

## De meerwaarde van dynamisch rekenen aan emissies

Luc Wismans  
(*Goudappel Coffeng & Universiteit Twente*)

Robert van den Brink  
(*Goudappel Coffeng*)

### **Samenvatting**

Het statisch rekenen aan emissies kan tot significante fouten leiden in het ex-ante evalueren van maatregelen en uiteindelijk ook toetsing aan normen. Om dit te onderbouwen zijn het statisch rekenen en dynamisch rekenen aan emissies vergeleken in een case studie op de A12 zowel voor een basissituatie als bij het nemen van infrastructurele maatregelen.

### **Trefwoorden**

Luchtkwaliteit, geluid, statisch verkeersmodel, dynamisch verkeersmodel

## **1. Inleiding**

Duurzaamheid, luchtkwaliteit, klimaat, geluidsproductieplafonds: het zijn allemaal termen die steeds belangrijker worden binnen verkeer en vervoer. De huidige wetgeving, zeker de normen voor luchtkwaliteit en geluid, is van grote invloed op de realisatie van nieuwe of de uitbreiding van bestaande infrastructuur en daarnaast wordt energiegebruik en de CO<sub>2</sub>-emissie steeds belangrijker. Naast bronmaatregelen zoals schonere auto's of stiller wegdek of overdrachtsmaatregelen zoals schermen, worden daarnaast steeds vaker maatregelen zoals verkeersmanagement ingezet om de emissies lokaal te beïnvloeden.

In de huidige praktijk worden vaak de uitkomsten van statische verkeersmodellen gebruikt om de effecten op luchtkwaliteit, geluidhinder en soms ook broeikasgasemissie te bepalen voor bijvoorbeeld toetsing aan de normen of integrale afwegingen binnen strategische planvormingsprocessen. Het gaat hierbij om gegevens over de hoeveelheid en samenstelling van het verkeer en het niveau van afwikkeling. De mate van afwikkeling wordt daarbij meestal gebaseerd op de verhouding tussen de intensiteit en capaciteit, oftewel IC-ratio's. Statische modellen kunnen niet goed omgaan met verkeersdynamiek in het algemeen en congestie in het bijzonder terwijl de verkeersdynamiek sterk bepalend is voor de emissies van zowel stoffen als geluid. Statische modellen plaatsen de files bijvoorbeeld in de bottlenecks terwijl de files meestal op het wegvak ervoor staan. Daarnaast houden statische modellen geen rekening met de doserende werking van bottlenecks en kunnen ze niet omgaan met blokkade-effecten als gevolg van wachtrijen die terugslaan. Dynamische verkeersmodellen kunnen wel rekening houden met deze aspecten en zijn daardoor in potentie beter geschikt om de effecten van infrastructurele aanpassingen of verkeersmaatregelen op luchtkwaliteit en geluidhinder te bepalen. Zeker ook omdat de huidige generatie van dynamische modellen, met name macroscopisch dynamische modellen zoals Streamline, tevens praktisch toepasbaar zijn voor grotere netwerken.

Om inzichtelijk te maken wat de consequenties zijn van het gebruik van statische modellen en haar tekortkomingen, hebben we een vergelijking uitgevoerd in een realistische testcase tussen het bepalen van de emissies met een statisch verkeersmodel en een dynamisch verkeersmodel. Daarnaast hebben we emissieberekeningen uitgevoerd op basis van daadwerkelijk gemeten verkeersintensiteiten en snelheden. Voor de vergelijking is gebruik gemaakt van de OmniTRANS emissiemodule. Deze emissiemodule kan zowel worden gebruikt voor het rekenen van emissies op basis van de uitkomsten uit een statisch als dynamisch model. Naast het beschrijven van de huidige praktijk (hoofdstuk 2), de ontwikkelde en gebruikte emissiemodule voor de vergelijking (hoofdstuk 3), de uitgevoerde vergelijking en resultaten hiervan (hoofdstuk 4), gaan we in hoofdstuk 5 in op de voor- en nadelen van het dynamisch rekenen aan emissies. In dit hoofdstuk worden ook de conclusies en aanbevelingen verder gepresenteerd.

