruggevallen op 450m afstand van de

tunnelmond. Bij de andere drie oriëntaties is de bijdrage van de tunnelmond op 450m afstand quasi verwaarloosbaar.

Bij oriëntatie noord-zuid, zorgt de dominante windrichting voor een verplaatsing van de tunneljet weg van het geanalyseerde profiel nabij de eerstelijnsbebouwing, waardoor de concentraties minder sterk oplopen.



Figuur 6-11: Genormaliseerde concentratie C^* ter hoogte van de eerstelijnsbebouwing als functie van de afstand (m) vanaf de tunnelmond langs het profiel nabij de bebouwing A-A', zie figuur 6-7. Het tunnelportaal ligt op afstand 0. Oriëntatie SN: grijs, oriëntatie NS: geel, oriëntatie EW: blauw, oriëntatie WE: oranje.

De genormaliseerde concentraties kunnen aan de hand van onderstaan de formule worden omgezet in jaargemiddelde concentraties.

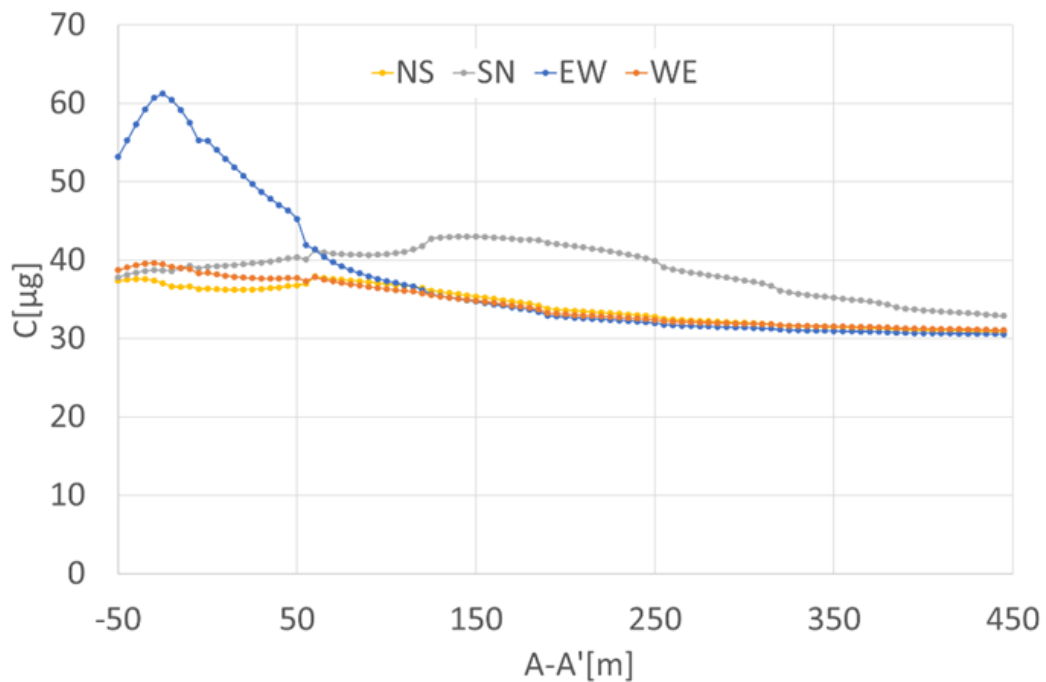
$$C = \frac{C^*[-]C_{tunnel} [\mu g/m^3]V_{tunnel} [m/s]}{\bar{U}_{in} [m/s]} + C_{bck} [\mu g/m^3]$$

met volgende variabelen:

- C^* : genormaliseerde concentratie (geen eenheden omwille van normalisatie).
- C_{tunnel} : concentratie in tunnel aan het tunnelportaal
- V_{tunnel} : stroomsnelheid uit de tunnel.
- \bar{U}_{in} : de gemiddelde windsnelheid doorheen het jaar op 10m hoogte
- C_{bck} : achtergrondconcentratie

In deze studies hebben we voornamelijk met waarden aan het tunnelportaal van 3 m/s en 1500 $\mu g/m^3$ gewerkt, representatief voor NO_x -emissies bij een tunnel van 1km lengte met 1500 wagens per uur en een snelheid van 30 km/u of eveneens de NO_x -emissies van een tunnel van 4km lengte

met 600 wagens per uur en een snelheid van 70 km/u. Aparte doorrekeningen voor 7 m/s en 1 m/s zijn representatief voor tunnels met snelheden tot 90 km/u en tunnels met congestie.

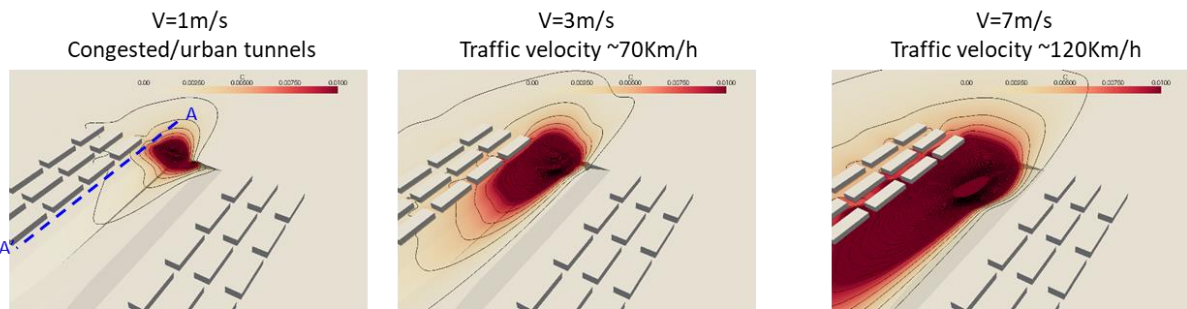


Figuur 6-12: Polluent concentratieprofielen voor een achtergrondconcentratie van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, een tunnel jet met $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ concentratie en 3 m/s stroomsnelheid en een jaargemiddelde windsnelheid van 2 m/s .

6.2.2 Tunnelstroomsnelheid

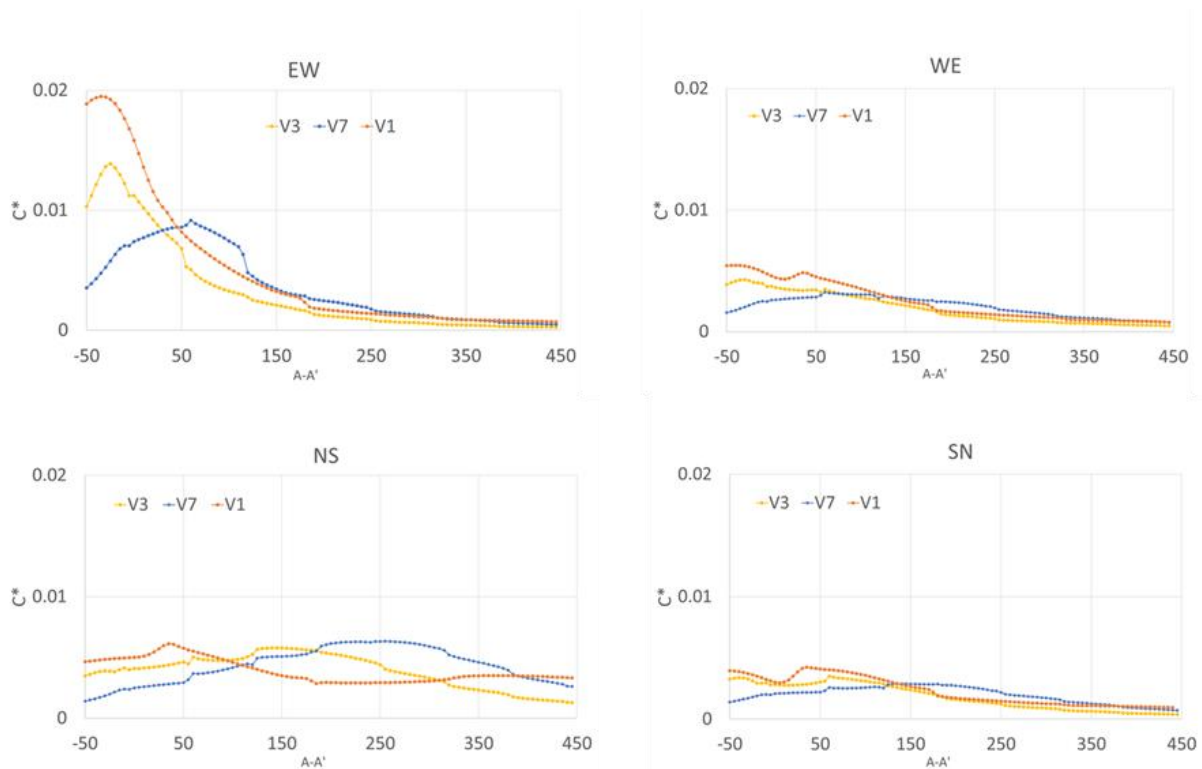
Via het 1D-tunnelmodel beschreven in hoofdstuk 4, kan gemodelleerd worden welke pollutantconcentraties er zich opbouwen in een tunnel en met welke stroomsnelheid de emissies de tunnel verlaten aan het tunnelportaal. Bij een hogere uitstroomsnelheid gaat de emissie zich verspreiden over grotere afstand. Anderzijds gaat voor een gelijke emissie, de concentratiepiek nabij de eerste bebouwing minder hoog zijn bij hogere stroomsnelheden aangezien er meer verdunning is met omgevingslucht.

Dit zien we ook terug in de simulaties. Onderstaande figuren tonen genormaliseerde 2D concentratieprofielen. Bij lagere stroomsnelheden is er een sterker afgelijnde hotspot vlak bij de tunnelmond. Bij hogere stroomsnelheden wordt de vervuiling uitgespreid over een groter gebied. Deze profielen zijn echter nog niet genormaliseerd voor de stroomsnelheid waardoor de totale emissie bij 7 m/s zeven maal hoger is dan bij 1 m/s .



Figuur 6-13: Vergelijking van de genormaliseerde concentratieprofielen nabij een tunnelmond met als enige variabele de stroomsnelheid uit de tunnel. De figuur toont dat de emissie zich over een veel groter gebied uitspreid bij hogere snelheden. De piekwaarde bij congestie gaat echter veel hoger oplopen omdat de pollutentconcentraties in de tunnel veel hoger opbouwen.

Als volgende stap zijn de simulaties verder genormaliseerd naar constante emissies. We zien in onderstaande figuren dat bij verschillende tunnelrichtingen de piek aan de tunnel bij een lage snelheid hoger is dan de piek die we vinden bij hogere snelheden. Alleen bij de N-S richting is dit niet zo. Bij deze specifieke configuratie verplaatst de dominante windrichting de jet uit de tunnelmond weg van de bebouwing en dit weegt sterker door bij lagere stroomsnelheden uit de tunnel.



Figuur 6-14: Genormaliseerde concentratieprofielen voor de vier verschillende tunneloriëntaties en de verschillende stroomsnelheden uit het tunnel portaal van 1 m/s (oranje), 3 m/s (geel) en 7 m/s (blauw).

De figuren maken duidelijk dat de lengte waarover milderende maatregelen dienen te worden toegepast afhankelijk zijn van de rijksnelheden in de tunnel. Bij snelheden van 1 m/s situeert de concentratiepiek zich vlakbij de tunnelmond, bij 7 m/s verschuift dit naar afstanden tussen 50 m en 250 m verder afhankelijk van de tunneloriëntatie.

6.3 MILDERENDE MAATREGELEN

Om de verschillende mitigatiestrategieën te evalueren, richten we ons zowel op de concentratieprofielen langs de gevels van de gebouwen als de hoeveelheid van de pollutie die in de tegenovergestelde verkeersrichting de tunnel weer in gaat. In het algemeen blijkt dat een strategie die de concentratie verlaagt door een deel van de vervuilende stof dicht bij het tunnelportaal te houden en dus het verspreidingsvermogen te beperken, het aandeel van de vervuiling dat de andere tunnelkoker in gaat zal verhogen. Daarom moet hiermee rekening worden gehouden bij het ontwerpen van beide zijden van de tunnel. Er kan zo met een verschillende aanpak aan beide tunnelmonden worden gewerkt.

De impact van de tunnelemisies op de pollutie concentraties in de omgeving, worden bepaald door zowel de emissies zelf als de dispersie van de pollutie.

$$F[\text{g/s}] = Q[\text{m}^3/\text{s}] * C[\text{g}/\text{m}^3] \xrightarrow{\text{Dispersion}} \text{Atmosphere } C_{\text{facade}}[\text{g}/\text{m}^3]$$

Bovenstaande vergelijking verduidelijkt dat de concentratie ter hoogte van de bebouwing bepaald wordt door enerzijds de emissie die het product is van de stroomsnelheid uit de tunnel Q en de concentratie ter hoogte van het tunnelportaal C en anderzijds het dispersieproces. De milderende maatregelen die in detail geanalyseerd zijn, zijn maatregelen die het dispersieproces beïnvloeden.

Hierbij dient echter nogmaals benadrukt te worden dat bronmaatregelen die de emissies van de voertuigen beperken de meest efficiënte strategie zijn om de luchtkwaliteit op regionaal niveau te verbeteren. Dispersiemaatregelen kunnen aanvullend de problematiek rond hotspots milderen.

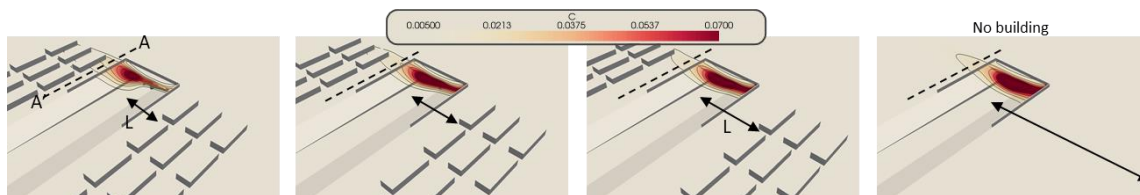
Maatregelen die in de tunnel zelf genomen kunnen worden zijn in de voorgaande hoofdstukken besproken.

6.3.1 Geluidsschermen en bermen

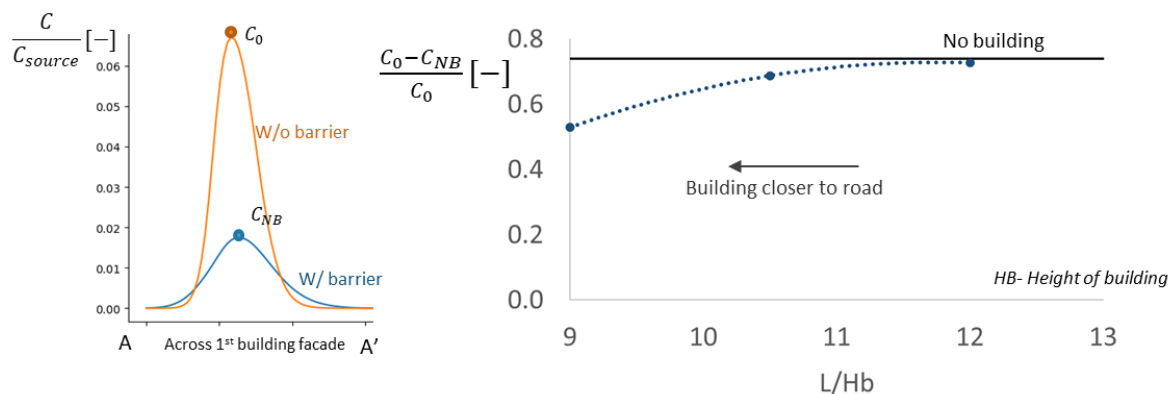
In deze studie is de schermwerking van schermen en bermen nabij tunnelmonden in detail onderzocht. Er wordt gefocust op een bebouwde omgeving waar bewoners in meer of mindere mate worden blootgesteld aan de emissies uit de tunnel.

6.3.1.1 Invloed bebouwde omgeving op schermwerking

Een eerste analyse focust op hoe de nabijheid van de bebouwing de schermwerking beïnvloedt. Dit is voor één individuele windrichting onderzocht, namelijk wind loodrecht op de weg. Onderstaande figuur toont de 2D concentratieprofielen bij variërende afstand van de bebouwing tot de weg. Voor elke afstand is de schermwerking bepaald als de mate waarin de piekwaarde langs het profiel afneemt. Dit toont aan dat door de nabijheid van bebouwing de efficiëntie van de schermwerking afneemt. De piekconcentratie wordt minder gereduceerd indien de bebouwing zich korter achter de schermen situeert. Bij afwezigheid van bebouwing, neemt de piekconcentratie door het plaatsen van 6 m hoge schermen af met meer dan 70%. Wanneer de afstand tussen de schermen en de bebouwing beperkt is tot 30 m neemt dit af tot ongeveer 50%.



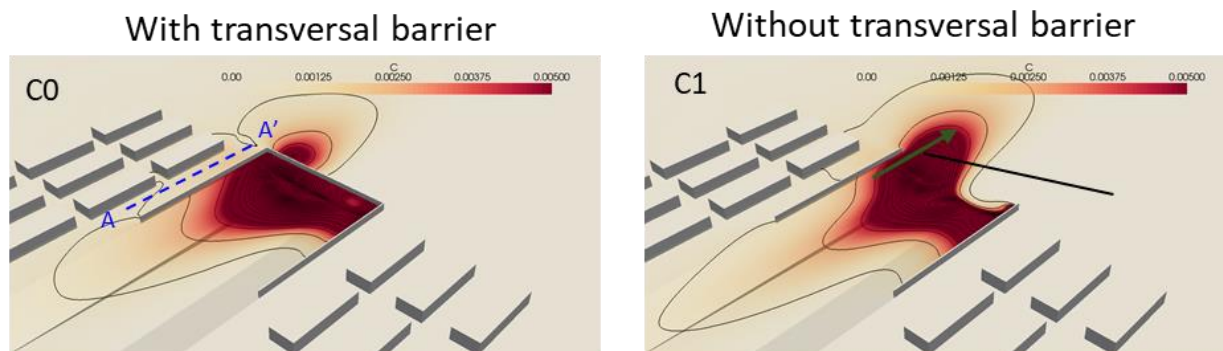
Figuur 6-15: Contouren voor genormaliseerde concentraties waarbij de afstand tussen de bebouwing en de weg varieert, van respectievelijk 90 m, 105 m en 120 m tot het centrum van de weg en als laatste plot in de afwezigheid van bebouwing. Schermen van 6 m hoogte zijn toegepast op 60 m afstand van het centrum van de weg.



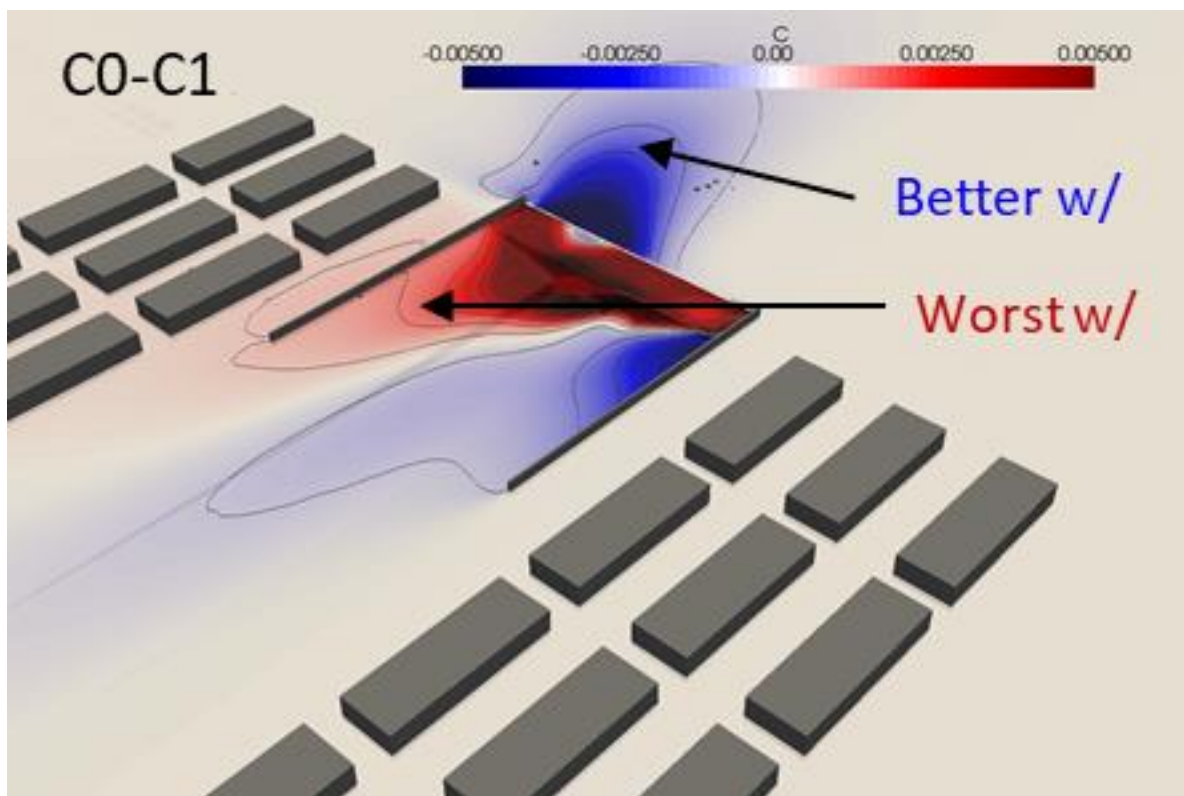
Figuur 6-16: Overzicht van de mate waarin schermen van 6 m hoogte de piekconcentratie reduceren als functie van de verhouding tussen de afstand tot de eerste bebouwing en de hoogte van deze bebouwing.

6.3.1.2 Invloed van transversaal scherm

Als tweede punt is geanalyseerd hoe de toevoeging van een transversaal scherm, de schermwerking beïnvloedt. Met een transversaal scherm bedoelen we dat er boven de tunnelmond een scherm wordt geplaatst dwars op de weg. Dit scherm sluit aan op de schermen langs de weg. De analyse is gemaakt op basis van een uniforme winddistributie. De analyse maakt duidelijk dat een transversaal scherm een positieve impact heeft op de pollutieconcentratie boven de tunnel. Omdat er minder transport mogelijk is van de zone aan de tunnelmond naar de zone boven de tunnel, nemen de concentraties ter hoogte van de bebouwing wel licht toe. Een transversaal scherm heeft dus een negatieve impact voor de blootstelling van de bebouwing langs de weg aan de emissies van de tunnelmond.



Figuur 6-17: Vergelijking van de concentratieprofielen met en zonder transversaal scherm. In beide situaties zijn er schermen langs de weg. Het transversaal scherm hindert transport naar de zone boven de tunnel waardoor de blootstelling ter hoogte van de gebouwen licht toeneemt. De schermhoogte bedraagt 6m.

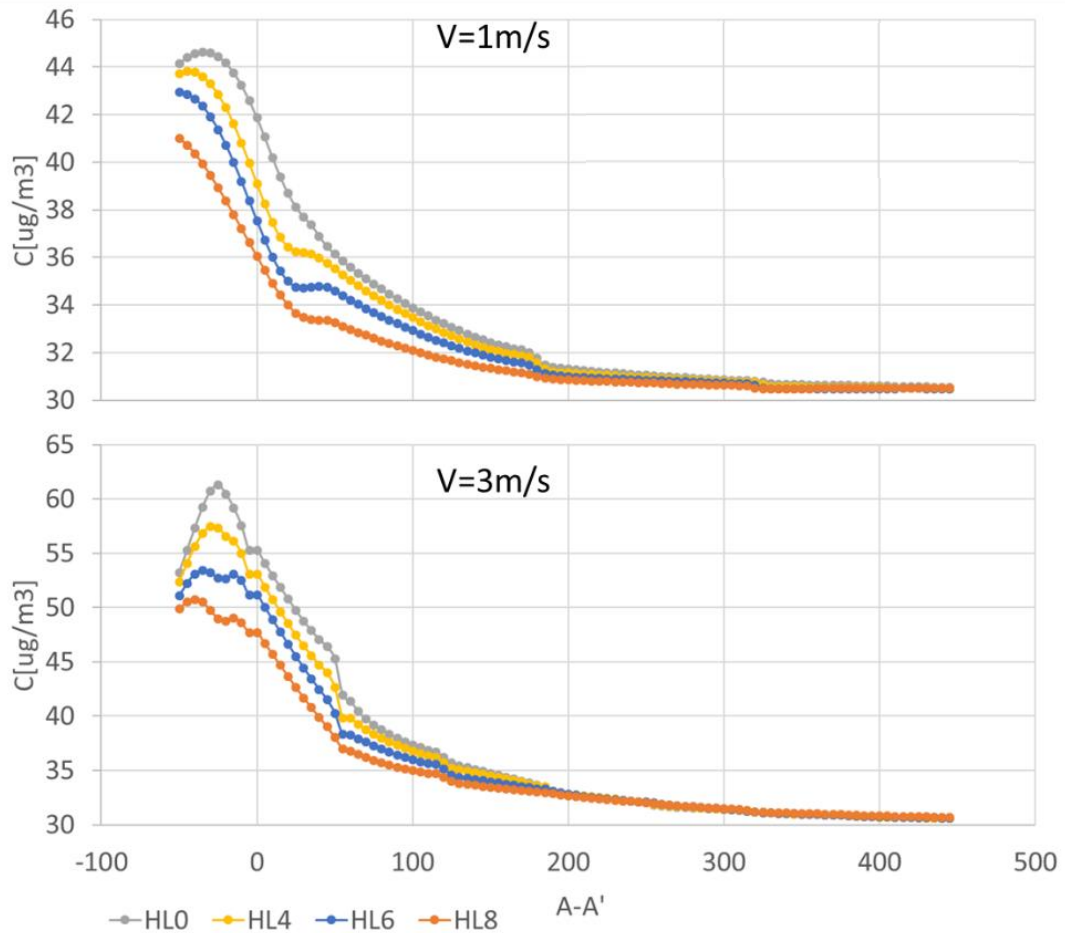


Figuur 6-18: Verschil in genormaliseerde concentraties voor situaties met en zonder transversaal scherm. Rode kleuren tonen toenames van de concentraties door toevoegen van het transversaal scherm, blauwe kleuren afnames.

6.3.1.3 Invloed van tunnel oriëntatie en stroomsnelheid

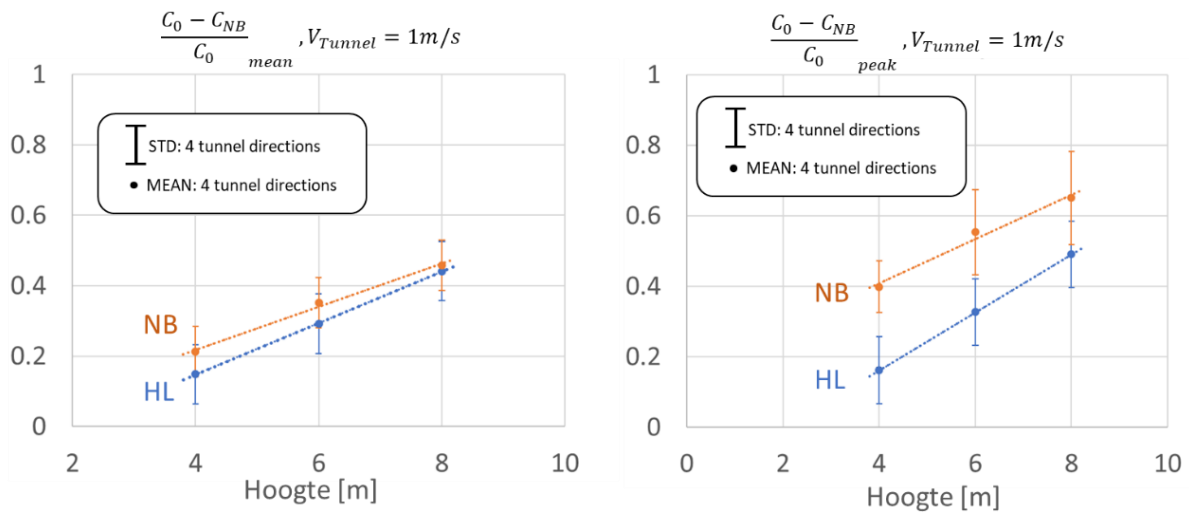
De effectiviteit van schermen in het afschermen van de emissies van een tunnelmond is afhankelijk van de stroomsnelheid uit de tunnel en de oriëntatie van de tunnel ten opzichte van de dominante windrichting. Onderstaande figuur geeft de concentratieprofielen weer voor verschillende geluidsschermhoogtes en stromingssnelheden voor de tunneloriëntatie waarbij de piekconcentraties het hoogst oplopen, oost-west (EW). De figuur maakt duidelijk dat de prestatie van het geluidsscherm afhankelijk van de tunnelstroomsnelheid wijzigt.

De waarden aan het tunnelportaal van 3 m/s en 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zijn representatief voor NO_x -emissies bij een tunnel van 1km lengte met 1500 wagens per uur en een snelheid van 30 km/u en eveneens de NO_x -emissies van een tunnel van 4km lengte met 600 wagens per uur en een snelheid van 70 km/u.

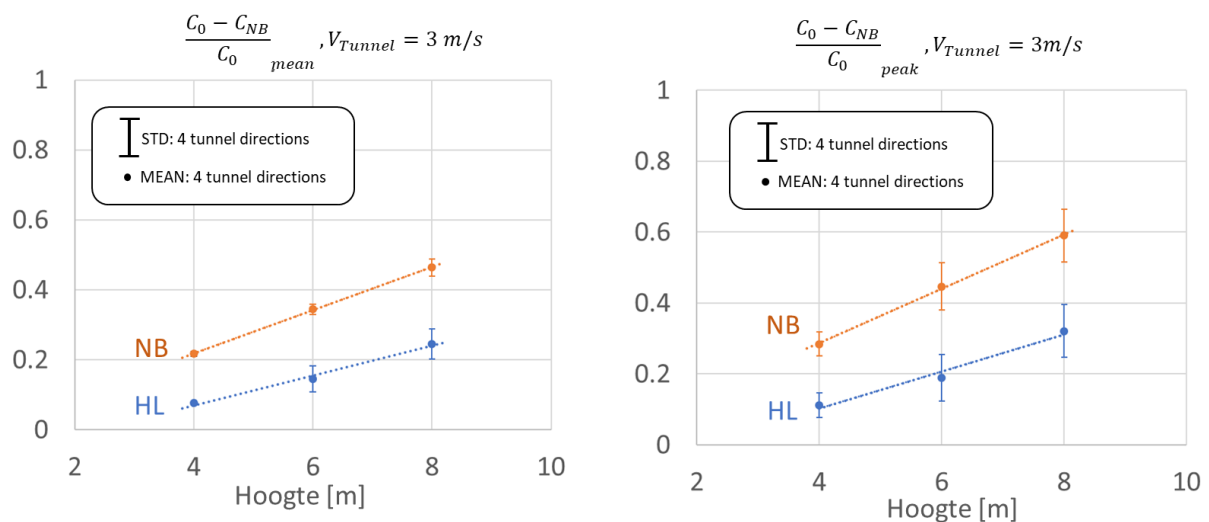


Figuur 6-20: Concentratieprofielen voor 2 verschillende tunnel stroomsnelheden met bermhoogtes van 0 m (grijs), 4 m (geel), 6 m (blauw) en 8 m (oranje). Er is gewerkt met een achtergrondconcentratie van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, het histogram met de windrichtingen Luchtbal 2012 en een gemiddelde windsnelheid van 2 m/s en oriëntatie Oost-West. De bovenste figuur toont de profielen voor een tunnel uitstroomsnelheid van 1 m/s, de middelste figuur voor 3 m/s en de onderste figuur voor 7 m/s.

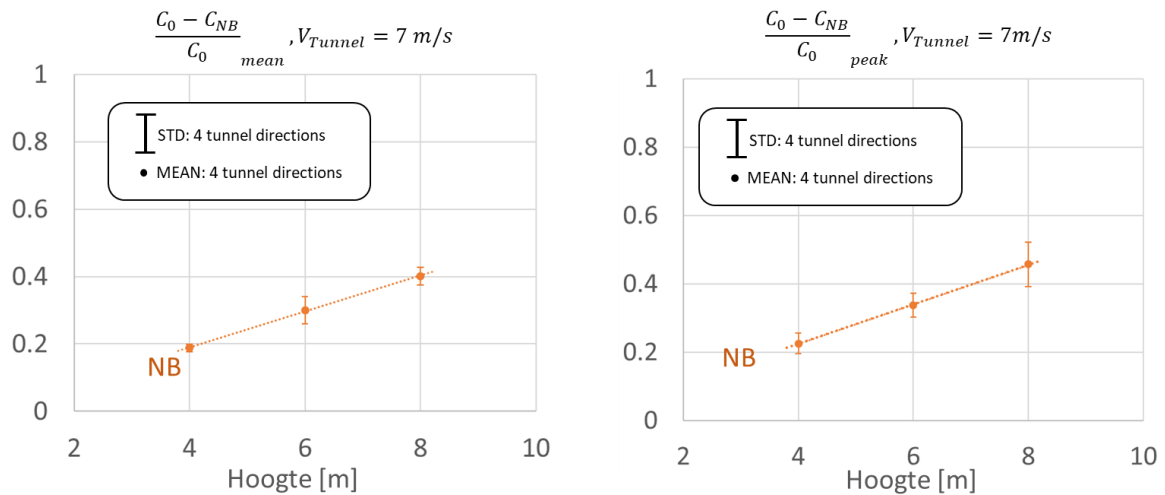
Onderstaande figuren vergelijken de performantie van bermen en schermen in het reduceren van de blootstelling aan de emissies van de tunnelmond. De figuur geeft het overzicht hoe de reducties door schermen op de tunnelmondbijdrage in de concentraties wijzigt bij wijzigende stroomsnelheden uit de tunnel en hoogte van de schermen. De vier verschillende tunneloriëntatie worden samen getoond als één gemiddelde en de standaarddeviatie hier rond. De positieve invloed van schermen neemt dus toe bij lagere stroomsnelheden uit de tunnelmond en varieert met de tunneloriëntatie.



Figuur 6-21: Fractie reductie van de pollutieconcentraties (exclusief achtergrondbijdrage) door het toepassen van geluidsschermen (oranje) of bermen (blauw) bij stroomsnelheid **1 m/s** uit de tunnel als functie van de scherm- en bermhoogte. Links: reductie in de gemiddelde concentratie langs het profiel, rechts: reductie in de piekconcentraties. De vier oriëntaties van de tunnel zijn samen voorgesteld als het gemiddelde van de 4 oriëntaties en de standaarddeviaties hier op.



Figuur 6-22: : Fractie reductie van de pollutieconcentraties (exclusief achtergrondbijdrage) door het toepassen van geluidsschermen (oranje) of bermen (blauw) bij **3 m/s** uit de tunnel als functie van de scherm- en bermhoogte. Links: reductie in de gemiddelde concentratie langs het profiel, rechts: reductie in de piekconcentraties. De vier oriëntaties van de tunnel zijn samen voorgesteld als het gemiddelde van de 4 oriëntaties en de standaarddeviaties hier op.



Figuur 6-23: Fractie reductie van de pollutantconcentraties (exclusief achtergrondbijdrage) door het toepassen van geluidsschermen stroomsnelheid 7 m/s uit de tunnel als functie van de schermhoogte. Links: reductie in de gemiddelde concentratie langs het profiel, rechts: reductie in de piekconcentraties. De vier oriëntaties van de tunnel zijn samen voorgesteld als het gemiddelde van de 4 oriëntaties en de standaarddeviaties hier op.

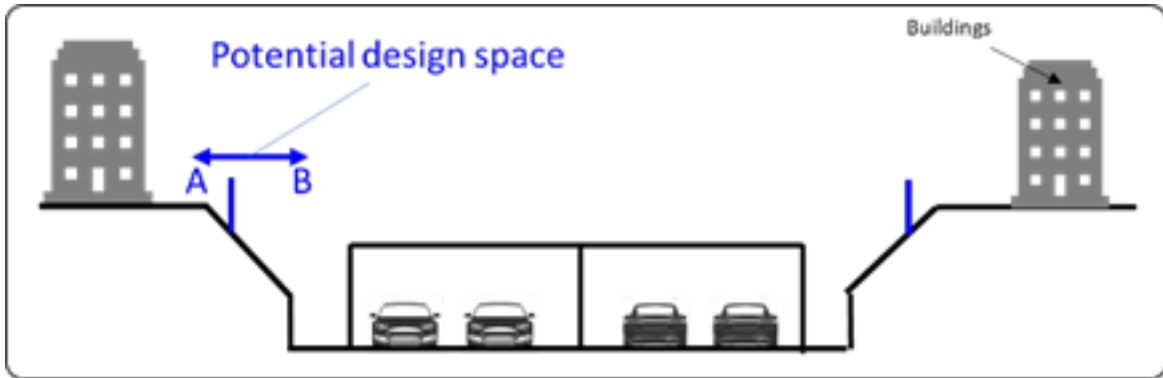
6.3.2 Optimale plaatsing van schermen en bermen

In deel 6.3.1 is geanalyseerd hoe de schermwerking toeneemt met toenemende hoogte van de schermen en bermen en hoe de schermwerking wordt beïnvloed door de nabijheid van bebouwing, de aanwezigheid van een transversaal scherm en de snelheid en oriëntatie van de tunneljet. Als volgende stap is de plaatsing van een scherm verder geoptimaliseerd als functie van een aantal design parameters. Er zijn verschillende optimalisatieprocedures uitgevoerd om de optimale locatie en profielen van schermen en bermen te vinden.

Hiervoor is een numerieke procedure ontwikkeld waarbij CAD (*computer aided design*) software SALOME werd gebruikt om automatisch de schermen te creëren door middel van python-scripting. Een differentieel evolutie-algoritme werd gecombineerd met SALOME en de OpenFoam CFD-solver om te zoeken naar optimale ontwerpen. De optimalisatie is uitgevoerd voor één windrichting. Daarom moet nadien een volledige beoordeling van de prestaties van het geoptimaliseerde profiel worden gemaakt voor jaarlijkse statistieken.

6.3.2.1 Afstand tot de weg

Een eerste optimalisatieproces is uitgevoerd om de optimale afstand tot de weg te bepalen voor de plaatsing van schermen. De locatie van het scherm mocht variëren tussen punt A en B. Deze analyse is uitgevoerd voor een ingesleufde tunnelmond met zowel een aflopende helling als een verticale wand.

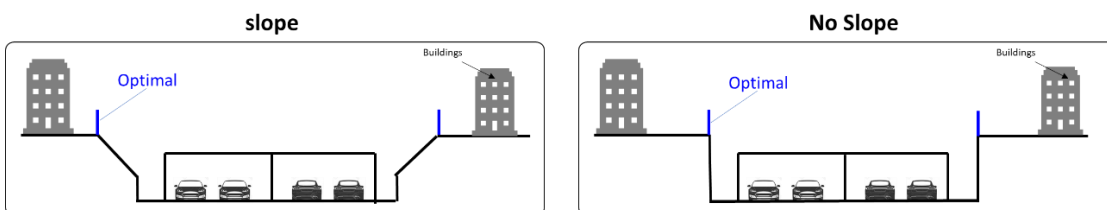


Figuur 6-24: Schets van de optimalisatieprocedure als functie van de afstand tot de weg voor aflopende snelwegbermen rondom een ingesleufde tunnelmond.

De conclusie van deze analyse is tweeledig:

- Primair is het bereiken van een maximale absolute hoogte voor de combinatie van het scherm met het aanwezige terrein. Dit betekent dus het scherm boven de helling wordt geplaatst.
- Ten tweede is de schermwerking groter naarmate het scherm korter bij de weg wordt gerealiseerd. Dit effect is echter ondergeschikt aan het bereiken van een maximale absolute hoogte.

Dit betekent dus dat een scherm bij een aflopende helling langs de tunnelmond best onmiddellijk boven aan de helling wordt gerealiseerd en bij een verticale wand zo kort mogelijk bij de rand. Onderstaande figuur toont de optimale plaatsing van schermen of bermen voor beide situaties.



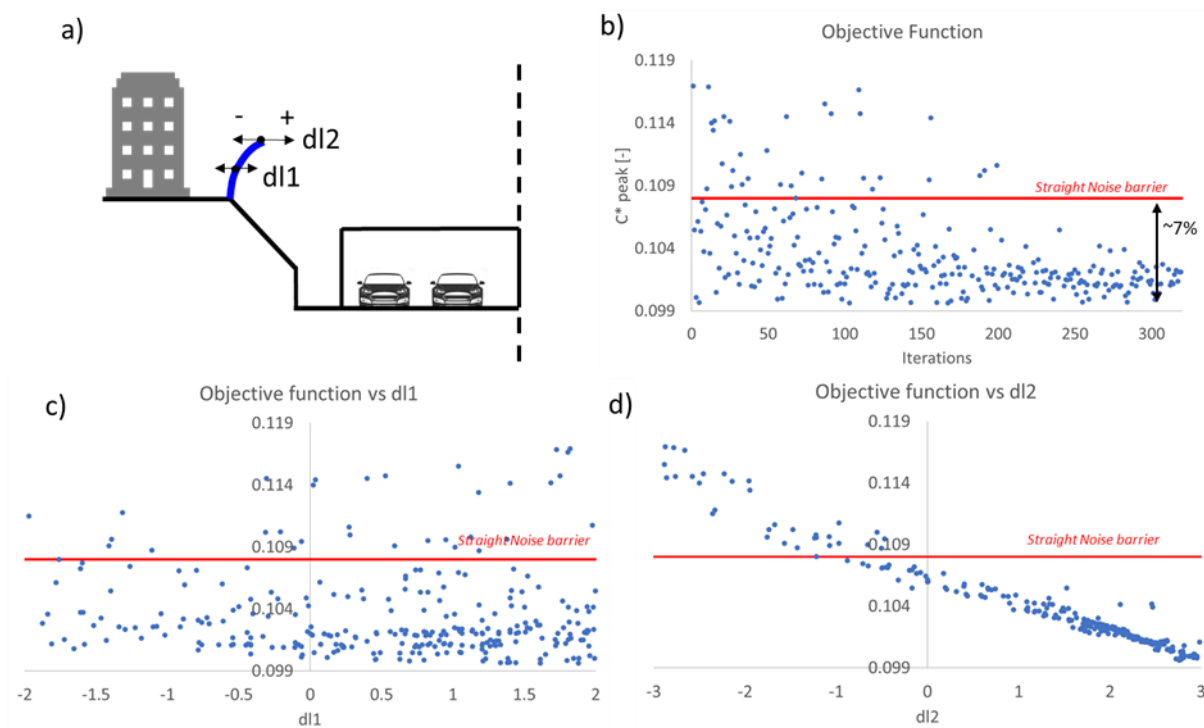
Figuur 6-25: De optimale locatie voor schermen voor de situatie met een aflopende helling naar de weg (links) en een verticale wand (rechts).

De resultaten zijn identiek voor schermen en bermen.

6.3.2.2 Vorm van schermen

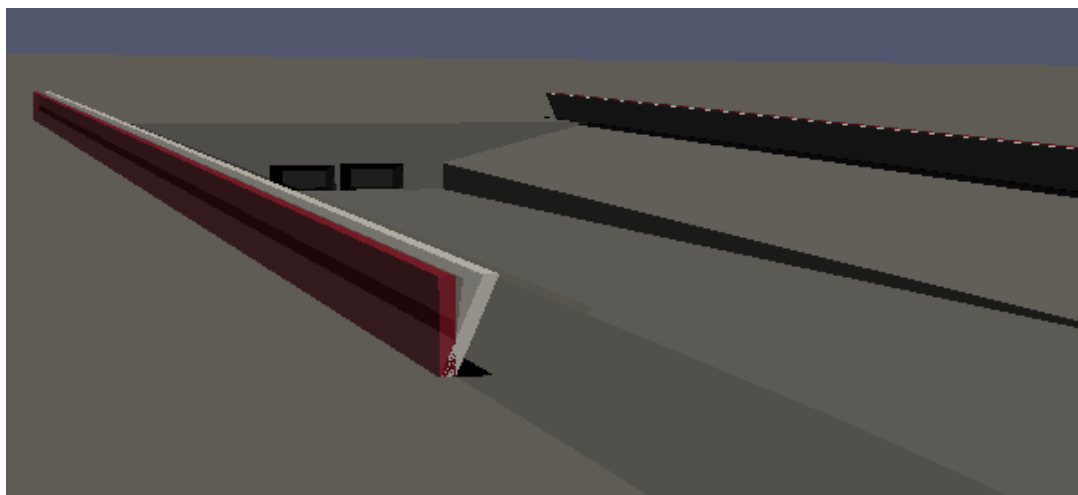
Naast de plaatsing van schermen en bermen kan ook hun vorm worden geoptimaliseerd. De optimalisatie van de geluidsschermen werd uitgevoerd door een parametrisering te definiëren voor de kromming van een scherm via een zogenaamde Bezier-curve met twee vrije controlepunten die in horizontale richting mogen bewegen: dl1 en dl2, zoals weergegeven in deel a) van onderstaande figuur. dl1 bevindt zich op 3 meter en mocht +/- 2m variëren rond het midden van het geluidsscherm, terwijl dl2 zich op 6m bevond en +/- 3m mocht variëren. De objectieve functie is het minimaliseren van de concentratiepiekwaarde ter hoogte van de bebouwing.