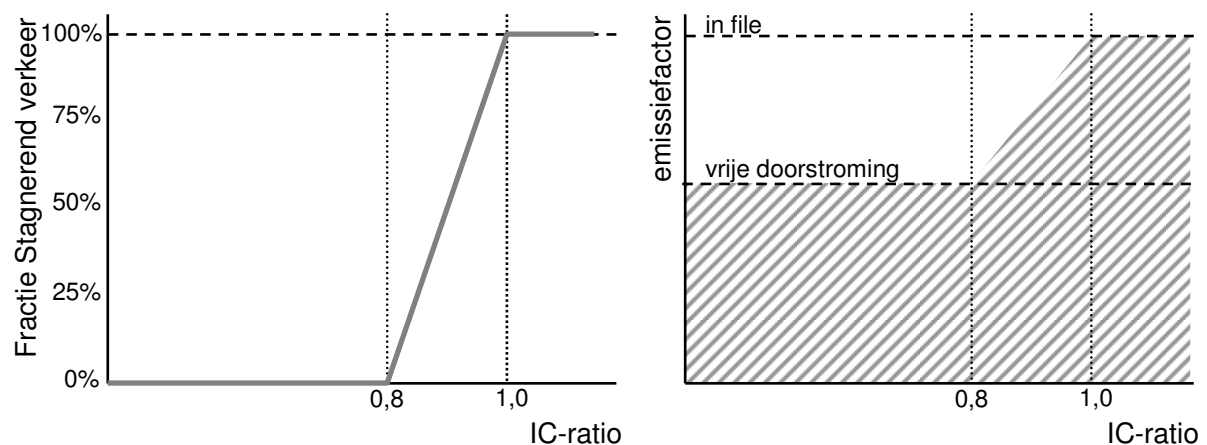
## **2. Huidige praktijk**

De dynamiek van verkeersstromen is een belangrijke verklarende variabele voor de emissies van stoffen en geluid, naast uiteraard de hoeveelheid en samenstelling van het verkeer. Het feit dat verkeersdynamiek belangrijk is, wordt bevestigd in diverse literatuur (Wismans et al., 2011) en wordt ook in bepaalde mate meegenomen in de huidige praktijk voor het bepalen

van deze emissies. Voor het bepalen van de emissies van stoffen en geluid kennen we in Nederland standaard rekenmethoden.

### Emissies van stoffen

Bij de emissies van stoffen wordt met betrekking tot verkeersdynamiek onderscheid gemaakt in vrije doorstroming en congestie. In de berekening van de uiteindelijke emissie op een wegvak wordt ingeschat wat de fractie van het verkeer is dat in congestie heeft gereden en voor welke fractie dat niet geldt (Infomil, 2007). Om dit te bepalen worden veelal de IC-ratio's gebruikt die volgen uit een statische toedeling. In figuur 1 is weergegeven hoe die inschatting plaats vindt door een lineair toenemende fractie vanaf een IC-ratio van 0,8 tot 1,0 en wat dit betekent voor de emissiefactor (emissies per voertuigkilometer).



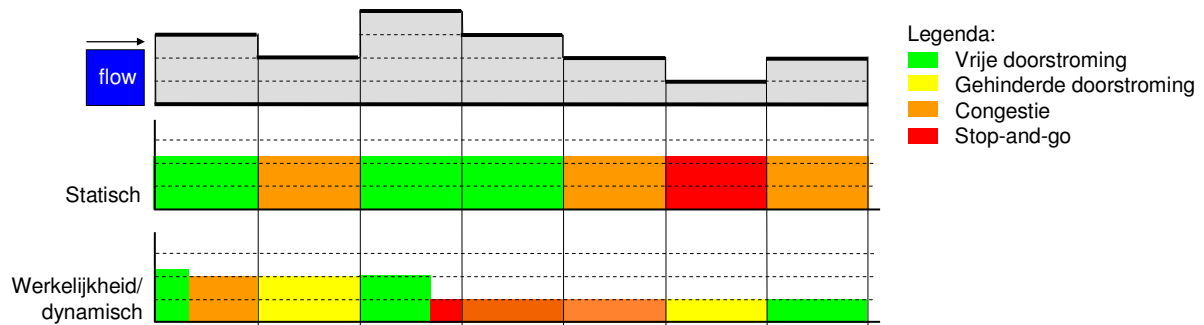
Figuur 1: Bepaling fractie stagnerend in huidige praktijk

### Emissie van geluid

Ook voor de geluidsemissie door wegverkeer speelt de verkeersdynamiek een belangrijke rol. Het geluid door voertuigen wordt met name geproduceerd door de motor en het band/wegdekcontact. Het motorgeluid is hierbij dominant bij lagere snelheden voor personenauto's (ongeveer onder de 40 km/h, afhankelijk van wegdektype), terwijl bij hogere snelheden het bandengeluid dominant is. Voor vrachtauto's blijft het motorgeluid ook bij hogere snelheden dominant. Als een voertuig veel moet optrekken, neemt het motorgeluid toe. Dat betekent dat juist bij toenemende afwikkelingsproblemen waarbij de snelheid laag is en voertuigen vaak optrekken en afremmen, de invloed hiervan op de geluidsemissies relevant wordt. Ook bij het rekenen aan de geluidsemissie wordt in de huidige praktijk (RMV, 2006) slechts beperkt met de verkeersdynamiek rekening gehouden. Zo wordt ten eerste de maximumsnelheid gebruikt en niet de feitelijke (berekende) snelheid en ten tweede wordt alleen voor een aantal typische verkeerssituaties rekening gehouden met verhoogde geluidsemissie (met name kruispunten en drempels). Voor snelwegen betekent dat in veel gevallen een overschatting van de geluidsemissie, zeker in de spitsperioden, want de geluidsemissie per voertuig bij hoge snelheden is uiteindelijk hoger dan bij lage snelheden met stagnerend verkeer. Deze keuze is daarmee conservatief te noemen. Voor stedelijke wegen leidt deze keuze mogelijk tot een onderschatting want bij lagere snelheidslimieten is het precies andersom: de geluidsemissie per voertuig bij stagnerend verkeer kan hoger liggen dan die bij vrije doorstroming.

## Statische verkeersmodellen en congestie

Een statische toedeling kent als nadeel dat die niet goed omgaat met congestie omdat de veronderstelling wordt gedaan dat al het verkeer dat wil vertrekken tijdens de toegedeelde periode (de verkeersvraag) zich tegelijkertijd op alle delen van het netwerk bevindt. De consequentie hiervan is dat al het verkeer wordt geprojecteerd op het netwerk zonder dat rekening wordt gehouden met de vraag of dit verkeer daar wel binnen die tijdsperiode kan komen. Binnen een statisch model kan het dan ook zeer goed voorkomen dat er op een bepaalde weg meer verkeer wordt geplaatst dan dat er daadwerkelijk capaciteit is (dwz de IC-ratio is hoger dan 1).

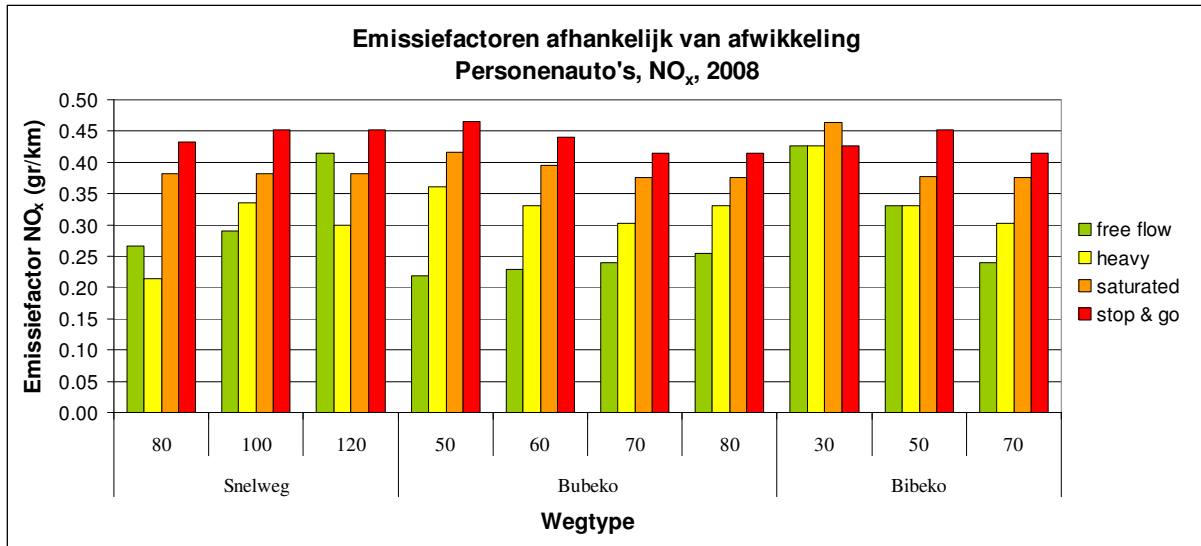


Figuur 2: Statisch versus dynamische toedeling (na 1 uur simulatie)

Door te kijken naar de IC-ratio's worden de files geplaatst in de bottlenecks in plaats van ervoor. Daarnaast worden door het niet meenemen van de doserende werking van bottlenecks en de terugslag de afwikkelingsproblemen op bepaalde plaatsen te groot ingeschat (stroomafwaarts) en op bepaalde plaatsen te klein (stroomopwaarts). Dit wordt geïllustreerd in figuur 2. In de eerste statische toedeling is te zien dat de totale verkeersvraag op het gehele netwerk wordt geplaatst en er afwikkelingsproblemen (obv de IC-ratio) worden voorspeld in de bottlenecks. In de werkelijkheid zullen de verschillende aanwezig bottlenecks in dit netwerk het verkeer doseren, maar vindt er ook nog terugslag plaats als gevolg van de bottlenecks, resulterend in verschillende locaties van problemen in de afwikkeling. Een dynamisch verkeersmodel houdt hiermee wel rekening en zal daardoor de werkelijkheid veel nauwkeuriger kunnen benaderen dan een statische toedeling.