Deel b) van de figuur toont de evolutie van de objectieve functie met de iteratieve CFD-evaluaties. Na ongeveer 300 evaluaties is de optimalisatie in staat om een oplossing te vinden die de piek met ongeveer 7% verlaagt. Deel c) en d) van de figuur tonen de waarde van de objectieve functie in functie van de twee ontwerpvariabelen. Uit deze analyse blijkt dat dl2 de meest relevante ontwerpvariabele is. Dit geeft aan dat de kromming over de weg helpt om de concentratiepiekwaarde te minimaliseren.



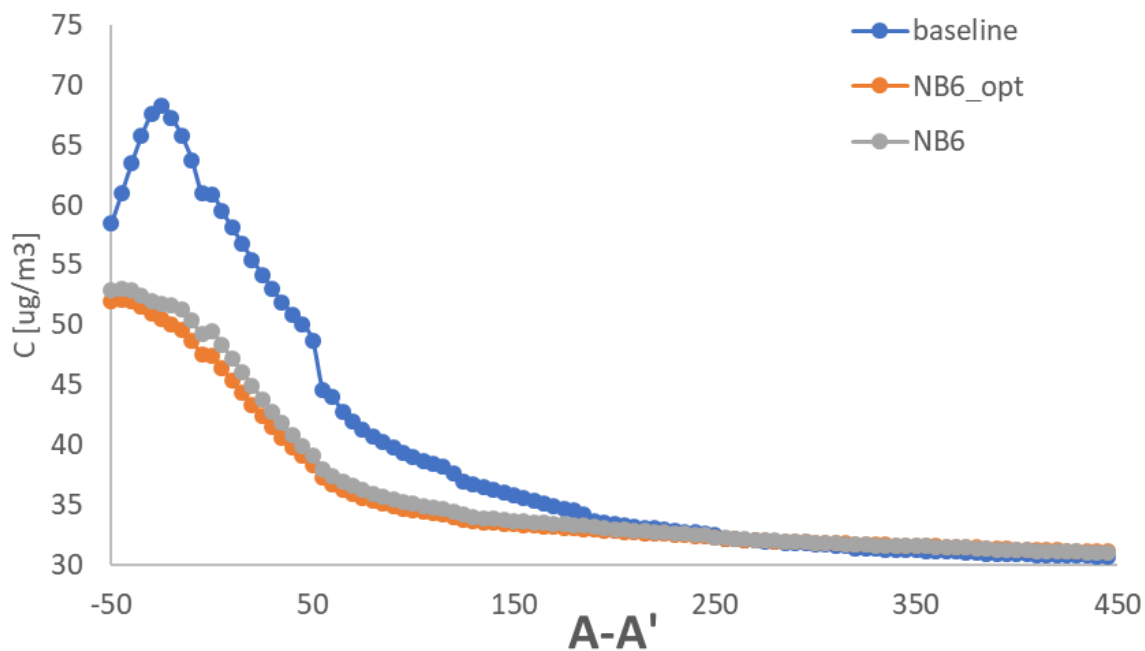
Figuur 6-26: Schets van de gehanteerde parameters voor de optimalisatie van de vorm van een geluidsscherm en de resultaten van de uitgevoerde optimalisatie. Y-as is de genormaliseerde concentratiepiek.

Een voorstelling in 3D vergelijkt een recht scherm met de optimale vorm waarbij dus een overkraging van 3m over de weg wordt gerealiseerd.



Figuur 6-27: Vergelijking van een recht scherm met de optimale vorm waarbij een overkraging over de weg wordt gerealiseerd.

Als volgende stap is het concentratieprofiel langs de bebouwing vergeleken voor de referentiesituatie zonder scherm, de situatie met een recht scherm van 6m hoogte en een scherm van 6m hoogte met overkraging van 3m horizontale afstand. Dit is in onderstaande figuur vergeleken voor de tunneloriëntatie Oost-West (*worst case* oriëntatie met hoogst oplopende concentratiepiek). Dit toont een drastische verlaging van de concentratie ter hoogte van de bebouwing door het plaatsen van 6m hoge schermen en lichte additionele afname door een overkraging te realiseren.



Figuur 6-28: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor een Oost-West georiënteerde tunnel zonder scherm (blauw), met recht scherm (grijs) en met overkraging (oranje).

Onderstaande tabel maakt het overzicht van de impact op de concentraties voor rechte schermen en de overkraging.

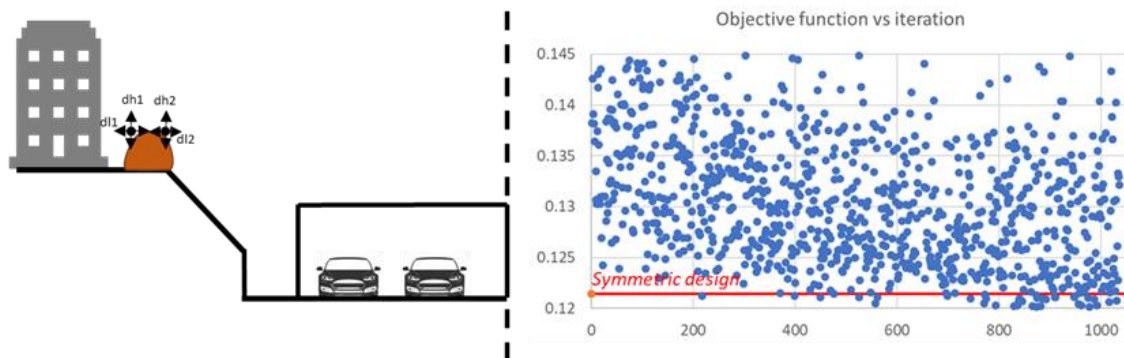
Tabel 6-1: Overzicht van de percentages daling in pollutieconcentraties voor tunneloriëntatie Oost-West door introductie van 6 m hoge rechte schermen of overkragingen, zowel voor het gemiddelde langs het profiel als de piekwaarde. De vergelijking is zowel gemaakt voor de totale concentraties als afzonderlijk voor de lokale bijdrage van de tunnelmond. Er is een achtergrondconcentratie van 30 µg/m³ verondersteld.

	Concentratiebijdrage tunnel		Totale concentratie	
	Gemiddeld	Piek	Gemiddeld	Piek
Scherm 6m	34,4 %	37,2 %	6,1 %	18,9 %
Overkraging 6m	39,5 %	43,8 %	7,0 %	22,3 %

Het bijkomende effect van een overkraging ten opzicht van een recht scherm is dus een bijkomende afname van de lokale bronbijdrage van de tunnelmond met ongeveer 5%.

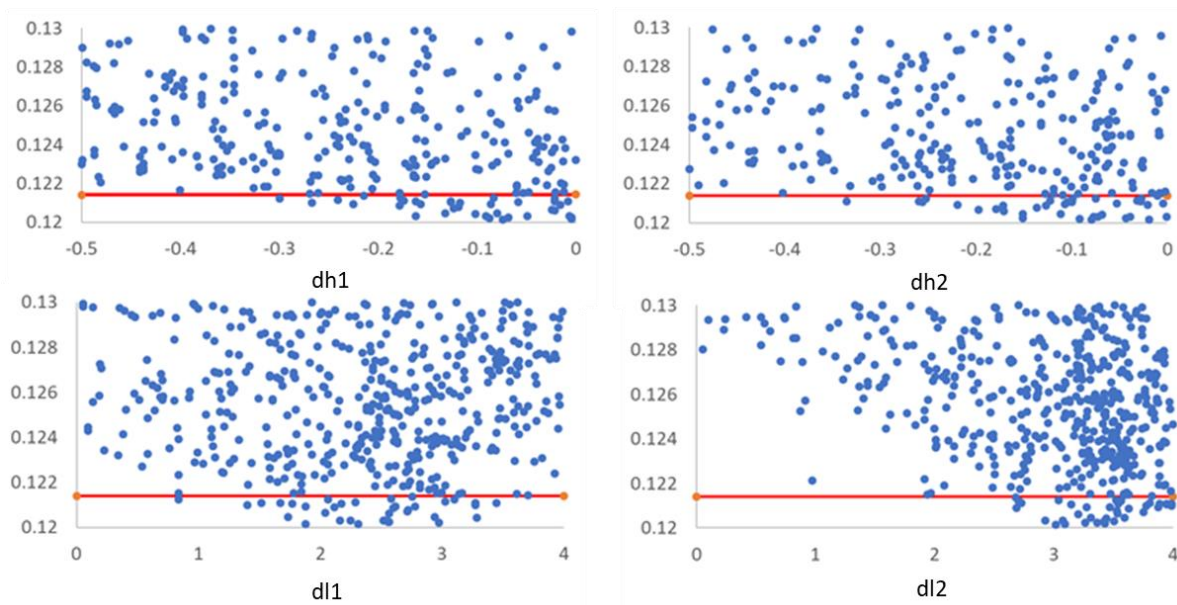
6.3.2.3 Vorm van bermen

De analyse voor de optimale vorm van schermen is eveneens herhaald voor bermen. Hier zijn nog twee bijkomende ontwerpparameters geoptimaliseerd. Dh1 en dh2 bieden de vrijheid om de vorm van de berm in horizontale richting te kunnen variëren samen met dl1 en dl2 die variatie in de verticale richting mogelijk maken. Deze parametrisaties maken het daarom mogelijk om scherpere en niet-symmetrische heuvels te ontwerpen.



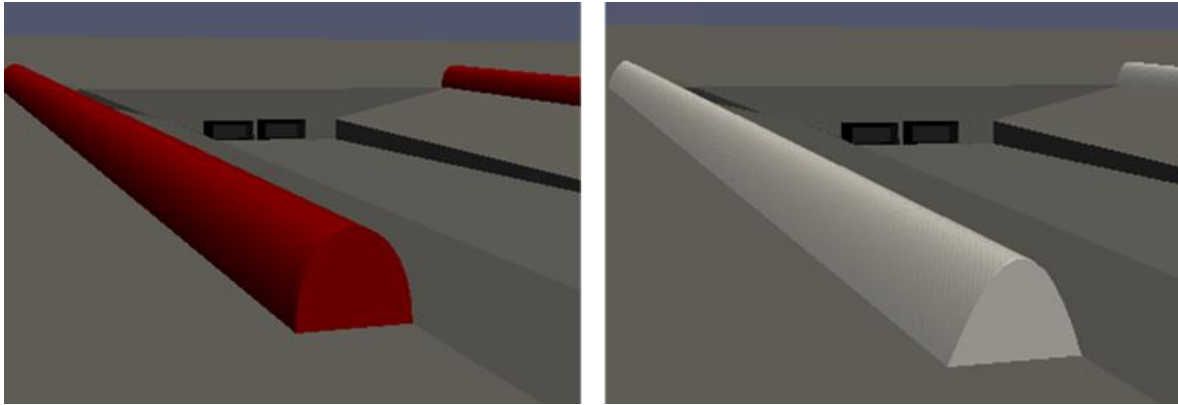
Figuur 6-29: Parametrisaties bij de optimalisatie van de vorm van een berm langs een verzonken tunnelmond (links) en een voorbeeld van het ontbreken van een evolutie in de objectieve functie bij de iteraties tijdens de optimalisatie (rechts), Y-as is de genormaliseerde concentratiepiek..

Deze optimalisatie kan echter geen significante prestatiewinst behalen voor elk van de ontwerpparameters, zoals te zien is in bovenstaand overzicht. Tijdens het optimaliseren is er nauwelijks verbetering als functie van de ontwerpparameters. Onderstaand overzicht toont de evoluties over de iteraties voor elke afzonderlijke parameter.



Figuur 6-30: Optimalisatie van de 4 ontwerpparameters voor bermen voor optimale afscherming van de emissies uit de tunnelmond. Y-as is de genormaliseerde concentratiepiek.

Het optimale profiel heeft een zo scherp mogelijke rand van de berm en een zo steil mogelijke helling van de berm aan de zijde van de weg. De verbetering bij een optimale, asymmetrische berm zijn echter nagenoeg verwaarloosbaar ten opzichte van een symmetrische berm. Een volledige analyse van de jaargemiddelde impact is daarom niet verder uitgewerkt. Onderstaande schetsen verduidelijken het verschil in vorm.



Figuur 6-31: Vergelijking van de vorm van een standaard symmetrische berm (links) ten opzichte van de geoptimaliseerde vorm met scherpere rand en steilere helling aan de wegzijde (rechts).

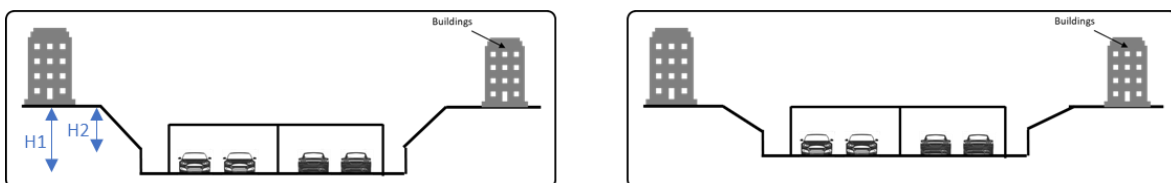
6.3.3 Overige mitigerende maatregelen

In deze sectie vergelijken we verschillende mitigatiestrategieën. Alle vergelijkingen zijn gemaakt voor een tunnelsnelheid van 3 m/s en uitgaande van een concentratie ter hoogte van het tunnelportaal van $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een achtergrondconcentratie van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In dit deel van de rapportage tonen we enkel de resultaten voor de meest problematische tunnelrichting Oost-West (EW). De overige gevallen kunnen worden geanalyseerd in de screeningstool voorgesteld in hoofdstuk 7 van dit rapport.

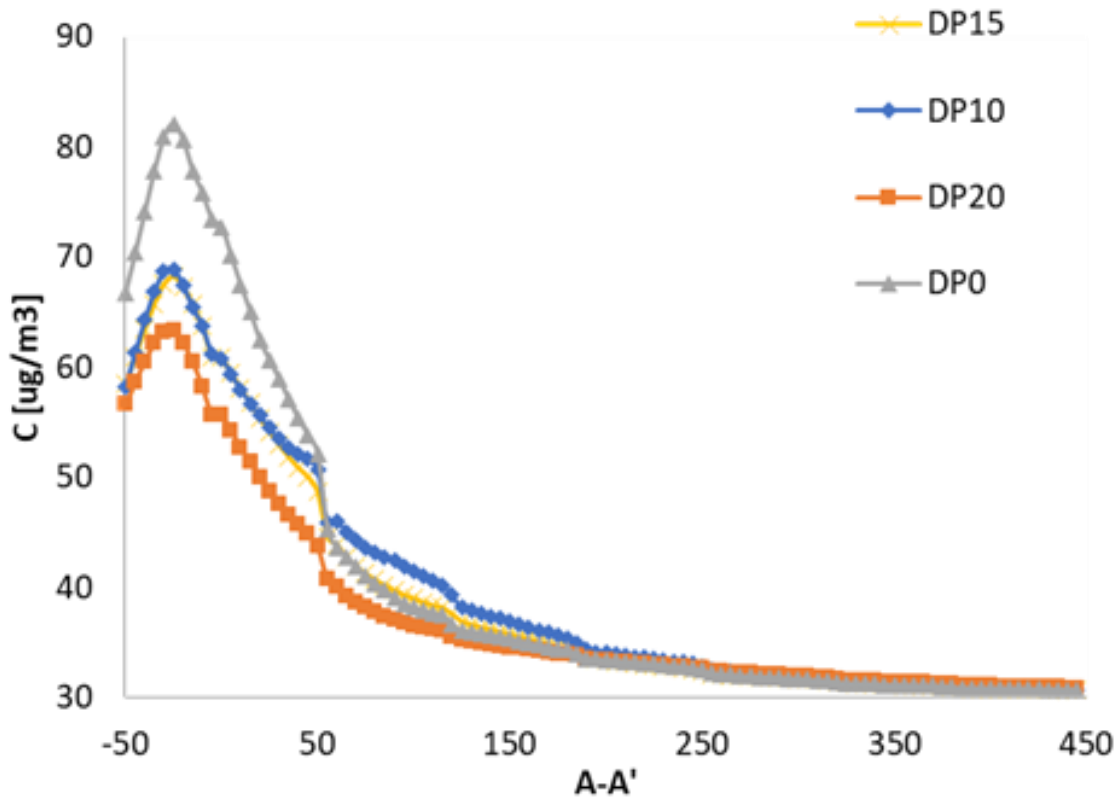
De waarden aan het tunnelportaal van 3 m/s en $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zijn representatief voor NO_x -emissies bij een tunnel van 1km lengte met 1500 wagens per uur en een snelheid van 30 km/u en eveneens de NO_x -emissies van een tunnel van 4km lengte met 600 wagens per uur en een snelheid van 70 km/u.

6.3.3.1 Insleuving

Door een tunnelmond in te sleuven wordt de impact op de luchtkwaliteit ter hoogte van het maaiveld beperkt. Door de insleuving wordt de vervuiling deels langs de insleuving verspreid. Bijkomend is er ook een hoger percentage dat via de tunnelkoker in de tegenovergestelde richting weer in het tunnelsysteem verdwijnt en verplaatst wordt naar de andere zijde van de tunnel. Onderstaande schets toont de gevarieerde diepte van de insleuving.



Figuur 6-32: Overzicht van de parameters die gevarieerd zijn voor de insleuving van de tunnelmond, met 2 verschillende voorbeelden als schetsen.



Figuur 6-33: Overzicht van de jaargemiddelde concentratieprofielen voor oriëntatie Oost-West voor verschillende dieptes van de insleuving van de tunnelmond: geen insleuving (grijs), 10 m insleuving (blauw), 15 m insleuving (geel), 20 m insleuving (oranje).

Tabel 6-2: Overzicht in jaargemiddelde concentraties voor oriëntatie Oost-West voor verschillende dieptes van de insleuving voor zowel de lokale bijdrage van de tunnelmond als voor de totale concentratie bij een achtergrondconcentratie van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor een tunnelsnelheid van 3 m/s en uitgaande van een concentratie ter hoogte van het tunnelportaal van $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

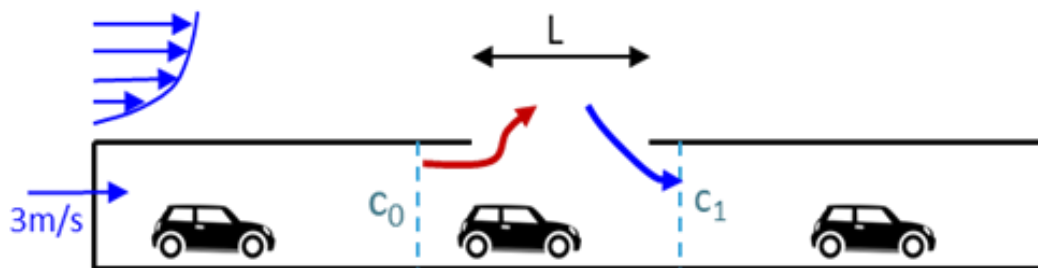
Naam	H1	H2	Gemiddelde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Piekwaarde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	% andere tunnelkoker
DP0	0	0	37,1	72,8	12%
DP10	10	4	37,1	60,8	20%
DP15	15	9	36,4	60,9	22%
DP20	20	14	35,3	55,7	26%

Tabel 6-3: Overzicht dalingen in jaargemiddelde concentraties voor oriëntatie Oost-West voor verschillende dieptes van de insleuving voor zowel de lokale bijdrage van de tunnelmond als voor de totale concentratie bij een achtergrondconcentratie van $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor een tunnelsnelheid van 3 m/s en uitgaande van een concentratie ter hoogte van het tunnelportaal van $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Tunnel bijdrage		Totaal	
	Gemiddelde	Piekwaarde	Gemiddelde	Piekwaarde
DP10	0,1%	27,9%	0,0%	16,4%
DP15	10,1%	27,7%	1,9%	16,3%
DP20	26,0%	40,0%	5,0%	23,5%

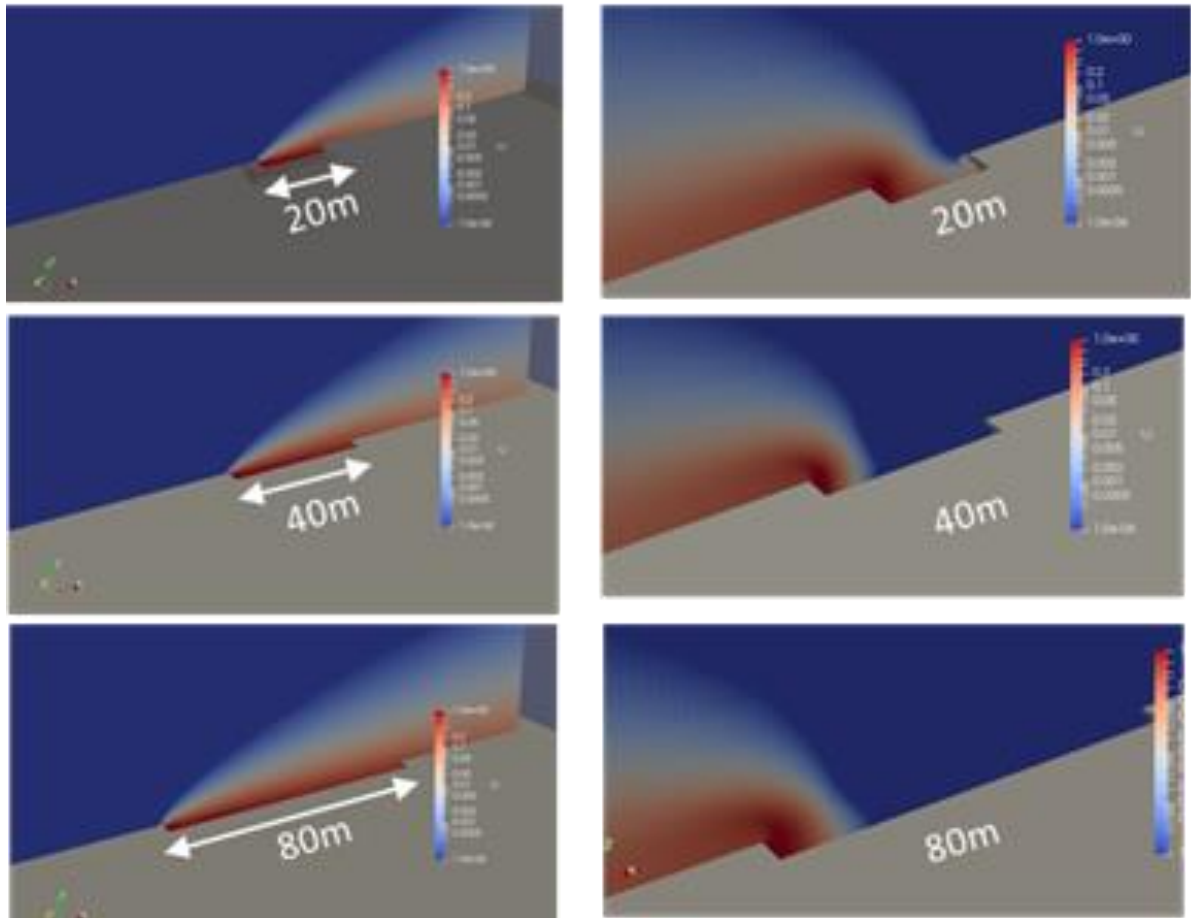
6.3.3.2 Opening tunnel

Een opening in het dak van een tunnel zorgt er voor dat een deel van de emissies uit de tunnel zich in de omgeving rondom de opening verspreiden. Een deel van de emissies stroomt echter verder naar het tweede deel van het tunnelsysteem wanneer de afstand tussen beide delen onvoldoende is om beide systemen te ontkoppelen. Onderstaande figuur verduidelijkt de geanalyseerde parameters. De verhouding tussen concentratie C_1 ter hoogte van de ingang van het tweede deel van de tunnel en concentratie C_0 aan het einde van het eerste deel van de tunnel is bepaald als functie van de lengte van de opening en de windrichting als belangrijkste parameter voor de atmosferische condities. Enkel de wegverkeersemmissies uit het eerste tunneldeel zijn hier beschouwd aangezien het doel is om de impact van de opening op de doorstroming van de emissies te bepalen.