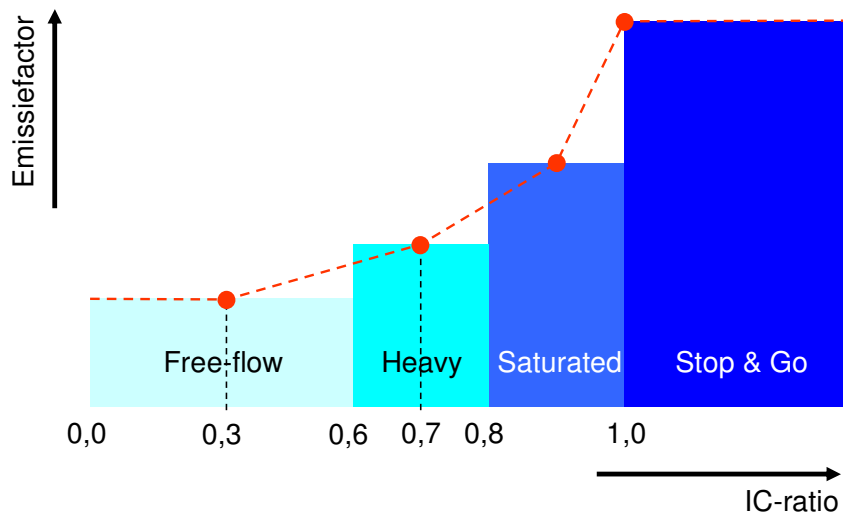
### 3. Emissiemodule

Op basis van een uitgebreid literatuuronderzoek (Wismans et al., 2011) zijn emissiemodellen geselecteerd die geschikt zijn voor dynamische verkeersmodellen, maar tevens gebruikt kunnen worden in combinatie met statische verkeersmodellen. Voor emissies van stoffen is dit het ARTEMIS model (INFRAS, 2007) en voor geluid het AR-INTERIM-CM model (AR-INTERIM-CM, 2003). Beide modellen zijn verkeerssituatie-afhankelijke emissiemodellen, die daardoor rekening houden met de mate van afwikkeling van het verkeer. Beide modellen zijn ontwikkeld binnen Europese projecten waarbinnen op dit gebied vooraanstaande instanties hebben geparticipeerd. De modellen worden dan ook door verschillende landen gebruikt om te rekenen aan emissies, en staan soms ook aan de basis van de toetsing aan Europese normen.



Figuur 3: Emissiefactoren NO<sub>x</sub> voor personenauto's afhankelijk van afwikkelingsniveau

Voor stoffen wordt onderscheid gemaakt naar vier niveaus van afwikkeling, waarbij “free flow” vrije doorstroming betekent, “heavy” gehinderde doorstroming, “saturated” instabiel en congestievorming en “stop & go” zware file betekent (zie ook figuur 3). Daarnaast wordt onderscheid gemaakt naar wegtype, voertuigklasse (voertuigtype, brandstofsoort en leeftijd) en naar warme en koude emissies. Op basis van de Nederlandse vlootsamenstelling op verschillende typen wegen en voor diverse basisjaren en zichtjaren zijn de emissiefactoren afgeleid uit het ARTEMIS model en opgenomen in de OmniTRANS emissiemodule.