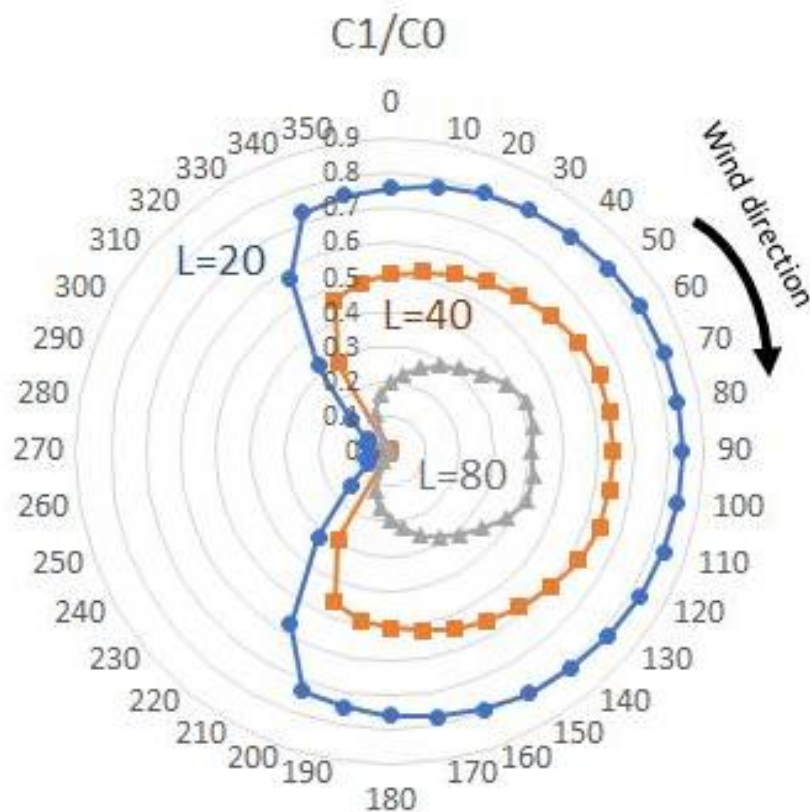
Figuur 6-34: Schematisch overzicht van een opening in het dak van een tunnel met lengte L . C_0 is gedefinieerd als de concentratie aan het einde van de tunnel voor de opening, C_1 is de concentratie aan de ingang van het tweede deel van het tunnelsysteem.

Om de impact van een opening in een tunnel te onderzoeken werd een reeks simulaties uitgevoerd om te bepalen welk aandeel van de vervuiling doorstroomt naar het tweede deel van de tunnel. Hierbij is voor verschillende lengtes van de opening, dit aandeel bepaald in functie van de windrichting. Onderstaande figuur geeft het overzicht voor de twee meest extreme situaties, namelijk meewind en tegenwind volgens de lengtes van de tunnel.



Figuur 6-35: Voorbeelden van simulaties met een variërende lengte van de tunnelopening, 20m, 40m en 80m. De linker kolom toont de genormaliseerde concentraties voor de atmosferische windrichting gelijk aan de rijrichting in de tunnel, de rechtse kolom toont de genormaliseerde concentraties voor de atmosferische windrichting tegenovergesteld aan de rijrichting.

Onderstaande figuur toont het volledige overzicht voor de fractie van de emissies van het eerste deel van de tunnel die het tweede deel van de tunnel bereikt als functie van de lengte van de opening en de windrichting voor een Oost-West georiënteerde tunnel. Bij tegenwind is er bij een opening van 20 m lengte reeds een volledige ontkoppeling van beide tunneldelen. Bij meewind stroomt bij een opening van 80 m nog ongeveer 40 % van de emissies door naar het tweede deel van de tunnel.



Figuur 6-36: Overzicht van de verhouding van concentraties C_1/C_0 voor tunneloriëntatie Oost-West als functie van de windrichting voor drie verschillende lengte van de tunnelopening, $L = 20\text{m}$, $L = 40\text{m}$, $L = 80\text{m}$

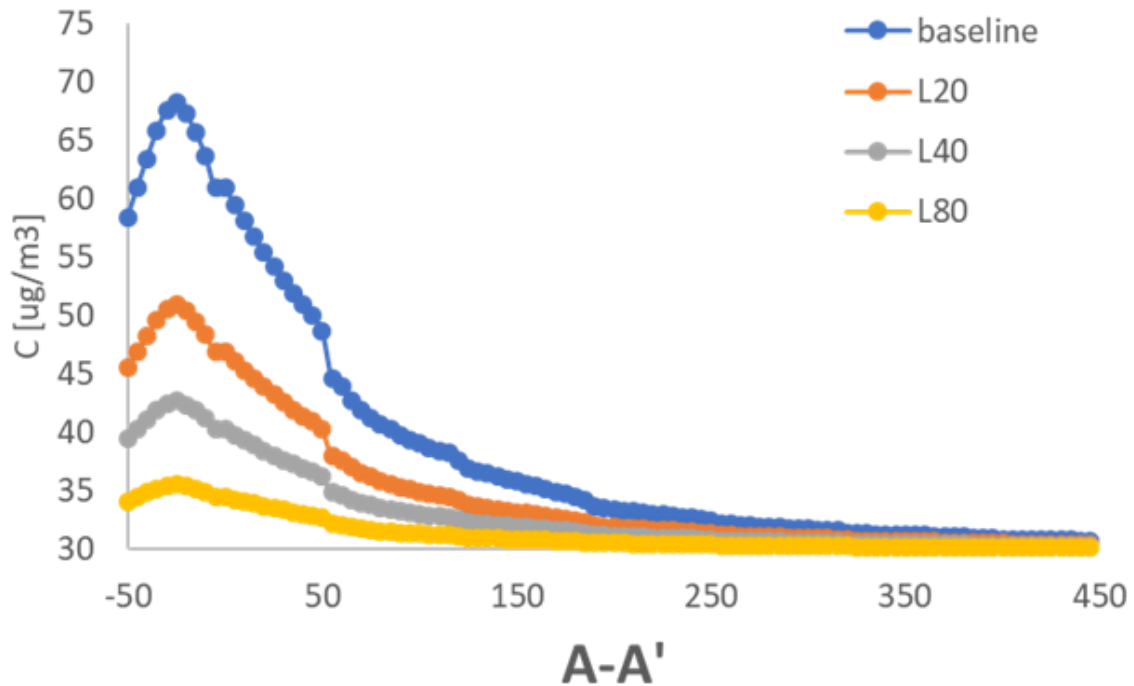
Volgende tabel geeft het overzicht van het percentage van de tunnelemisaties uit het 1^{ste} deel dat het 2^{de} deel van het tunnelsysteem bereikt op jaargemiddelde basis voor de verschillende oriëntaties. Dit verduidelijkt dat de impact van een tunnelopening varieert in functie van de oriëntatie ten opzichte van de dominante windrichting en maximaal is bij een Noord-Zuid oriëntatie. De analyse is uitgevoerd voor een stroomsnelheid van 3 m/s. Bij hogere snelheden gaan de percentages licht verhogen, bij lagere snelheden verlagen.

Tabel 6-4: Overzicht van het percentage van de tunnelemisaties uit het 1^{ste} deel van het tunnelsysteem dat het 2^{de} deel van het tunnelsysteem na de opening bereikt, afhankelijk van de lengte van de opening. De percentages zijn berekend op jaargemiddelde basis voor de verschillende tunneloriëntaties en een tunneljet van 3 m/s.

	L [m]	20	40	80
C_1/C_0	EW	55%	33%	14%
	WE	65%	44%	22%
	SN	65%	44%	24%
	NS	45%	27%	13%

De concentratieprofielen aan de tunnelmond worden getoond in onderstaande figuur voor oriëntatie Oost-West. De resultaten stemmen dus overeen met een herschaling van de emissies aan de tunnelmond. Er is dus de aanname dat de tunnelopening inwerkt op de volledige tunnelemisaties. Via de screeningstool voorgesteld in het volgende hoofdstuk is het mogelijk om onderscheid te maken tussen de impact op verschillende delen van een tunnel.

Aansluitend biedt de tabel het overzicht van de jaargemiddelde effecten op de piekwaarde en de gemiddelde concentraties langs de bebouwing.



Figuur 6-37: Overzicht van de jaargemiddelde concentratieprofielen voor verschillende lengte van opening in de tunnel: geen opening (blauw), 20 m opening (oranje), 40 m opening (grijs), 80 m opening (geel). Tunneloriëntatie Oost-West.

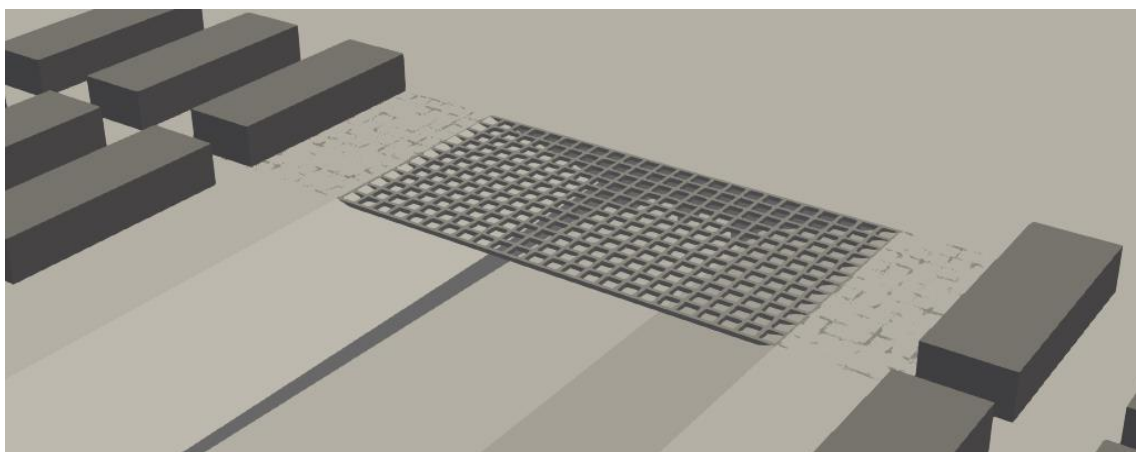
Tabel 6-5: Overzicht dalingen in jaargemiddelde concentraties door opening in tunnel als functie van lengte voor zowel de lokale bijdrage van de tunnelmond als voor de totale concentratie bij een achtergrondconcentratie van 30 µg/m³.

	Tunnel bijdrage		Totaal	
	Gemiddelde	Piekwaarde	Gemiddelde	Piekwaarde
Opening 20m	45,4%	45,4%	10,7%	25,5%
Opening 40m	66,9%	66,9%	15,7%	37,5%
Opening 80m	85,6%	85,6%	20,1%	48,0%

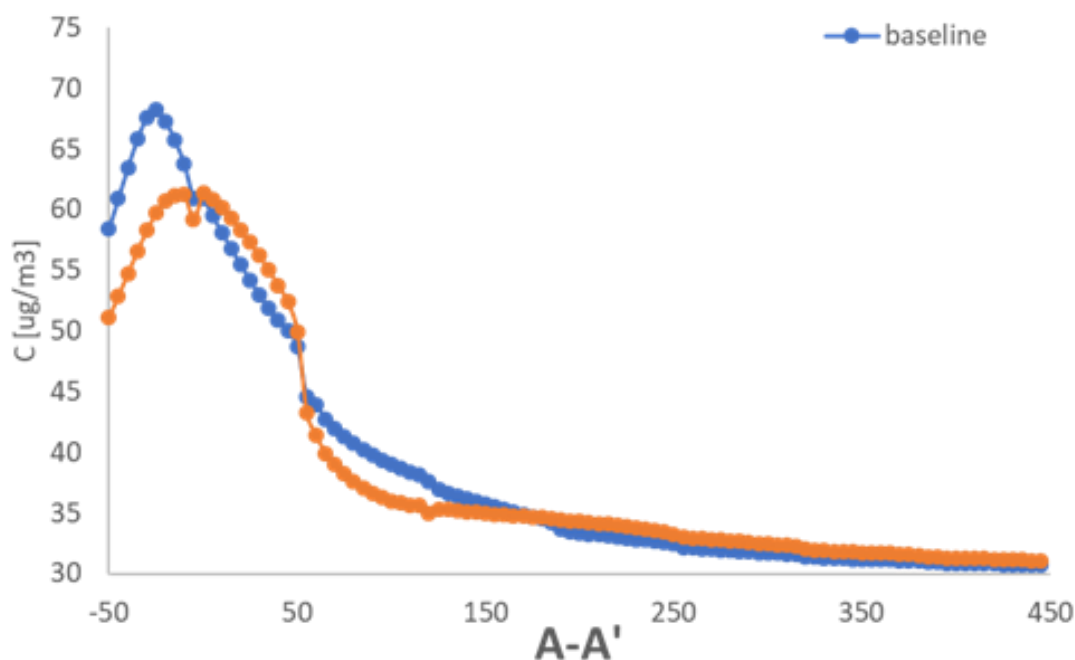
Een opening in een tunnel maakt het dus mogelijk om de concentraties aan het tunnelportaal drastisch te verlagen.

6.3.3.3 Gedeeltelijke overkapping van een tunnelmond

Als geluidsmaatregel bij tunnelmonden wordt voorgesteld om een gedeeltelijke overkapping te maken in geluidsabsorberend materiaal. Voor de luchtkwaliteit nabij een tunnelmond betekent dit dat de emissies van de tunnelmond deels doorschuiven in de lengte richting van de weg. Het effect van een poreuze overkapping van 60 m lengte boven de volledige breedte van een tunnelmond is in detail geanalyseerd voor een overkapping met een porositeit van 65 procent. Onderstaande figuur toont een schets van de voorgestelde maatregel.



Figuur 6-38: Schematisch overzicht van een gedeeltelijke, poreuze overkapping nabij een tunnelmond.



Figuur 6-39: Vergelijking van jaargemiddelde concentratieprofielen voor referentiesituatie (blauw) en toepassing van een gedeeltelijke overkapping (oranje) met 65% porositeit voor oriëntatie Oost-West.

Door met een gedeeltelijke overkapping te werken neemt uiteraard ook het aandeel toe dat via de andere tunnelkoker naar de andere zijde van de tunnel wordt verplaatst. Voor een tunneloriëntatie Oost-West is er slechts een beperkt effect op de concentratieprofielen. De piekwaarde ligt boven het tunneldak. Daar is wel een afname maar langs de bebouwing van $x = 0$ m tot $x = 450$ m is er nauwelijks een verbetering en gemiddeld langs het profiel zelfs een lichte verslechtering.

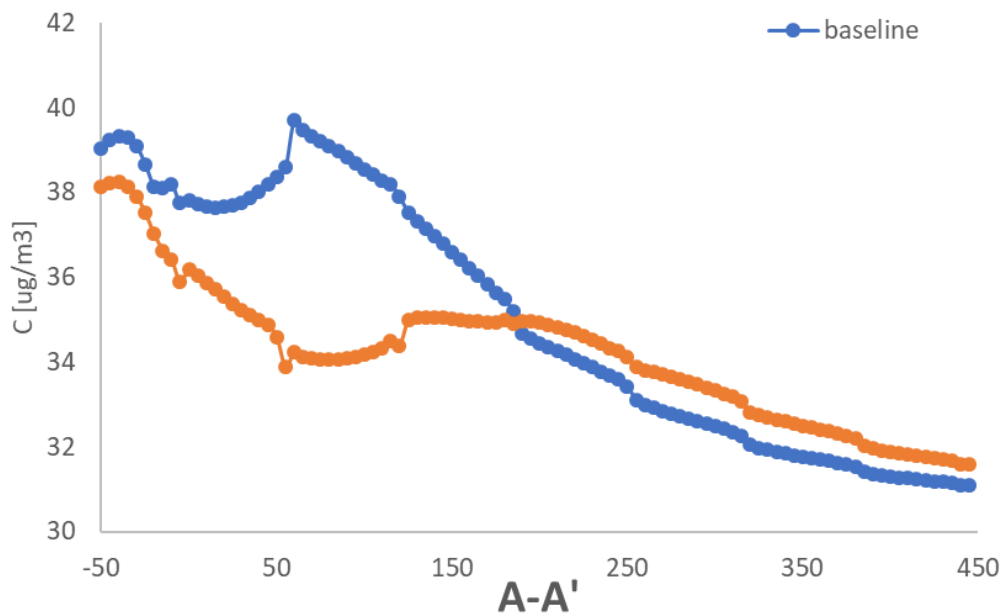
Tabel 6-6: Overzicht van de jaargemiddelde concentratie voor situatie met en zonder poreuze overkapping van de tunnelmond, met zowel het gemiddelde over het volledige profiel als de piek langs het profiel en het aandeel van de emissies dat via de tunnelingang van de andere tunnelkoker naar de andere zijde getransporteerd wordt.

	Gemiddelde ($x > 0$)	Piekwaarde ($x > 0$)	% andere tunnelkoker
Referentie	36,4	60,9	22,5 %
Poreuze overkapping	36,6	61,4	28,1 %

Tabel 6-7: Overzicht van het effect van een poreuze overkapping op het gemiddelde en de piekwaarde van de jaargemiddelde concentratieprofielen met onderscheid tussen de tunnelbijdrage en de totale concentraties inclusief achtergrondbijdrage – tunneloriëntatie Oost-West.

	Tunnelbijdrage		Totaal	
	Gemiddeld	Piek	Gemiddeld	Piek
Effect poreuze overkapping	-2,1%	-1,6%	-0,4%	-0,8%

Het effect dat een poreuze overkapping teweeg brengt is sterk afhankelijk van de oriëntatie van de tunnel. Bijvoorbeeld oriëntatie Noord-Zuid toont aanzienlijk grotere effecten van de gedeeltelijke overkapping van een tunnelmond.



Figuur 6-40: Vergelijking van jaargemiddelde concentratieprofielen voor referentiesituatie (blauw) en toepassing van een gedeeltelijke overkapping (oranje) met 65% porositeit voor oriëntatie Noord-Zuid.

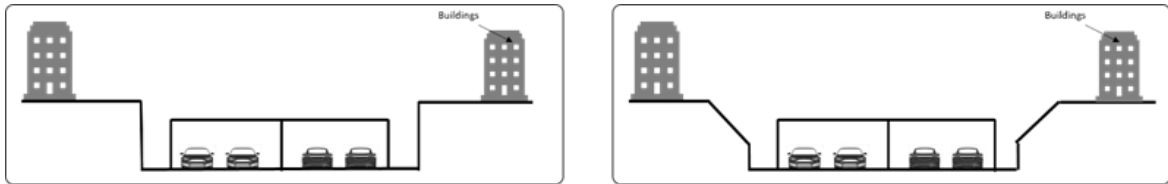
Tabel 6-8: Overzicht van het effect van een poreuze overkapping op het gemiddelde en de piekwaarde van de jaargemiddelde concentratieprofielen met onderscheid tussen de tunnelbijdrage en de totale concentraties inclusief achtergrondbijdrage – tunneloriëntatie Noord-Zuid.

	Tunnelbijdrage		Totaal	
	Gemiddeld	Piek	Gemiddeld	Piek
Effect poreuze overkapping	17,9%	36,2%	2,4%	8,9%

Deze analyse maakt dus duidelijk dat een poreuze overkapping een positief effect kan hebben maar dit afhankelijk is van de oriëntatie van de tunnel ten opzichte van de dominante windrichting.