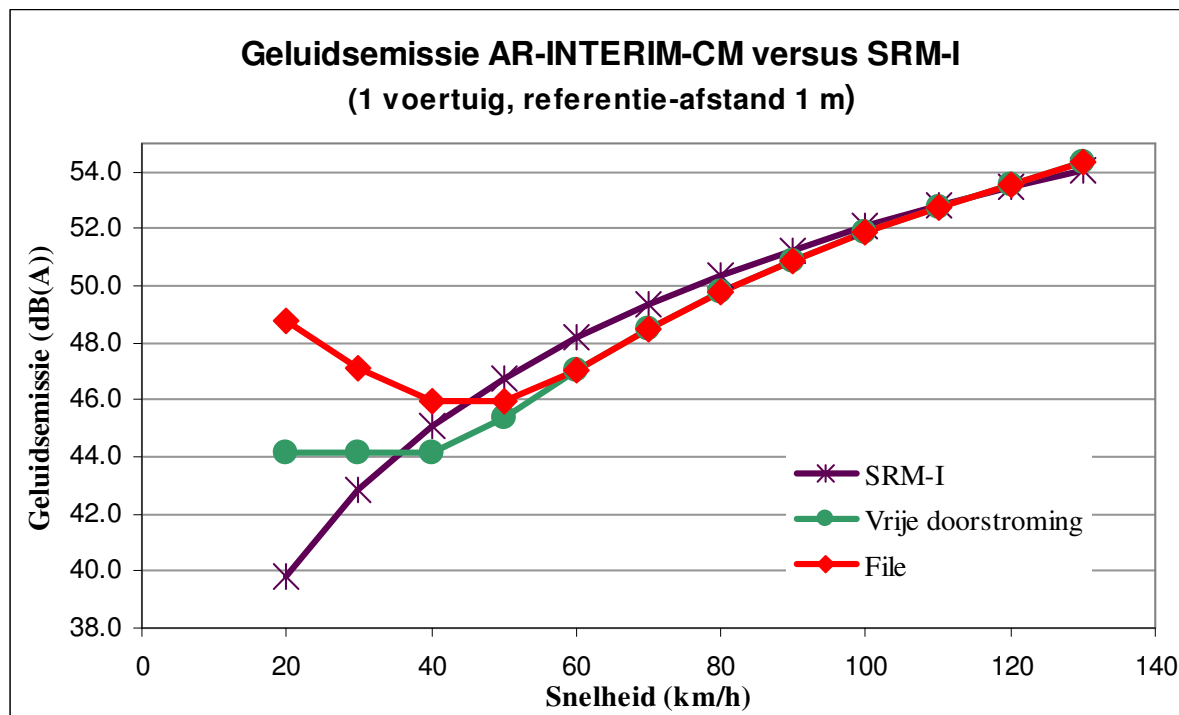


Figuur 4: Interpolatie emissiefactoren in toepassing statisch model

De berekening van de emissies op basis van de uitkomsten van een dynamisch model is relatief eenvoudig. Ieder uitvoerinterval wordt per wegvak het afwikkelingsniveau bepaald en daarmee de bijbehorende emissiefactor. Op basis van de afgewikkelde hoeveelheid verkeer (en samenstelling) in datzelfde interval worden dan per tijdsinterval de emissies berekend. Voor de berekening van de emissies op basis van een statisch model wordt een vergelijkbare methode gebruikt als in de huidige praktijk. De default gehanteerde grenzen zijn bepaald op basis van expert judgement en in overeenstemming met hoe deze normaliter bijvoorbeeld binnen regionale verkeersmilieukaarten (RVMK's) worden toegepast voor spitsperioden. Echter, omdat in een statisch model de gemiddelde situatie wordt beschouwd in een

tijdperiode (bijv. de spits) is besloten de emissiefactoren af te leiden door middel van interpolatie (zie figuur 4).

Voor geluid wordt onderscheid gemaakt in twee emissie-functies, één voor vrije doorstroming en één voor file. Beide zijn afkomstig uit het AR-INTERIM-CM model. In figuur 5 zijn de emissiefuncties weergegeven en is daarnaast de emissiefunctie van standaardrekenmethode I getoond. De figuur laat zien dat de lijnen bij hogere snelheden redelijk over elkaar liggen. Daarnaast laat de figuur zien dat met name bij lage snelheden (daar waar het motorgeluid ook dominant wordt) de geluidsemissie weer stijgt in het geval van file. De emissiefuncties zijn wegtype onafhankelijk, echter ook in de AR-INTERIM-CM methode dient er gecorrigeerd te worden voor wegdektype en bestaan er verschillende emissiefuncties afhankelijk van voertuigklasse.