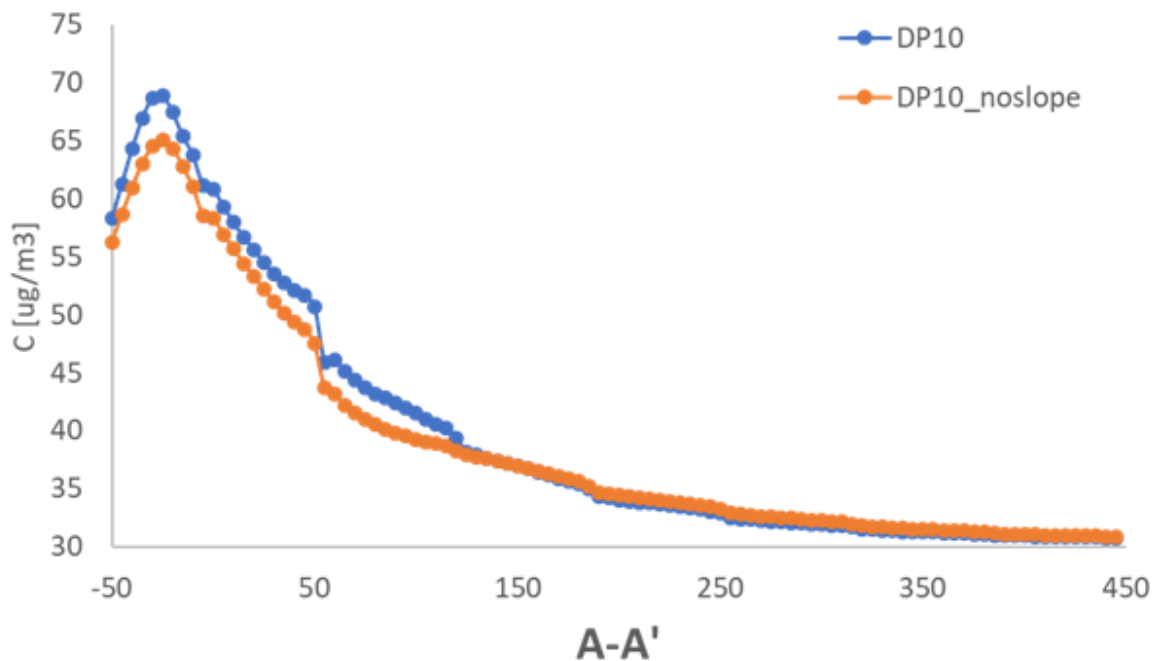
6.3.3.4 Vorm van de insleuving

Een helling van een insleuving is een volgende ontwerpparameter die gevarieerd kan worden. Onderstaande analyse maakt de vergelijking tussen een ingesleufde tunnelmond met enerzijds verticale wanden en anderzijds een aflopende helling.



Figuur 6-41: Schematisch overzicht van een ingesleufde tunnelmond met verticale wanden (links) en aflopende hellingen van 14° (rechts).

Voor beide situatie zijn simulaties uitgevoerd om op jaargemiddelde basis het concentratieprofiel te vergelijken.



Figuur 6-42: Vergelijking van jaargemiddelde concentratieprofielen voor insleuwing van 10 m diepte met verticale wanden (oranje) en toepassing van een insleuwing met aflopende hellingen (blauw) voor oriëntatie Oost-West.

De vergelijking maakt duidelijk dat het transport van de emissies uit de sleuf sterker wordt gehinderd door de verticale wanden en er in die situatie lagere concentraties te vinden zijn in de eerste 100 m na het tunnelportaal. Onderstaande tabel vergelijkt het gemiddelde en de piekwaarde langs het profiel voor beide situatie. Het percentage van de emissies dat via de andere tunnelkoker naar de andere zijde van de tunnel wordt verplaatst neemt toe bij de verticale wanden.

Tabel 6-9: Overzicht van de jaargemiddelde concentratie voor insleuwing met verticale wanden en met een aflopende helling, hierbij zowel het gemiddelde over het volledige profiel als de piek langs het profiel en het aandeel van de emissies dat via de tunnelingang van de andere tunnelkoker naar de andere zijde getransporteerd wordt. Tunneloriëntatie Oost-West.

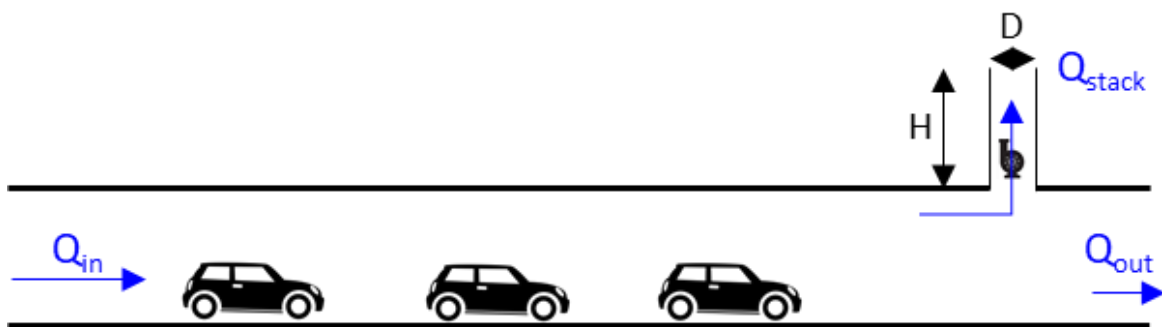
	Gemiddelde (x>0)	Piekwaarde (x >0)	% andere tunnelkoker
Aflopende helling	37,1	60,8	20 %
Verticale wanden	36,6	58,3	24 %

6.3.3.5 Schouwen

Om de impact van schouwen als mitigerende maatregel te analyseren, hebben we de studiecasses vereenvoudigd zodat ze passen binnen het huidige analysekader. We plaatsen een schouw op 15 meter afstand van de tunneluitlaat en onderzoeken de impact van verschillende debieten en hoogtes. In deze analyse gingen we ervan uit dat de snelheid bij de tunnelingang hetzelfde blijft, terwijl het massadebiet bij de tunneluitgang wordt verminderd met de hoeveelheid die naar de schouw gaat, terwijl de concentratie hetzelfde blijft als bij de referentie zonder schouw. De afname van de concentraties aan de gevel van de gebouwen hangt dus samen met het lagere debiet naast een mogelijke toename door de bijdrage van de schouw. Onderstaande figuur toont de locatie van de schouw in het domein.

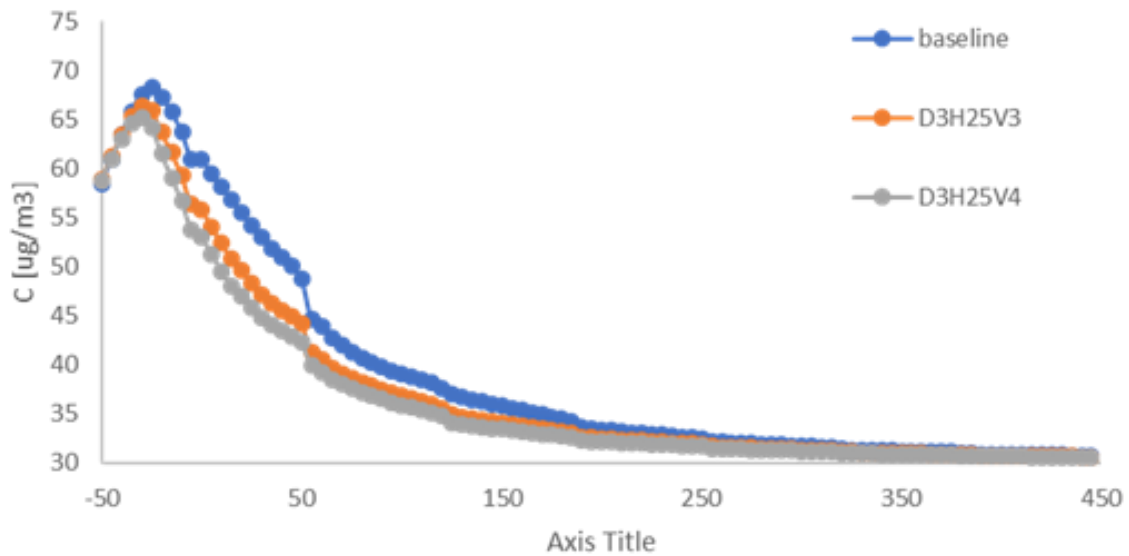


Figuur 6-43: Overzicht van het gemodelleerde gebied met de schouw centraal geplaatst boven de tunnelmond 15 m voor het tunnelportaal.



Figuur 6-44: Overzicht van de verschillende debieten bij een tunnel met ventilatie via een schouw. De hoogte H en het massadebiet door de schouw Q_{stack} zijn de onderzochte parameters.

In de eerste plaats is de impact van het massadebiet van de schouw geanalyseerd. Naarmate dit debiet toeneemt komt er een groter aandeel van de vervuiling vrij via de schouw in de plaats van aan de tunnelmond. Onderstaande tabel vergelijkt de verschillende parameters. Onderstaande figuur vergelijkt de jaargemiddelde concentratieprofielen voor de referentiesituatie zonder ventilatie en 2 situaties met variërende ventilatiesnelheden van 3 m/s en 4 m/s.



Figuur 6-45: Vergelijking van jaargemiddelde concentratieprofielen voor referentie zonder ventilatie (blauw), met ventilatie aan 3 m/s (oranje) en 4 m/s (grijs). De schouwhoogte bedraagt 25 m met een diameter van 3m.

De vergelijking toont hoe de concentraties afnemen wanneer een deel van de emissie naar de schouw wordt verplaatst. Hierdoor nemen de concentraties af met toenemende ventilatie.

Tabel 6-10: Overzicht parameters en resultaten voor de analyse van de impact van het geventileerde massadebiet doorheen een schouw. De concentratiewaardes zijn afgeleid uit de jaargemiddelde concentratieprofielen.

Hoogte (m)	Diameter (m)	V_schouw (m/s)	Debiet (m ³ /h)	V_tunnel (m/s)	Vermogen (kW)	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie
/	/	/	/	3	/	36,4	60,9
25	3	3	76341	2,5	623	34,9	55,8
25	3	4	101787	2,3	831	34,3	53,0

De analyse bevestigt dat de wijziging in de bijdrage van de tunnelmond tot de pollutieconcentraties lineair schaalt met een toenemend massadebiet doorheen de schouw. Dit is een logische conclusie, aangezien bij een schouwhoogte van 25 m de impact van de emissies door de schouw aan de grond verwaarloosbaar is. De daling van de emissies aan de tunnelmond schaalt dan met het aandeel van de emissies dat naar de schouw wordt verplaatst. Wanneer een deel van de emissies via de schouw wordt geloosd, daalt ook de stroomsnelheid aan het tunnelportaal aangezien het debiet uit de tunnel aan het portaal dus evenredig afneemt

Naast het massadebiet is de invloed van de schouwhoogte onderzocht. Twee aanvullende simulaties zijn uitgevoerd om de invloed van de schouwhoogte te onderzoeken. Het verschil in concentraties aan de façade van de gebouwen zoals getoond in onderstaande tabel blijkt verwaarloosbaar bij variatie van de schouwhoogte tussen 5 m en 25 m bij een snelheid van 3 m/s doorheen de schouw. We kunnen dus besluiten dat een schouwhoogte van 5 m bij een snelheid van 3 m/s doorheen de schouw voldoende is om geen bijdrage te hebben van de schouw op de concentraties aan de grond ter hoogte van de bebouwing.

Tabel 6-11: Overzicht parameters en resultaten voor de analyse van de impact van de schouwhoogte. De concentratiewaardes zijn afgeleid uit de jaargemiddelde concentratieprofielen.

Hoogte (m)	Diameter (m)	V_schouw (m/s)	Debiet (m ³ /h)	V_tunnel (m/s)	Vermogen (kW)	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie
/	/	/	/	3	/	36,4	60,9
5	3	3	76341	2,5	124,7	34,8	54,9
15	3	3	76341	2,5	374,1	34,8	55,5
25	3	3	76341	2,5	623,4	34,9	55,8

Het IFDM-model is geschikt om de impact van emissies uit een schouw op de luchtkwaliteit in de nabije omgeving door te rekenen als puntbron. Hierbij wordt het effect van de schouwhoogte, het massadebiet, diameter en temperatuur van de emissies in rekening gebracht. Verdere optimalisaties naar de plaatsing en de hoogte van een schouw kunnen dus eenvoudig met dit model worden behandeld. Verspreidingsberekeningen ter bepaling van de schoorsteenhoogte zijn gedocumenteerd in VLAREM II – Bijlage 4.4.1². De minimale hoogte waarbij de bijdrage van een schouw tot de concentraties aan de grond verwaarloosbaar wordt is eveneens afhankelijk van de meteorologische condities.

6.3.4 Vergelijking impact verschillende mitigerende maatregelen

In deze sectie worden de verschillende mitigatiestrategieën met elkaar vergeleken voor de vier verschillende oriëntaties van de tunnelmond. Voor elke maatregel is de meest maximale variant opgenomen. We vergelijken dus

- de referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen
- een opening in het tunneldak van 80m
- schermen van 8 m hoogte
- bermen van 8 m hoogte
- een poreuze overkapping van de tunnelmond
- een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m

Onderstaande figuren en tabellen vergelijken de verschillende maatregelen per tunneloriëntatie gemiddeld over een volledig jaar. Omwille van de dominante zuidwestelijke windrichting, lopen de concentratiepieken het hoogst op bij een Oost-West oriëntatie aangezien hier bij zuidwestelijke wind de tunneljet wordt afgeremd en richting de bebouwing geblazen. Bij deze oriëntatie nemen de concentraties anderzijds wel het snelst af met toenemende afstand tot de tunnelmond en is de concentratiepiek langs de bebouwing pal naast de tunnelmond op 0 m afstand. Bij tunneloriëntatie Zuid-Noord wordt de tunneljet net versterkt door zuidwestelijke winden waardoor de concentratiepiek aanzienlijk lager is en langs de bebouwing 150 m na de tunnelmond ligt en de pollutie van de tunnelmond over een grotere zone wordt gespreid. Door de verschillende concentratieprofielen bij verschillende tunneloriëntaties wijzigt ook de impact van mitigerende maatregelen afhankelijk van de oriëntatie van de tunnelmond.

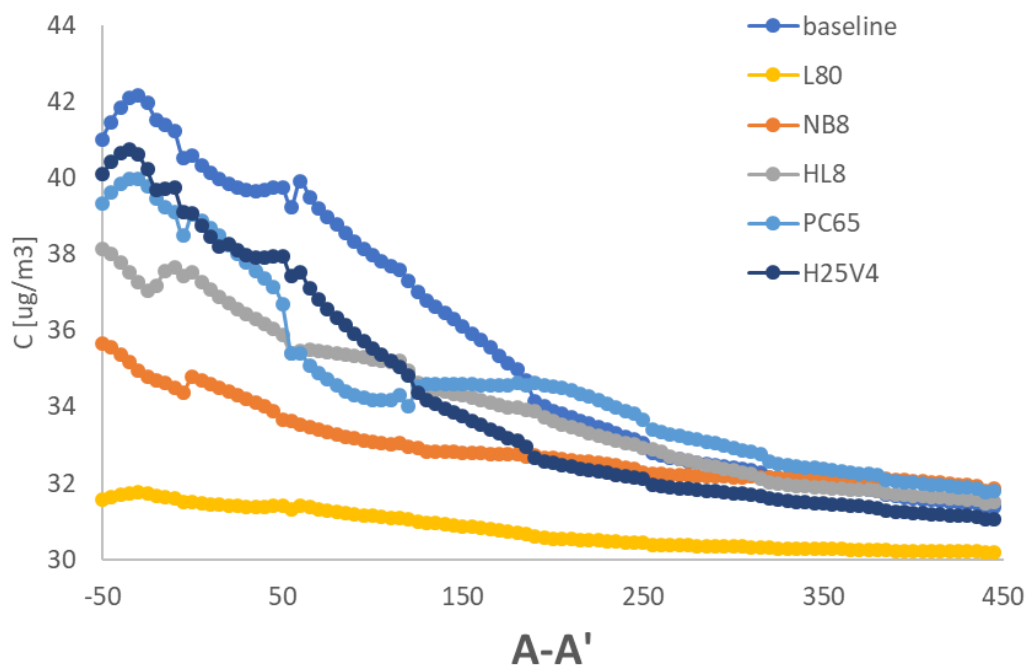
Wanneer we de maatregelen vergelijken is de meest drastische reducties van de pollutieconcentraties verkregen door een opening in het tunneldak van 80 m lengte, wat een daling van meer dan 80% van de tunnelemissies biedt. Een schouw toepassen om de tunnelemissies te

² <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=10091>

ventileren biedt bij een ventilatiesnelheid van 4 m/s en diameter van 3 m een daling met 25% tot 30% van de tunnelemissies wat aanzienlijk minder is.

De vergelijking bevestigt nogmaals dat 8m hoge schermen duidelijk meer afscherming bieden dan 8 m hoge bermen.

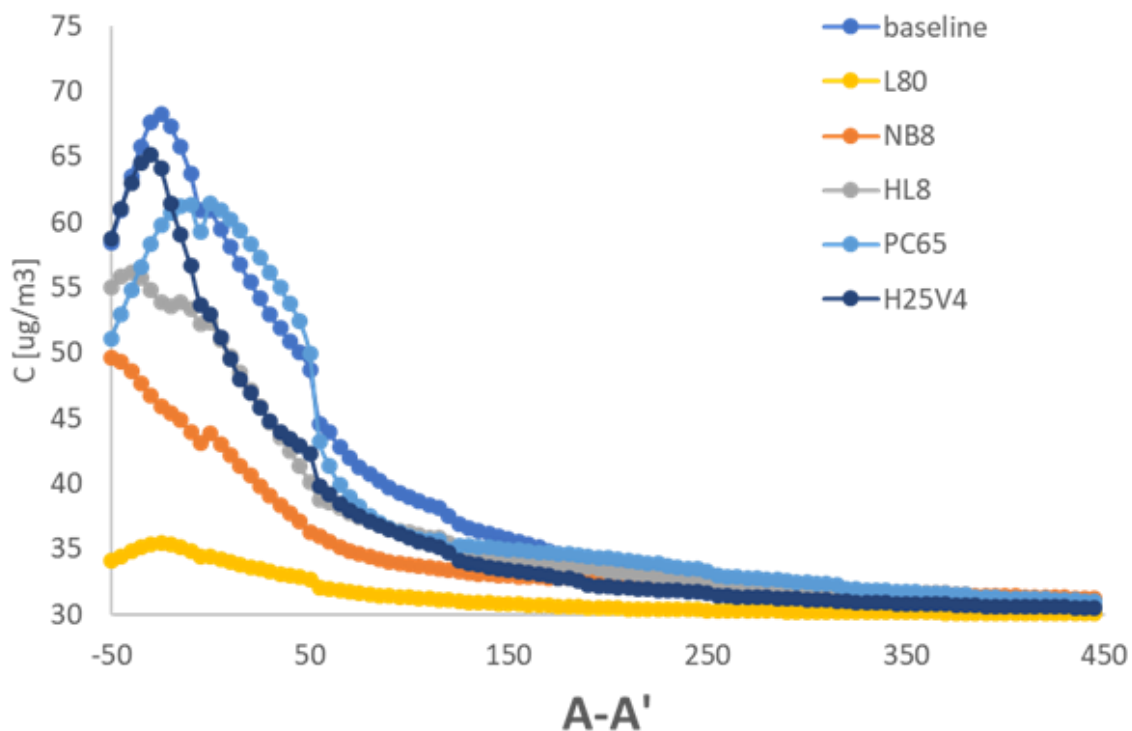
Belangrijk om hier nogmaals bij te benadrukken is dat een hoger aandeel van de emissies via de tunnelingang naar de andere zijde van de tunnel wordt verplaatst indien de tunnelmond wordt afgeschermd. Ditzelfde effect speelt uiteraard ook aan de andere zijde van de tunnel. Bij de inrichting van een tunnelmond kan hier op worden ingespeeld door beide zijden van een tunnel anders in te richten om de luchtkwaliteit aan de zijde waar bewoning zich korter bij de tunnelmond bevindt te verbeteren.



Figuur 6-46: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor tunneloriëntatie **West-Oost**. Referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen (blauw), een opening in het tunneldak van 80m (geel), schermen van 8 m hoogte (oranje), bermen van 8 m hoogte (grijs), een poreuze overkapping van de tunnelmond (lichtblauw) en een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m (donkerblauw).

Tabel 6-12: Overzicht van de jaargemiddelde effecten op de gemiddelde concentraties en piekconcentraties langs de bebouwing voor tunneloriëntatie **West-Oost** voor de verschillende mitigerende maatregelen.

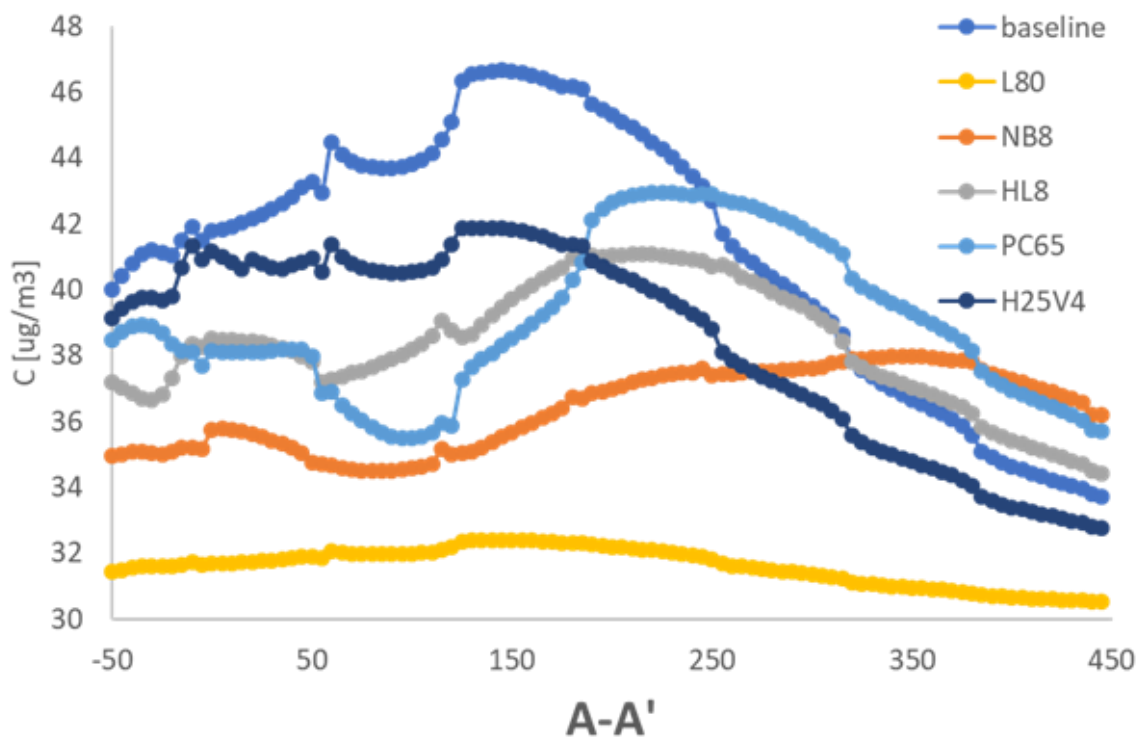
Naam	Afkorting	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie	Afname gemiddelde	Afname piek
Referentie	BS	34,8	40,6	/	/
Scherf 8 m	NB8	32,7	34,8	5,9%	14,3%
Berm 8 m	HL8	33,6	37,5	3,4%	7,5%
Gedeeltelijke overkapping	PC65	34,0	39,0	2,1%	3,8%
Opening 80 m	L80	30,8	31,8	11,5%	21,7%
Schouw 4 m/s	H25V4	33,5	39,1	3,7%	3,7%



Figuur 6-47: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor tunneloriëntatie **Oost-West**. Referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen (blauw), een opening in het tunneldak van 80m (geel), schermen van 8 m hoogte (oranje), bermen van 8 m hoogte (grijs), een poreuze overkapping van de tunnelmond (lichtblauw) en een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m (donkerblauw).