Figuur 5: Emissiefuncties geluid personenauto's

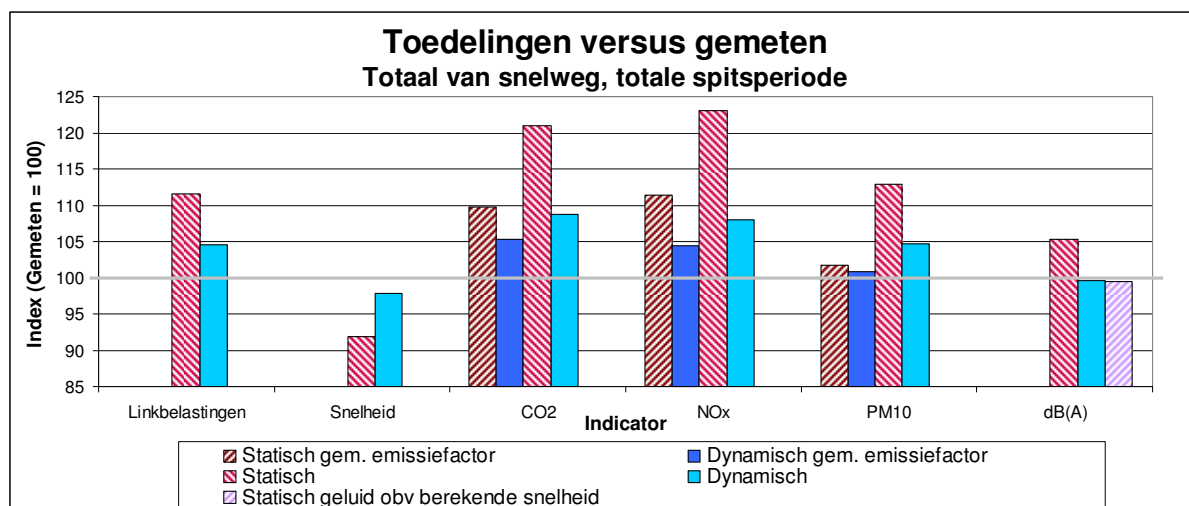
De berekening van de geluidsemissies op basis van de uitkomsten van een dynamisch model zijn wederom relatief eenvoudig. Ieder uitvoerinterval wordt per wegvak het afwikkelingsniveau bepaald en daarmee de te gebruiken emissiefunctie. Op basis van de afgewikkelde hoeveelheid verkeer (en samenstelling) in datzelfde interval worden dan per tijdsinterval de geluidsemissie berekend. Aangezien bij geluid een logaritmische schaal wordt gebruikt, dienen de geluidsemissies energetisch te worden opgeteld (bijv. voor voertuigklassen) of gemiddeld (bijv. over de tijd). Voor het berekenen van de geluidsemissies op basis van een statisch model bestaan in de Omnitrans emissiemodule twee mogelijkheden. De eerste mogelijkheid is om de berekeningen uit te voeren op basis van de snelheidslimiet zoals nu ook in de huidige praktijk plaats vindt. Daarnaast bestaat de optie om op basis van de reistijd functies die worden gebruikt in het statische model de snelheid op wegvakken af te leiden en deze snelheid te gebruiken om de emissies te bepalen. In dit geval wordt er net als bij emissies van stoffen geïnterpoleerd tussen de emissie bij vrije doorstroming en emissie bij file. Deze interpolatie vindt default plaats op basis van dezelfde grenzen als in de huidige praktijk wordt gebruikt bij de emissies van stoffen (IC-ratio tussen de 0,8 en 1,0). Indien de

IC-ratio tussen deze twee grenswaarden ligt dan worden de twee emissiefuncties energetisch gewogen en wordt de geluidsemissie berekend op basis van de berekende snelheid.

#### 4. Vergelijking casus A12

Om te vergelijken wat de consequenties zijn van het statisch versus dynamisch rekenen aan emissies is een casus uitgevoerd op een corridor van de A12 van Gouda naar Den Haag. Hiervoor is een uitsnede gemaakt uit het grotere gekalibreerde ochtendspitsmodel voor het project Spitsmijden met als basisjaar 2006 (Van Amelsfort, 2008). Daarnaast is lusdata gebruikt van een representatieve ochtendspits in de maand april van het jaar 2006 voor de gehele corridor. Belangrijk aandachtspunt is dat het statische en dynamische model niet zijn gekalibreerd op deze lusdata. Binnen de vergelijking is gebruik gemaakt van het macroscopische dynamische model Streamline.

Op basis van de statische en dynamische toedelingen, en ook op basis van de gemeten verkeersintensiteiten en verkeersafwikkeling, zijn vervolgens de emissies uitgerekend. Omdat het verschil in emissies tussen de modellen, en tussen modellen en de werkelijkheid, mede het gevolg is van verschillen in (berekende) verkeersintensiteiten en mate van verkeersafwikkeling, zijn de berekende emissies op wegvakniveau tevens gecorrigeerd hiervoor, door het bepalen van de gemiddelde gewogen emissiefactor. In figuur 6 zijn de totalen gegeven geïndexeerd naar de metingen voor de snelwegwegvakken. De indexering betekent dat hoe dichterbij de waarde bij 100 ligt, des te dichterbij de emissieberekening op basis van het verkeersmodel bij de emissieberekening op basis van gemeten verkeersintensiteiten en -afwikkeling.



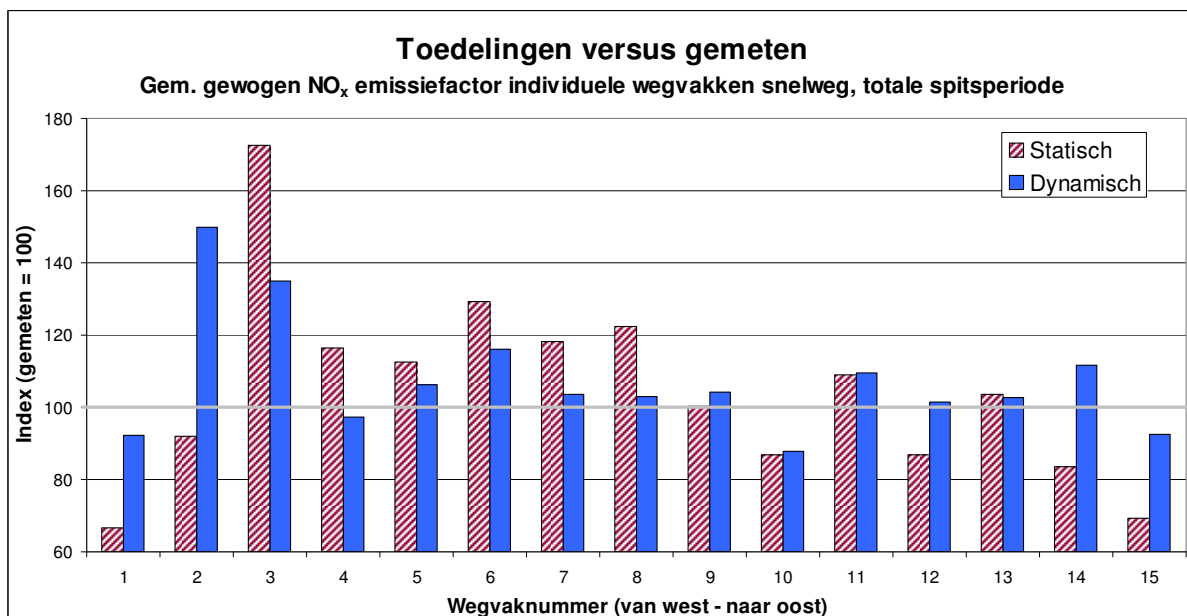
Figuur 6: Resultaten totaal

De resultaten in de figuur laten zien dat de dynamische toedeling voor zowel snelheden en linkbelastingen (verkeersintensiteiten) als emissies dichterbij de metingen ligt. De totale emissies van NO<sub>x</sub> op de corridor op basis van de statische toedeling liggen bijvoorbeeld 23% boven de emissies op basis van de metingen (gecorrigeerd voor intensiteit, dus de gewogen gemiddelde emissiefactor nog altijd 11% erboven) en voor PM<sub>10</sub> 13% (gecorrigeerd 2%). Voor de dynamische toedeling geldt dat de NO<sub>x</sub> emissie er 8% boven ligt (gecorrigeerd 4%) en voor PM<sub>10</sub> 5% (gecorrigeerd 1%).



Voor geluid is een vergelijking gemaakt waarbij de geluidsemissies zowel op basis van de snelheidslimiet als op basis van de berekende snelheid zijn bepaald. De geluidsemissie op basis van de snelheidslimiet (statisch in de figuur) ligt circa 5% hoger dan die berekend op basis van de gereden snelheid. Let wel, dit betekent dat de gemiddelde geluidsemissie op de corridor in absolute zin ruim 4 dB lager ligt, wat gelijk is aan het effect van meer dan halvering van de hoeveelheid verkeer. Indien de gereden snelheid wordt gebruikt dan ligt dynamisch iets dichterbij gemeten dan statisch (0,3% versus 0,5%).

Voor de individuele wegvakken zijn de verschillen nog groter, waarbij het tevens mogelijk is dat het statisch model een lagere waarde berekent, terwijl het dynamisch model een hogere waarde berekent (en omgekeerd) in vergelijking met de emissies berekend op basis van de metingen. In figuur 10 worden de gewogen emissiefactoren getoond. De rijrichting is van rechts (wegvak 15 bij Gouda) naar links (wegvak 1 bij Den Haag). Op vrijwel alle wegvakken geldt dat het dynamisch model dichterbij de metingen ligt (zie figuur 7). Er is één wegvak waar het dynamisch model significant slechter presteert, omdat het dynamisch model op dit wegvak een veel slechtere afwikkeling berekent dan de metingen laten zien.