Tabel 6-13: Overzicht van de jaargemiddelde effecten op de gemiddelde concentraties en piekconcentraties langs de bebouwing voor tunneloriëntatie **Oost-West** voor de verschillende mitigerende maatregelen.

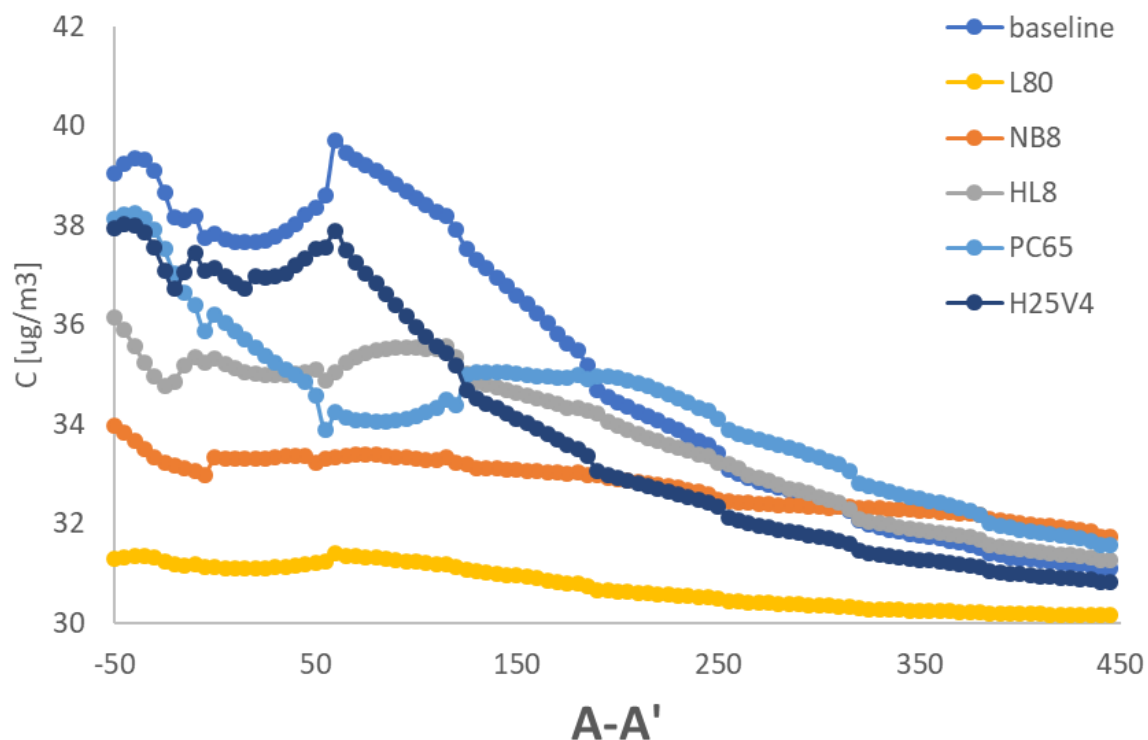
Naam	Afkorting	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie	Afname gemiddelde	Afname piek
Referentie	BS	36,4	60,9	/	/
Scherm 8 m	NB8	33,4	43,8	8,4%	28,1%
Berm 8 m	HL8	34,7	52,3	4,7%	14,2%
Gedeeltelijke overkapping	PC65	36,6	61,4	-0,4%	-0,8%
Opening 80 m	L80	31,3	35,5	14,0%	41,7%
Schouw 4 m/s	H25V4	34,3	53,0	5,9%	13,0%



Figuur 6-48: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor tunneloriëntatie **Zuid-Noord**. Referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen (blauw), een opening in het tunneldak van 80m (geel), schermen van 8 m hoogte (oranje), bermen van 8 m hoogte (grijs), een poreuze overkapping van de tunnelmond (lichtblauw) en een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m (donkerblauw).

Tabel 6-14: Overzicht van de jaargemiddelde effecten op de gemiddelde concentraties en piekconcentraties langs de bebouwing voor tunneloriëntatie **Zuid-Noord** voor de verschillende mitigerende maatregelen.

Naam	Afkorting	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie	Afname gemiddelde	Afname piek
Referentie	BS	41,2	46,7	/	/
Scherm 8 m	NB8	36,5	38,0	11,3%	18,6%
Berm 8 m	HL8	38,4	41,1	6,7%	11,9%
Gedeeltelijke overkapping	PC65	39,1	43,0	5,2%	7,9%
Opening 80 m	L80	31,6	32,4	23,3%	30,5%
Schouw 4 m/s	H25V4	38,3	41,9	7,0%	10,2%



Figuur 6-49: Jaargemiddelde concentratieprofielen voor tunneloriëntatie **Noord-Zuid**. Referentiesituatie zonder bijkomende maatregelen (blauw), een opening in het tunneldak van 80m (geel), schermen van 8 m hoogte (oranje), bermen van 8 m hoogte (grijs), een poreuze overkapping van de tunnelmond (lichtblauw) en een schouw met diameter 3 m, ventilatiesnelheid 4 m/s en hoogte van 25 m (donkerblauw).

Tabel 6-15: Overzicht van de jaargemiddelde effecten op de gemiddelde concentraties en piekconcentraties langs de bebouwing voor tunneloriëntatie **Noord-Zuid** voor de verschillende mitigerende maatregelen.

Naam	Afkorting	Gemiddelde concentratie	Piek-concentratie	Afname gemiddelde	Afname piek
Referentie	BS	34,7	39,7	/	/
Scherf 8 m	NB8	32,7	33,4	5,6%	14,3%
Berm 8 m	HL8	33,5	35,6	3,3%	7,5%
Gedeeltelijke overkapping	PC65	33,8	36,2	2,4%	3,8%
Opening 80 m	L80	30,7	31,4	11,3%	21,7%
Schouw 4 m/s	H25V4	33,4	37,9	3,5%	3,7%

7 SCREENINGSTOOL LUCHTKWALITEIT NABIJ TUNNELMONDEN EN MITIGERENDE MAATREGELEN

In het voorgaande hoofdstuk is voor de afzonderlijke parameters onderzocht hoe de impact van een tunnelmond op de luchtkwaliteit in de nabije omgeving wijzigt wanneer de individuele parameter wijzigt en welke impact mitigerende maatregelen hierbij hebben. Op basis van deze resultaten is een screeningstool samengesteld om een onderbouwde inschatting te maken van de impact van een tunnelmond op de lokale luchtkwaliteit en hoe dit wijzigt bij het toepassen van deze mitigerende maatregelen.

De screeningstool is opgemaakt in MS Excel. Er zijn twee rekenbladen beschikbaar waarbij de gebruiker de cellen in grijs aangeduid kan wijzigen om voor een specifieke tunnel het concentratieprofiel te bepalen. Volgende parameters zijn door de gebruiker instelbaar voor het eerste rekenblad voor schermen en bermen. De profielen voor schermen en bermen van 4m, 6m en 8m hoogte worden vergeleken met de situatie zonder bermen en schermen.

- Snelheid van de lucht die uit de tunnel stroomt - keuzemogelijkheden 1 m/s, 3 m/s, 7 m/s.
- Gemiddelde atmosferische windsnelheid – vrij instelbaar tussen 0,1 m/s en 10 m/s
- Polluentconcentratie aan het tunnelportaal – vrij instelbaar
- Achtergrondconcentratie – vrij instelbaar
- Oriëntatie van de tunnel – keuzemogelijkheden West-Oost (WE), Noord-Zuid (NS), Oost-West (EW) en Zuid-Noord (SN)

De snelheid van de lucht die uit de tunnel stroomt en de concentratie aan het tunnelportaal kunnen bepaald worden met het 1D-tunnelmodel. De invloed van de insleuvingdiepte kan in het tweede rekenblad geanalyseerd worden. Alle concentratieprofielen zijn geanalyseerd nabij de façade van de eerste bebouwing. De relatieve effecten zijn identiek voor de achterliggende gebouwen, maar de absolute concentraties omwille van de emissies uit de tunnel lopen uiteraard minder sterk op met toenemende afstand tot de tunnelmond.

Het effect van de verhouding tussen de bebouwingshoogte en de afstand van de bebouwing tot de weg is afzonderlijk onderzocht en niet opgenomen in het rekenblad. Er wordt standaard gewerkt met 10 m hoge bebouwing en 90 m afstand tussen de eerste bebouwing en het midden van de weg.

Het tweede rekenblad vergelijkt de impact van alle mitigerende maatregelen die in het kader van deze studie zijn onderzocht.

- Schermen
- Bermen
- Insleuving
- Schouwen
- Poreuze overkapping
- Opening in het tunneldak
- Helling van de wanden van de insleuving
- Optimalisatie van de vorm van schermen

Hierbij is enerzijds een vergelijking voor elke maatregel afzonderlijk en de varianten in dimensies hier van. Anderzijds is een overzicht van alle maatregelen in een overzicht opgenomen. De

invoerparameters zijn grotendeels dezelfde parameters. In dit tweede rekenblad kan ook worden opgenomen of tunnelrecirculatie wordt opgenomen. Dit is het aandeel van de emissies dat via de ingang van de andere tunnelkoker weer het tunnelsysteem in gaat. Indien het tunnelportaal aan de andere zijde van de tunnel identiek is ingericht kan dit worden verwaarloosd.

Onderstaande figuren tonen een overzicht van de beide rekenbladen.

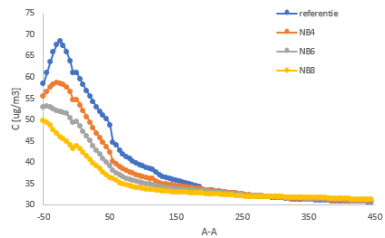
Dit rekenblad vergelijkt alle bestudeerde mitigerende maatregelen op basis van jaargemiddelde profielen. De stroomsnelheid uit de de tunnel is 3m/s. De gebruiker kan de concentratie aan het tunnelportaal, de tunneloriëntatie, de achtergrondconcentratie en de atmosferische windsnelheid instellen. De windrichtingsstatistieken worden via het rekenblad 'Wind stats' ingelezen.

Invoer gebruikers - grijze cellen

	Waarde	Eenheden	Beschikbare opties
Stroomsnelheid tunnel:	3	m/s	3
Gemiddelde windsnelheid @10m:	2	m/s	0.1-10
Concentratie tunnelportaal:	1500	ug/m3	
Achtergrondconcentratie:	30	ug/m3	
Tunneloriëntatie:	EW		[W,E,N,S,EW,SN]
Tunnelrecirculatie?	Yes		Yes / No *
Gebouwhoogte	10		
Afstand tot gebouwen	90		

*: Indien YES wordt gewerkt met tunnelrecirculatie. Er wordt rekening gehouden met de recirculatie van een deel van de emissies uit het tunnelportaal aan de andere zijde van de tunnel (identiek ingericht). Indien NO, wordt dit niet meegenomen, maar kan dit apart worden berekend met het 1D-tunnelmodel.

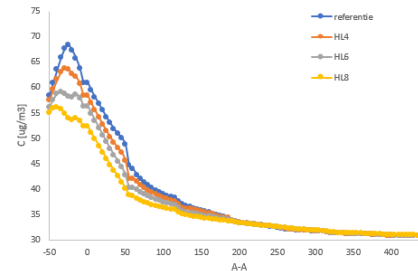
Geluidsschermen



NAAM	HOOGTE	Gemiddelde (ug/m³)	Piek (ug/m³)	% naar ingang
NBO	0	36.43	60.94	22%
NB4	4	35.08	54.63	25%
NB6	6	34.22	49.43	27%
NB8	8	33.38	43.83	30%

NAAM	Tunnelbijdrage		Totaal	
	Afname Gemiddelde	Afname Piek	Afname Gemiddelde	Afname Piek
NB4	21.0%	20.4%	3.7%	10.4%
NB6	34.4%	37.2%	6.1%	18.9%
NB8	47.4%	55.3%	8.4%	28.1%

Bermen



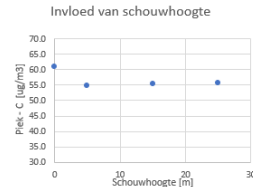
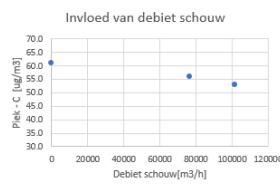
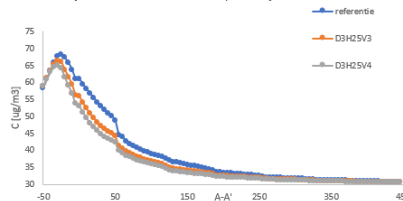
NAAM	HOOGTE	Gemiddelde (ug/m³)	Piek (ug/m³)	% naar ingang
HL0	0	36.43	60.94	22%
HL4	4	35.92	58.38	23%
HL6	6	35.39	56.27	24%
HL8	8	34.73	52.30	26%

NAAM	Tunnelbijdrage		Totaal	
	Afname Gemiddelde	Afname Piek	Afname Gemiddelde	Afname Piek
HL4	7.9%	8.3%	1.4%	4.2%
HL6	16.1%	15.1%	2.8%	7.7%
HL8	26.4%	27.9%	4.7%	14.2%

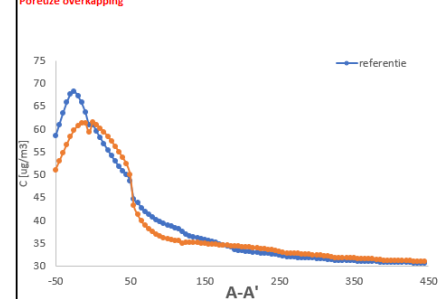
Schouwen

Hoogte	Diameter	V schouw (m/s)	Debiet [m³/h]	V Tunnel (m/s)	Gemiddelde (ug/m³)	Piek [x>0] (ug/m³)
0	0	0	0	3.0	36.4	60.9
5	3	3	76341	2.5	34.8	54.9
15	3	3	76341	2.5	34.8	55.5
25	3	3	76341	2.5	34.9	55.8
25	3	4	101788	2.3	34.3	53.0

V schouw en V tunnel zijn de stroomsnelheden door respectievelijk schouw en tunnel.



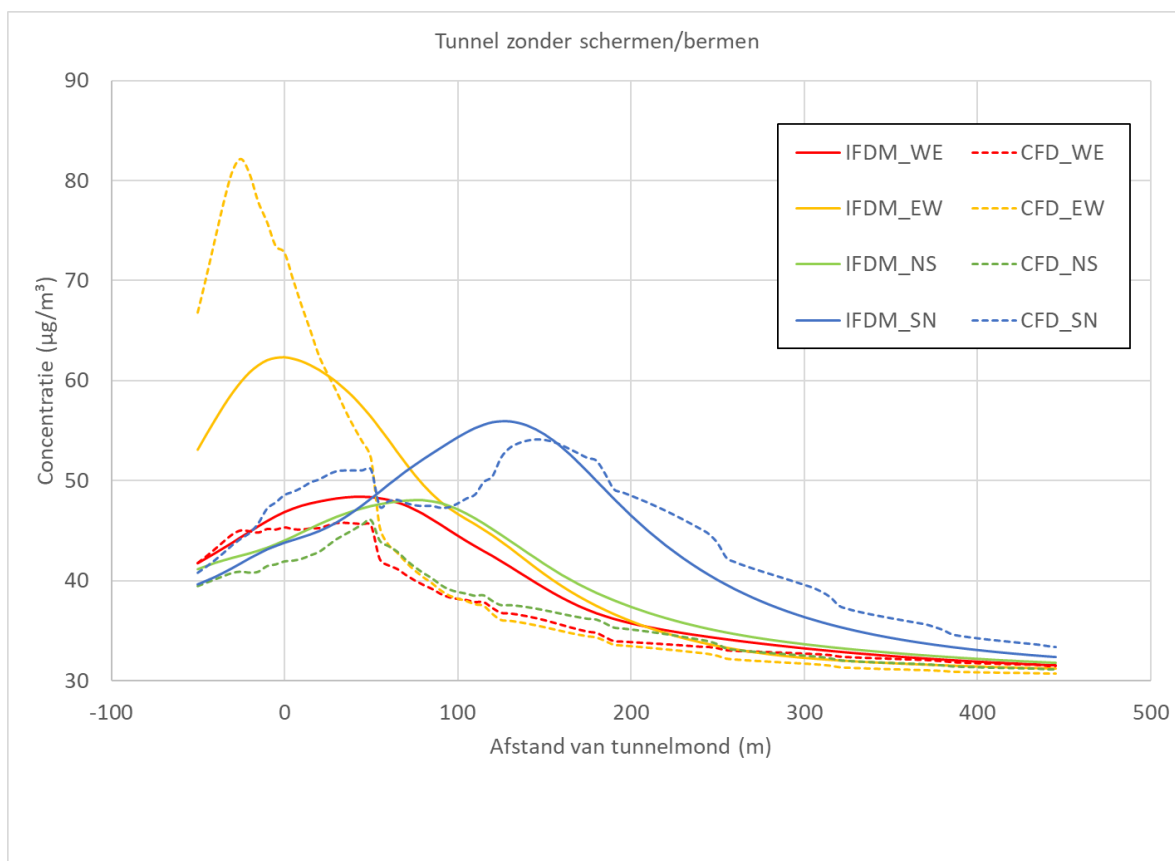
Poreuze overkapping



NAAM	Gem. [x>0] (ug/m³)	Piek [x>0] (ug/m³)	% naar ingang
Referentie	36.4	60.9	22.5%
Por. Overkapping	36.6	61.4	28.1%

NAAM	Tunnelbijdrage		Totaal	
	Afname Gemiddelde	Afname Piek	Afname Gemiddelde	Afname Piek
P. overkapping	-2.1%	-1.6%	-0.4%	-0.8%

Figuur 7-2: Voorbeeld rekenblad mitigerende maatregelen. Naast de hier getoonde delen voor schermen, bermen, schouwen en een poreuze overkapping, is er ook nog een overzicht voor diepte insleuving, helling insleuving, opening in tunneldak en een vergelijking van deze mitigerende maatregelen.



Figuur 8-1: Vergelijking van het jaargemiddelde concentratieprofiel ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder insleuwing, schermen of bermen. De berekeningen voor IFDM staan aangeduid met volle lijnen, voor CFD met stippellijnen. De verschillende kleuren stellen de verschillende richtingen van de tunnel voor (rood : West-Oost; Geel: Oost-West; Groen: Noord-Zuid; Blauw: Zuid-Noord).

Op basis van de profielen zijn de validatiestatistieken berekend voor IFDM ten opzichte van CFD. Zoals kan worden verwacht zijn er uiteraard verschillen tussen beide modellen. In grote lijnen komen de modelresultaten op jaargemiddelde basis echter sterk overeen. Gemiddeld over de vier oriëntaties zijn de concentraties op basis van de IFDM-modelleringen $0,93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (2%) hoger dan de concentraties op basis van de CFD-modelleringen, de vorm van de profielen op basis van beide modellen stemt eveneens sterk overeen zoals blijkt uit het overzicht in bovenstaande figuur en hoge R^2 en beperkte RMSE van 10%.

Tabel 8-1: Absolute en relatieve validatiestatistieken voor vergelijking IFDM ten opzichte van CFD op basis van het jaargemiddelde concentratieprofiel ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder insleuwing, schermen of bermen.

Absoluut	WE	EW	NS	SN	Gemiddelde
Bias	1,89	0,54	2,54	-1,25	0,93
RMSE	2,87	7,04	3,34	3,20	4,11
R²	0,89	0,81	0,89	0,86	0,86
Relatief	WE	EW	NS	SN	Gemiddelde
Bias	4,9%	1,3%	6,5%	-2,9%	2%
RMSE	7,5%	16,9%	8,6%	7,5%	10%
R²	0,89	0,81	0,89	0,86	0,86

Een belangrijk verschil tussen beide types modellering is dat het IFDM model de effecten van bebouwing niet in rekening brengt waar dit in de CFD resultaten wel expliciet in beschouwing is

genomen. Dit betekent enerzijds dat het IFDM-profiel minder sprongen maakt; deze worden immers deels verklaard door de effecten bij openingen tussen bouwblokken. Anderzijds kan dit een deel van de bias tussen beide modellen verklaren.

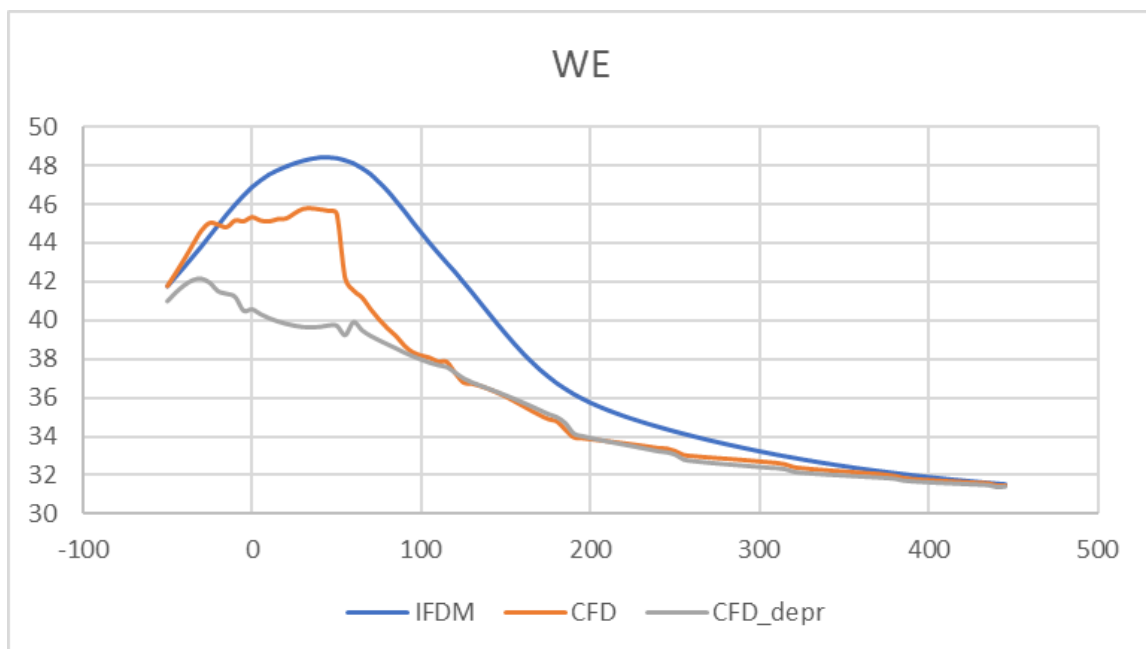
Op basis van de lage BIAS en RMSE en hoge R^2 kunnen we hier besluiten dat het IFDM model geschikt is om de luchtkwaliteit rondom een tunnelmond in te schatten. Dit geldt ook in een bebouwde omgeving, mits het wegprofiel voldoende breed is zodat dit geen street canyon is. In de CFD-analyse voor deze studie bedraagt de totale breedte tussen de bebouwing langs beide zijdes van de (snel-)weg 180 m en is de bebouwing 10 m hoog zodat street canyon bijdrages niet aan de orde zijn.

8.1.2 Vergelijking impact van insleuving van een tunnelmond

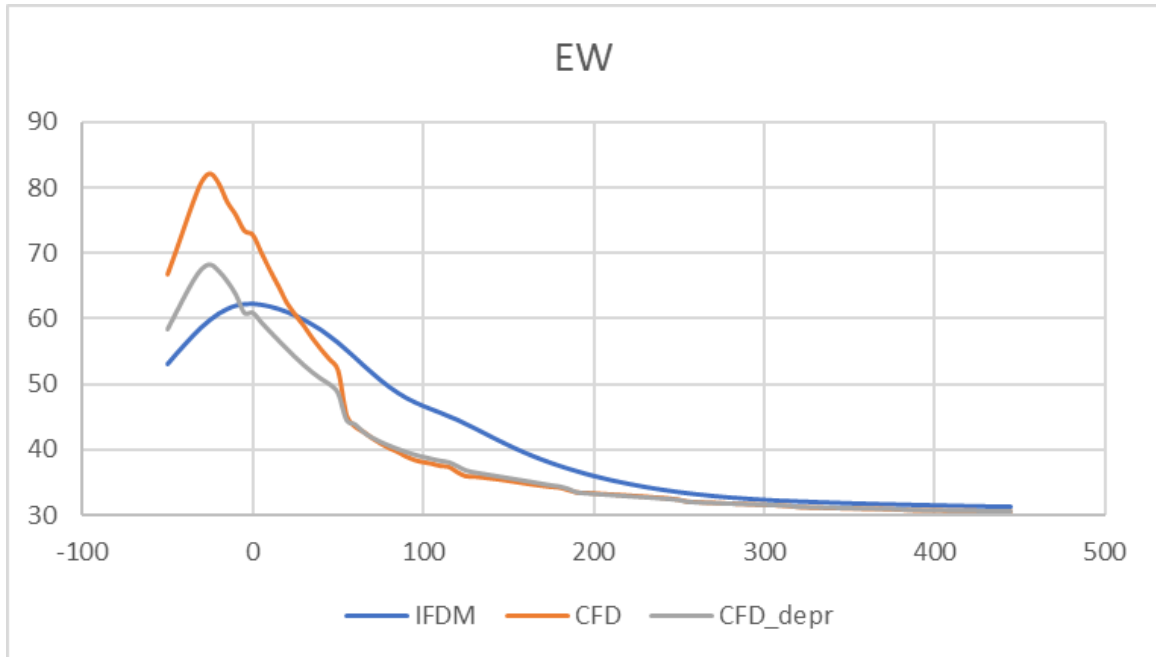
Verschillende CFD-modelleringen hebben het effect van de diepte van de insleuving van een tunnelmond op de concentraties rondom de tunnelmond onderzocht. Deze resultaten zijn vergeleken met de IFDM-resultaten zonder het effect van de insleuving aangezien IFDM de insleuving van een tunnelmond niet in rekening kan brengen.

In het IFDM-model is er wel de mogelijkheid om de insleuving van een volledige weg in beschouwing te nemen. Dit is echter een verschillende soort parametrisatie omdat in IFDM het transport langs het wegprofiel niet wordt beïnvloed terwijl dit bij een tunnelmond net een erg belangrijk effect is.

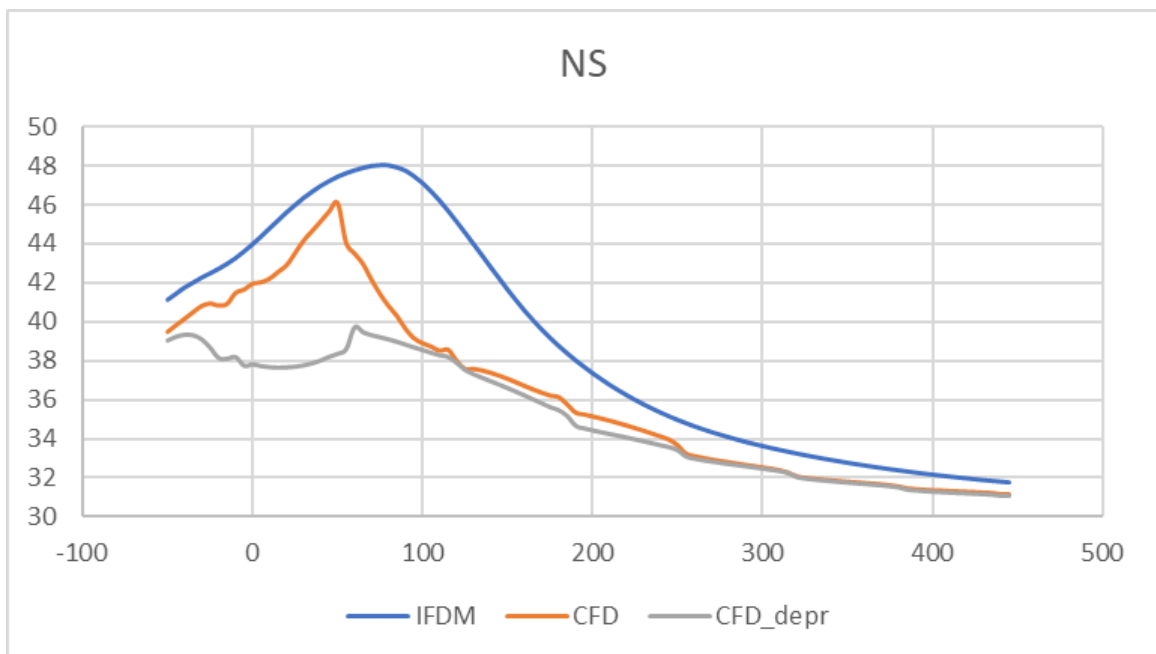
De onderstaande figuren vergelijken de jaargemiddelde profielen voor de vier oriëntaties waarbij CFD met en zonder insleuving van de tunnelmond wordt vergeleken met de IFDM-resultaten zonder insleuving. We zien lagere concentraties in CFD door de verdiepte ligging van een ingesleufde tunnel. IFDM neemt deze niet mee en de IFDM-resultaten kunnen in deze resultaten als een overschatting van de concentraties worden beschouwd.



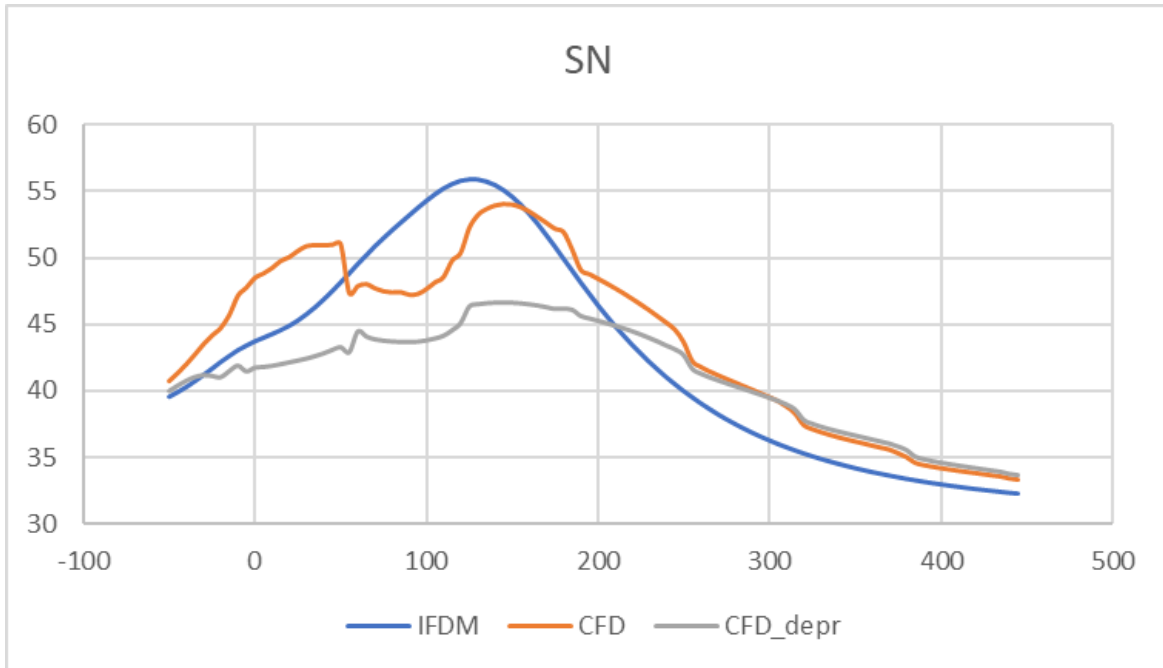
Figuur 8-2: Vergelijking van het jaargemiddelde concentratieprofiel voor oriëntatie West-Oost ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder schermen of bermen. Het IFDM-resultaat staat in het blauw, het CFD-resultaat zonder verdiepte weg in het oranje en het CFD-resultaat met verdiepte ligging (15 m diepte) in het grijs.



Figuur 8-3: Vergelijking van het jaargemiddelde concentratieprofiel voor oriëntatie Oost-West ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder schermen of bermen. Het IFDM-resultaat staat in het blauw, het CFD-resultaat zonder verdiepte weg in het oranje en het CFD-resultaat met verdiepte ligging (15 m diepte) in het grijs.



Figuur 8-4: Vergelijking van het jaargemiddelde concentratieprofiel voor oriëntatie Noord-Zuid ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder schermen of bermen. Het IFDM-resultaat staat in het blauw, het CFD-resultaat zonder verdiepte weg in het oranje en het CFD-resultaat met verdiepte ligging (15 m diepte) in het grijs.



Figuur 8-5: Vergelijking van het jaargemiddelde concentratieprofiel voor oriëntatie Zuid-Noord ter hoogte van de façade van de eerste bebouwing voor een tunnelmond zonder schermen of bermen. Het IFDM-resultaat staat in het blauw, het CFD-resultaat zonder verdiepte weg in het oranje en het CFD-resultaat met verdiepte ligging (15 m diepte) in het grijs.

De effecten van de insleuving zijn gerapporteerd in sectie 6.3.3.1. De CFD-resultaten tonen een daling van de gemiddelde concentraties langs het profiel met ongeveer 10% van de bijdrage van de tunnelmond bij een insleuving van 15 m diepte van de tunnelmond. De IFDM-resultaten overschatten dus de concentraties met deze bijdrage.

8.1.3 Vergelijking impact van schermen en bermen

Het IFDM-model heeft een parametrisatie om de impact van schermen en bermen in rekening te brengen voor wegen in een open omgeving. Deze is gebaseerd en gevalideerd op basis van meetcampagnes en is besproken in sectie 5.2 van dit rapport.

Deze parametrisatie is hier toegepast voor IFDM-modellering van de omgeving van een tunnelmond waarbij schermen worden toegepast van 4, 6 of 8 m hoogte. De aftopping van 6m als maximale hoogte uit de parameterisatie wordt hierbij losgelaten. Onderstaande tabel maakt de vergelijking tussen de effecten van schermen zoals afgeleid uit de CFD-resultaten in hoofdstuk 6 en de resultaten op basis van IFDM met de bestaande parametrisatie voor open wegen.

Het is duidelijk dat de implementatie voor schermen in IFDM bij tunnelmonden te weinig reductie geeft van de concentraties. Belangrijk om hierbij op te merken is dat deze parametrisatie is opgebouwd voor rechte wegen die als een doorlopende lijnbron kunnen worden beschouwd. De situatie bij een tunnelmond is fundamenteel verschillend aan open wegen met schermen aangezien in deze laatste de bron heel lang is terwijl een tunnelmond als een korte bron beschouwd wordt. Menging in de langsrichting is in het eerste geval irrelevant terwijl die in het tweede geval heel belangrijk is. De onderschatting van het schermeffect aan tunnelmonden in IFDM mag dan ook niet geëxtrapoleerd worden naar de situatie zonder tunnelmond.

Het toepassen van de IFDM-parametrisaties voor schermen rondom een tunnelmond kan dus als een eerste, conservatieve inschatting worden beschouwd voor de bepaling van de luchtkwaliteit nabij een tunnelmond waarbij schermen worden toegepast. Deze conclusie kan worden doorgetrokken naar bermen als mitigerende maatregel waarbij dezelfde effecten spelen.

Tabel 8-2: Voor iedere richting van de tunnelmond (WE : West-Oost; EW: Oost-West; NS: Noord-Zuid; SN: Zuid-Noord) en voor hoogtes van het scherm van 4, 6 en 8m wordt de reductie van de gemiddelde concentratie (Gem) en de piekconcentratie (Piek) gegeven voor CFD en voor IFDM.

WE Hoogte (m)	Red. Gem CFD	Red. Gem IFDM	Red. Piek CFD	Red. Piek IFDM
4	21%	13%	29%	16%
6	34%	19%	42%	23%
8	46%	25%	53%	30%

EW Hoogte (m)	Red. Gem CFD	Red. Gem IFDM	Red. Piek CFD	Red. Piek IFDM
4	21%	13%	25%	13%
6	35%	20%	40%	20%
8	49%	25%	49%	26%

NS Hoogte (m)	Red. Gem CFD	Red. Gem IFDM	Red. Piek CFD	Red. Piek IFDM
4	22%	13%	32%	16%
6	34%	19%	47%	23%
8	45%	25%	59%	29%

SN Hoogte (m)	Red. Gem CFD	Red. Gem IFDM	Red. Piek CFD	Red. Piek IFDM
4	21%	11%	29%	12%
6	32%	17%	42%	18%
8	43%	22%	52%	23%

9 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN LUCHTKWALITEIT NABIJ TUNNELMONDEN

In dit hoofdstuk worden aanbevelingen gemaakt hoe luchtkwaliteit best geëvalueerd wordt in de omgeving van tunnelmonden en sleuven en afrondende conclusies bij de veelheid aan analyses.

Op basis van het literatuuroverzicht, de inzichten uit de CFD-analyses en het bijhorende screeningsmodel voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden is een beslissingsboom uitgewerkt om te bepalen wat de meest aangewezen methodologie is om mobiliteitsscenario's door te rekenen naar luchtkwaliteit. De beslissingsboom is opgemaakt om een type luchtkwaliteitsmodellering aan te bevelen op basis van het type omgeving en type infrastructuur en maatregelen.

9.1 BESLISSINGBOOM LUCHTKWALITEITSMODELLERING

1. Geen tunnel

1.1. Geen invloed bebouwing

1.1.1. Geen mitigerende maatregelen

IFDM of gelijkwaardige dispersiemodellen zijn uitgebreid gevalideerd voor de modellering van pollutieconcentraties rondom wegen in een open omgeving. In Vlaanderen is de tool IMPACT beschikbaar én geschikt om modelleringen voor mobiliteitsscenario's voor dit type omgeving uit te voeren.

1.1.2. Schermen of bermen

IFDM beschikt over een parametrisatie om de effecten van schermen en bermen op de pollutieconcentraties rondom wegen in open omgeving in rekening te brengen. De parametrisatie is niet ingebouwd in de tool IMPACT, maar is wel beschikbaar in het IFDM model en als onderdeel van de ATMO-Street modelketen.

1.1.3. Sleuven

IFDM beschikt over een parametrisatie om de effecten van sleuven op de pollutieconcentraties rondom wegen in open omgeving in rekening te brengen. Op basis van onder andere voorliggende studie schatten we in dat de parametrisatie tot lichte overschattingen leidt, maar de impact van het insleuven van een weg is erg klein voor langere wegen. Indien een weg voldoende lang is speelt de verplaatsing van de emissies volgens de richting van de weg immers geen rol meer. De parametrisatie is niet ingebouwd in de tool IMPACT, maar is wel beschikbaar in het IFDM model en als onderdeel van de ATMO-Street modelketen.

1.1.4. Combinatie sleuven met schermen of bermen

Op basis van de analyses voor deze studie schatten we in dat het toepassen van IFDM aanleiding geeft tot lichte overschattingen van de pollutieconcentraties wanneer schermen of bermen rond een ingesleufde weg worden toegepast. De combinatie van parametrisaties is niet ingebouwd in de tool IMPACT, maar is wel beschikbaar in het IFDM model en als onderdeel van de ATMO-Street modelketen.

een insleuving als afscherming kan via het screeningsmodel worden in beeld gebracht. Een volledig gedetailleerde modellering van de combinatie van verschillende maatregelen is slechts mogelijk via een CFD analyse.

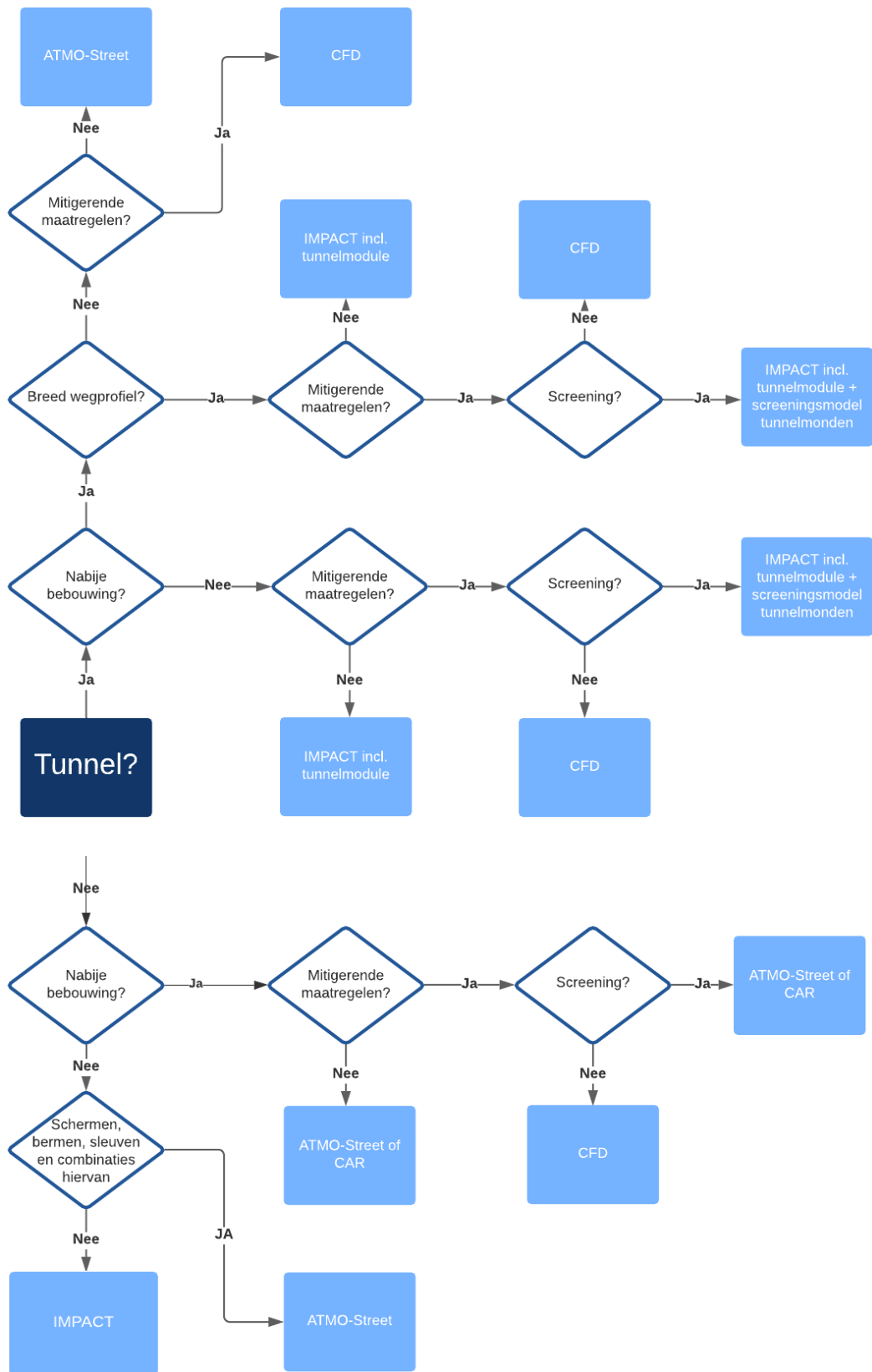
2.2. Tunnelmond met nabije bebouwing

Indien het wegprofiel erg breed is, geeft de invloed van nabije bebouwing geen aanleiding tot street canyon effecten. In de situatie met een breed weg profiel met een tunnelmond en omliggende bebouwing kunnen dezelfde modelkeuzes worden gemaakt als voor de situatie zonder de invloed van bebouwing.

Indien een tunnelmond is gelegen in een straat met een nauw profiel kan aan de hand van ATMO-Street met de OSPM-street canyon module een eerste inschatting gemaakt worden. Een grondige analyse vraagt echter om een CFD-modellering. Indien in een street canyon mitigerende maatregelen worden toegepast rondom een tunnelmond is dit bij uitstek een complexe situatie die slechts met CFD-modellering in voldoende detail kan worden onderzocht. Een strikte definitie voor een grens van wanneer street canyon effecten optreden is niet beschikbaar aangezien dit gradueel opbouwt. In de ATMO-Street modelketen wordt echter bebouwing slechts in rekening gebracht wanneer een deel van het gebouw zich op minder dan 50 m van de weg bevindt. Voor bebouwing op grotere afstand van de wegen wordt de street canyon bijdrage verwaarloosbaar. In de praktijk kunnen we dus stellen dat het interessant wordt om de street canyon bijdrage te bepalen voor wegprofielen van minder dan 100 m breedte.

De beslissingsboom is op volgende pagina uitgewerkt tot een overzichtelijk schema. Aanvullend op deze beslissingsboom kan het screeningsmodel voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden, voorgesteld in hoofdstuk 7, worden ingezet om de impact van bijkomende mitigerende maatregelen op de luchtkwaliteit nabij tunnelmonden te onderzoeken. De impact van tunnelventilatie van een schouw en een opening in het tunneldak kunnen in de verschillende modellen onderzocht worden door de emissies bij te stellen op basis de resultaten van het tunnelscreeningsmodel. Informatie hoe de concentraties rondom een tunnelmond door een gedeeltelijke poreuze overkapping worden bijgesteld kan eveneens uit het screeningsmodel worden afgeleid.

Figuur 9-1: Beslissingsboom luchtkwaliteitsmodellering mobiliteitsscenario's. De module om de luchtkwaliteit rondom tunnelmonden te modelleren is nog niet opgenomen in IMPACT maar dit is gepland voor de nabije toekomst.



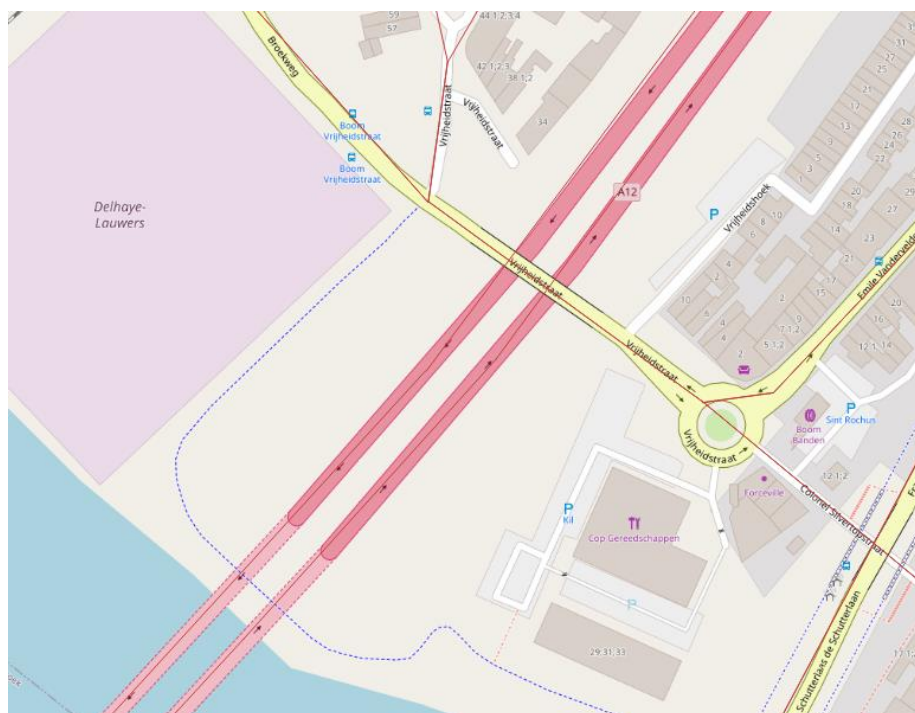
9.2 DUIDING BESLISSINGSBOOM AAN DE HAND VAN PRAKTIJKVOORBEELDEN

9.2.1 A12 Rupeltunnel Boom

De Rupeltunnel is een 580 m lange snelwegtunnel onder de Rupel en is onderdeel van de A12. De inrichting van het zuidelijke en noordelijke tunnelportaal van de tunnel lijkt sterk op mekaar. De tunnelmonden liggen verzonken ten opzichte van het maaiveld met een oplopende berm. Er zijn geen bijkomende maatregelen.

IFDM (als onderdeel van ATMO-Street) kan worden toegepast om de luchtkwaliteitssituatie nabij dit soort tunnelmond in te schatten. Momenteel is er in IMPACT nog geen mogelijkheid om de omgeving van tunnelmonden te modelleren. De concentratieprofielen voor een Zuid-Noord georiënteerde tunnel geven aan dat de concentratiepiek nabij de noordelijke tunnelmond zich ongeveer 130 m noordwaarts van het tunnelportaal situeert en nog een significante bijdrage geeft nabij de bebouwing langs de Vrijheidshoek.

Indien voor dit soort situatie de impact van mitigerende maatregelen dient ingeschat te worden, kan dit op basis van de screeningstool voorgesteld in hoofdstuk 7.



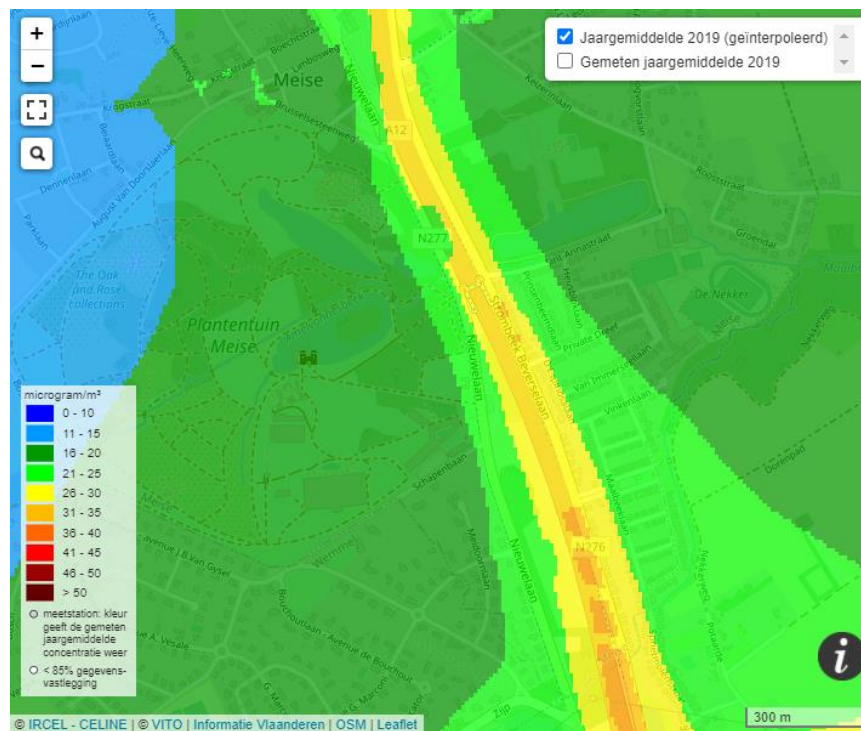
Figuur 9-2: Omgeving van de noordelijke tunnelmond van de Rupeltunnel. Bron: Open street maps.

9.2.2 A12 Meise

Langs de A12 in Meise ter hoogte van de Stroombeek-Beverselaan bevinden zich geluidsschermen van 4m hoogte met achter de schermen een parallelweg met de snelweg. Voor dit soort situatie kan de ATMO-Street modelketen worden toegepast om de luchtkwaliteitssituatie in te schatten. Het IFDM-model dat onderdeel is van de modelketen heeft ingebouwde parametrisatie om de effecten van schermen in rekening te brengen. Deze parametrisatie is niet beschikbaar in IMPACT.

Het verkeersvolume op de Stroombeek-Beverselaan is slechts 3% van de personenwagens en minder dan 1% van het vrachtverkeer op de A12 (op basis van data MOW voor opmaak

luchtkwaliteitskaarten 2019). De effecten van de schermen op de emissies van de achterliggende parallelweg kunnen in deze situatie verwaarloosd worden.



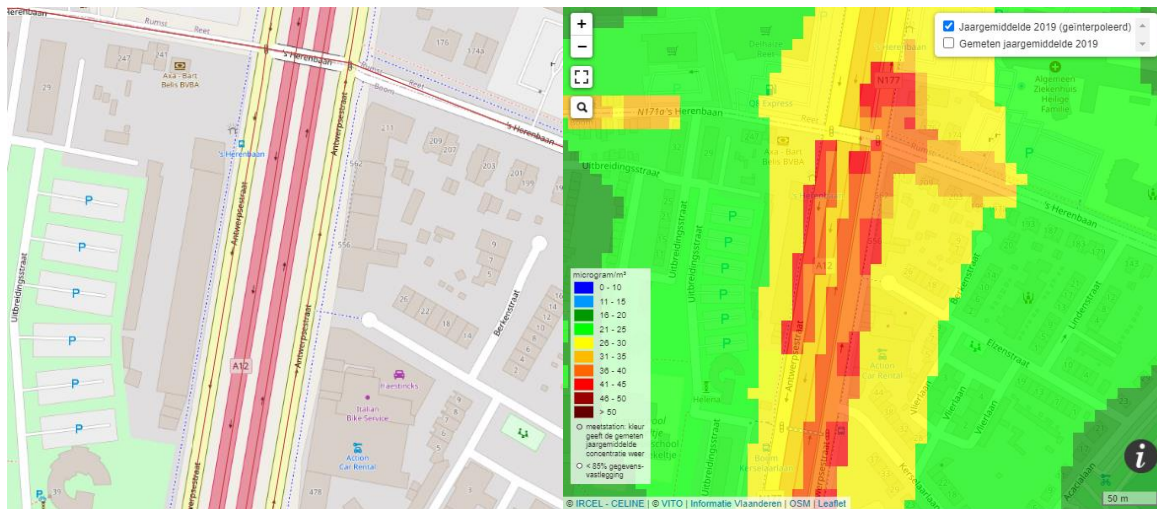
Figuur 9-3: ATMO-Street NO₂ jaargemiddelde concentraties 2019 in de omgeving van de A12 te Meise (µg/m³). Bron: VMM.

9.2.3 A12 Boom nabij kruispunt 's Herenbaan

Een groot deel van het traject van de A12 in Boom is ingesleufd. Parallel aan de A12 loopt de Antwerpsestraat. Langs een aantal stukken van de Antwerpsestraat staan aangesloten huizenrijen die lokaal de ventilatie van de verkeerspollutie hinderen. Een voorbeeld is net ten zuiden van het kruispunt met de 's Herenbaan waar de gevels van de huizen zich op slechts een 30-tal meter van de middenberm van de A12 bevinden.

Het verkeersvolume op de Antwerpsestraat is hier een aanzienlijk aandeel van de volumes op de snelweg, namelijk ongeveer 80%, 50% en 20% van de volumes aan respectievelijk personenwagens, lichte vracht en zwaar verkeer (op basis van data MOW voor opmaak luchtkwaliteitskaarten 2019). Zowel de emissies op de snelweg als op de Antwerpsebaan bepalen hier dus de pollutieconcentraties nabij de gevels. De emissies op de snelweg zijn hoger, maar de afstand tot het verkeer op de Antwerpsebaan is slechts enkele meters.

Omwille van de street-canyoneffecten die hier een rol spelen, is het niet mogelijk deze situatie met IMPACT te modelleren. Het ATMO-street model kan wel worden toegepast waarbij voor een deel van de emissies street-canyon effecten in rekening worden gebracht.



Figuur 9-4: Overzichtkaart en ATMO-Street NO₂ jaargemiddelde concentraties 2019 (µg/m³) in de omgeving van de A12 te Boom. Bron: Open street maps en VMM.

Indien in deze situatie de effecten van mitigerende maatregelen dienen bepaald te worden, kan geen gebruik gemaakt worden van de bestaande instrumenten. De verkeersvolumes op de parallelweg zijn hier immers zo hoog dat de effecten van bijvoorbeeld geluidsschermen niet enkel geanalyseerd dienen te worden voor de bijdrage van de sleuf, maar ook voor de parallelweg. Dit kan enkel aan de hand van een grondige CFD-analyse voor deze specifieke situatie. De impact van schermen tussen de A12 en de Antwerpsestraat is erg moeilijk in te schatten omdat enerzijds de blootstelling aan de emissies van de A12 afneemt, maar de blootstelling aan de emissies van de Antwerpsestraat toeneemt omdat schermen de ventilatie hinderen.

9.2.4 Waaslandtunnel Antwerpen

De oostelijke tunnelmond van de Waaslandtunnel ligt in een street canyon van ongeveer 45 m breedte en aaneensluitende bebouwing van 4 tot 5 verdiepingen hoogte. De 2 km lange tunnel heeft 2-richtingsverkeer in dezelfde tunnelkoker. Het oostelijke tunnelportaal is ingesleufd ten opzichte van de omgeving. Voor de opmaak van de Vlaamse luchtkwaliteitskaarten wordt de ATMO-Street modelketen toegepast waarbij deze tunnelmond als een emissie in een street canyon wordt behandeld en dus de OSPM street canyon module wordt toegepast. Het OSPM model is ontwikkeld en geparametriseerd om pollutieconcentraties ter hoogte van de gevels in een street canyon te bepalen. Er is geen aparte behandeling voor tunnelmonden in een street canyon en het model is hier dus niet erg geschikt voor.

Vergelijking met metingen, onder meer op basis van NO₂ passieve samplers, maakt duidelijk dat OSPM niet betrouwbaar is voor de modellering van de pollutieconcentraties nabij een tunnelmond. Een accurate modellering kan in dit soort situatie door de ATMO-Street modelresultaten te verfijnen op basis van CFD-modellering op maat. Hierbij kunnen dan eveneens varianten met mitigerende maatregelen aan de hand van CFD-analyses onderzocht worden.



Figuur 9-5: Omgeving oostelijke tunnelmond Waaslandtunnel. Bron: Open Street Maps.

9.3 CONCLUSIES

Het literatuuroverzicht geeft aan dat de toegepaste modellen om luchtkwaliteit nabij tunnelmonden te analyseren verschillen tussen de verschillende Europese landen. Andere modellen zoals ADMS (UK) vereisen een veel uitgebreidere parametrisaties, de resultaten zijn echter sterk in lijn met de output van de modellen in Nederland en België. Hierdoor is er een voorkeur om voor MER-studies de parametrisaties van tunnels eenvoudiger te houden. Een eventuele modelverbetering door een uitgebreidere parametrisatie kan immers ongedaan gemaakt worden of overtroffen door onzekerheden op de aan te leveren input data of tot een ongewenste optimalisatie van een deel van deze parameters.

Het IFDM-model en de ATMO-Street model keten zijn uitgebreid gevalideerd voor gebruik in Vlaanderen. De resultaten van voorliggende studie bevestigen nogmaals dat het IFDM-model geschikt is om luchtkwaliteit in te schatten nabij tunnelmonden in de afwezigheid van mitigerende maatregelen. Specifiek voor situaties met mitigerende maatregelen is een screeningsmodel opgesteld.

De resultaten van deze studie maken het dus mogelijk om de luchtkwaliteit in tunnels te evalueren aan de hand van het 1D-tunnelmodel. Deze module geeft als resultaat de concentratie aan het tunnelportaal en de snelheid waarmee de lucht de tunnel verlaat. Verschillende methodes voor ventilatie van een tunnel kunnen hierbij worden toegepast.

- Natuurlijke ventilatie
- Langsventilatie
- Dwarsventilatie
- Mechanisch geventileerde schouw

Op basis van deze twee variabelen kan het screeningsmodel voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden toegepast worden om te bepalen welke luchtkwaliteit er rondom een tunnelmond kan worden verwacht. Hierbij is het eveneens mogelijk om de impact van volgende mitigerende maatregelen te evalueren.

- Schermen
- Bermen
- Insleuving
- Schouwen
- Poreuze overkapping
- Opening in het tunneldak
- Helling van de wanden van de insleuving
- Optimalisatie van de vorm van schermen

De beslissingsboom verduidelijkt hoe de inzichten van dit screeningsmodel voor luchtkwaliteit nabij tunnelmonden kunnen worden gecombineerd met het gebruik van luchtkwaliteitsmodellen voor de berekening van de concentraties in de ruimere omgeving van een tunnelmond.

Het literatuuroverzicht geeft aan dat de toegepaste modellen om luchtkwaliteit nabij tunnelmonden te analyseren verschillen tussen de verschillende Europese landen. De resultaten van voorliggende studie bevestigen dat het IFDM-model geschikt is om luchtkwaliteit in te schatten nabij tunnelmonden en in de afwezigheid van mitigerende maatregelen overeenstemt met de gedetailleerde CFD-analyses.

Afsluitend dient te worden opgemerkt dat de beoordeling van de milderende maatregelen hier is gemaakt op het vlak van luchtkwaliteitsbaten en is gefocust op maatregelen die de blootstelling aan vervuiling nabij een tunnelportaal mildereren. Er worden geen uitspraken gedaan naar onderhoudskosten, investeringskosten bij aanleg en eventuele effecten op verkeersveiligheid. Deze informatie is enkel opgenomen voor de verschillende mogelijke ventilatiesystemen binnen een tunnel, niet voor de maatregelen buiten de tunnel.

Bronmaatregelen zoals het verminderen van de verkeersvolumes of de uitstoot van het verkeer zijn niet in beschouwing genomen aangezien ze geen onderdeel vormen van de focus van deze studie.

10 REFERENTIELIJST

- AMOG (Roads and Maritime Services NSW). (2012). *M5 East Tunnel filtration Trial Evaluation Program - Review of Operational Performance*.
- Arnold Dix. (2006). *Managing air outside of tunnels: Contract No. 6400/3003*.
- Baldauf, R. W., Isakov, V., Deshmukh, P., Venkatram, A., Yang, B., & Zhang, K. M. (2016). Influence of solid noise barriers on near-road and on-road air quality. *Atmospheric Environment*, *129*, 265–276. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.025>
- CETU. (2010). *The treatment of air in road tunnels - State-of-the-art of studies and works*.
- CETU. (2016). *The treatment of air in road tunnels*.
- CROW. (2012). *Handreiking stedelijke tunnels en luchtkwaliteit*.
- Düring, I., Flassak, T., Nitzsche, E., & Sörgel, C. (2013). *Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung der RLuS*.
- Gong, L., & Wang, X. (2018). Numerical study of noise barriers' side edge effects on pollutant dispersion near roadside under various thermal stability conditions. *Fluids*, *3*(4). <https://doi.org/10.3390/fluids3040105>
- Gromke, C., Jamarkattel, N., & Ruck, B. (2016). Influence of roadside hedgerows on air quality in urban street canyons. *Atmospheric Environment*, *139*, 75–86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.014>
- Hoekstra, B., Schraa, G.-J., & Toenink, C. (2009). *Invloed overkappen en luchtbehandeling op de luchtkwaliteit*.
- Hoogwerff, J., Lanser, N., Ooststroom, L. van, & Tollenaar, C. (2009). *Toepassingsadvies Schermen (IPL-1b)*.
- Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co, K. (2012). *RLus Handbuch* (Vol. 49).
- IPL. (2009). *Eindrapport Proeftuin Schermen: Eindrapport praktijkmetingen invloed (geluids)schermen op de luchtkwaliteit langs snelwegen*.
- Jeanjean, A. P. R., Gallagher, J., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2017). Ranking current and prospective NO₂ pollution mitigation strategies: An environmental and economic modelling investigation in Oxford Street, London. *Environmental Pollution*, *225*, 587–597. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.027>
- Lefebvre, W., Degraeuwe, B., & Janssen, S. (2013). *Berekeningen luchtkwaliteit in het kader van de PlanMER Oosterweelverbinding: methodologie*.
- Lefebvre, W., & Vranckx, S. (2017). *Berekeningen luchtkwaliteit in het kader van de Project-MER Oosterweelverbinding: methodologie*. 31.
- Maiheu, B., Vranckx, S., Lefebvre, W., & Janssen, S. (2015). *Luchtkwaliteitsmodellering Ringland* (p. 106). p. 106.
- Oetl, D., Sturm, P., & Almbauer, R. (2005). Evaluation of GRAL for the pollutant dispersion from a city street tunnel portal at depressed level. *Environmental Modelling and Software*, *20*(5), 499–504. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.06.001>
- Oetl, D., Sturm, P., Almbauer, R., Okamoto, S., & Horiuchi, K. (2003). Dispersion from road tunnel portals: comparison of two different modelling approaches. *Atmospheric Environment*, *37*(37), 5165–5175. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.003>
- Oetl, D., Sturm, P. J., Bacher, M., Pretterhofer, G., & Almbauer, R. A. (2002). A simple model for the dispersion of pollutants from a road tunnel portal. *Atmospheric Environment*, *36*(18), 2943–2953. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00254-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00254-6)
- Parente, A., Gorlé, C., van Beeck, J., & Benocci, C. (2011). Improved k-ε model and wall function formulation for the RANS simulation of ABL flows. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, *99*, 267–278.
- Peutz. (2007). *Luchtkwaliteit achter geluidschermen: Aanvullend windtunnelonderzoek en*

vergelijking met het rekenmodel Pluim Snelweg 1.2.

- Uhrner, U., Reifeltshammer, R., & Sturm, P. J. (2019). Evaluation of the NO₂ burden within a joint street canyon and tunnel portal micro environment. *International Journal of Environment and Pollution*, 65(1–3), 25–42. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2019.101831>
- Yu, Q. L., Hendrix, Y., Lorencik, S., & Brouwers, H. J. H. (2018). Field study of NO_x degradation by a mineral-based air purifying paint. *Building and Environment*, 142(x), 70–82. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.06.014>