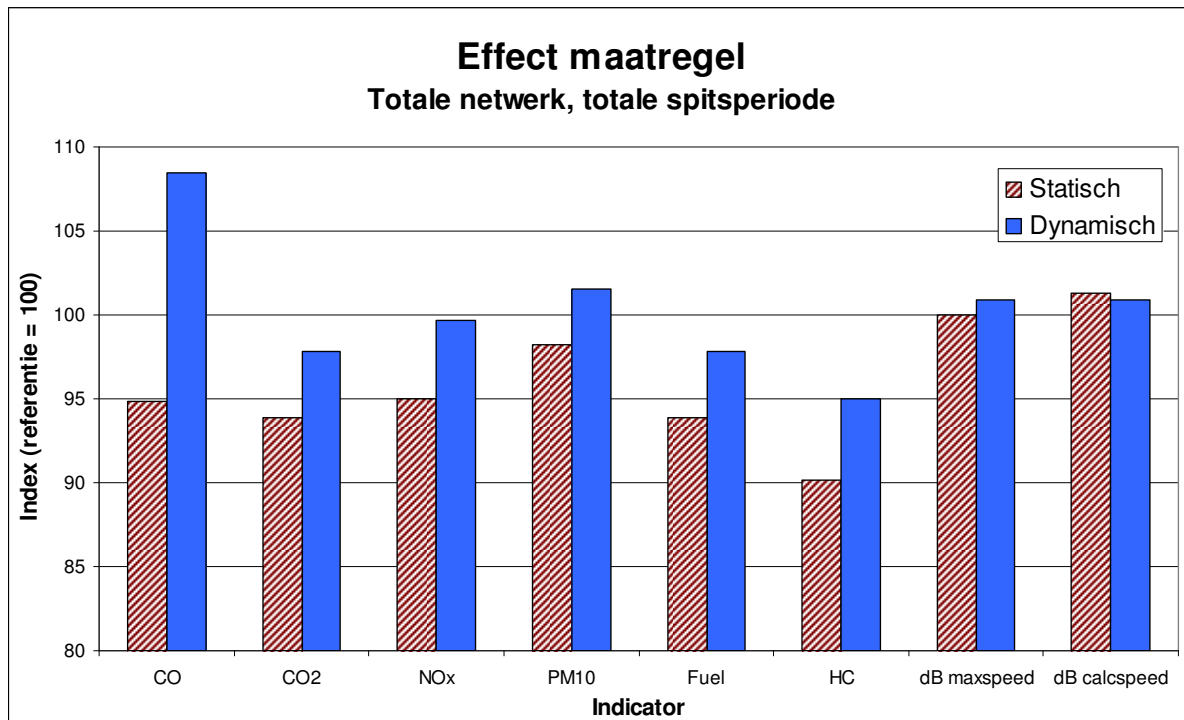
Figuur 7: Resultaten NO<sub>x</sub> voor individuele wegvakken

De verschillen tussen de dynamische toedeling en de metingen is met name het gevolg van de verschillen in de verkeersvraag en resulterende mate van afwikkeling. Indien het dynamische model volledig was gekalibreerd op de metingen dan waren de verschillen tussen dynamisch en gemeten dan ook veel kleiner geweest. De vergelijking tussen de statische en dynamische toedeling geeft daarmee een indicatie voor de mogelijke fout die er wordt gemaakt in het berekenen van de emissies indien een statisch model wordt gebruikt. Deze vergelijking geeft dat de totale emissies van NO<sub>x</sub> lokaal 42% te hoog of 30% te laag kunnen zijn (gecorrigeerd 28% te hoog of 38% te laag). Voor PM<sub>10</sub> zijn de verschillen kleiner 25% te hoog of 15% te laag (gecorrigeerd 7% te hoog of 10% te laag). Voor CO<sub>2</sub> zijn de verschillen lokaal nog veel groter, echter voor CO<sub>2</sub> is de lokale emissie niet relevant. Voor geluid is er een verschil of er statisch gerekend wordt met de snelheidslimiet of de berekende/gemeten snelheid. De geluidsemissie kan dynamisch berekend 8% lager liggen ten opzichte van statisch op basis van de snelheidslimiet (hoger is niet mogelijk). Indien statisch ook op basis van een



berekende snelheid wordt gerekend, dan kan de geluidsemissie 6% hoger of 5% lager liggen dan op basis van dynamisch. Let wel in decibellen gaat het hier om zeer grote verschillen van meer dan 4 dB(A).

De verschillen zijn dusdanig groot dat deze van significante invloed kunnen zijn op beleidsbeslissingen (bijvoorbeeld binnen MKBA's), maar zelfs ook voor toetsing aan de norm. Dit betekent dus dat bij opschaling naar weekdag er significante verschillen in concentraties of geluidsbelasting bestaan en dus kunnen resulteren in het onterecht nemen van of juist niet nemen van maatregelen op bepaalde plaatsen na toetsing aan de norm.



Figuur 8: Effect maatregel op basis van statische en dynamische toedeling

De verschillen tussen statisch en dynamisch toedelen worden nog interessanter, indien het effect van een maatregel wordt doorgerekend met beide modeltypen. We hebben aangenomen dat er een extra rijstrook wordt gerealiseerd tussen aansluiting Zoetermeer en Nootdorp. In dit geval berekent de statische toedeling een afname van alle emissies en enkel wijzigingen in de emissies op die wegvakken waar de capaciteit is toegenomen. Dit komt omdat op deze wegvakken de IC-ratio lager wordt en daarmee de fractie stagnerend verkeer en een statisch model geen rekening houdt met de interactie tussen wegvakken. In het dynamisch model veranderen ook de emissies op de wegvakken die in de buurt liggen van de wegvakken waar de extra rijstrook is aangelegd. De dynamische toedeling laat zien dat voor een deel van de wegvakken de emissies toenemen en op een deel afnemen. Op het totale netwerk is te zien dat het dynamisch model een toename in PM<sub>10</sub> emissies berekent, terwijl het statisch model een afname berekent (zie figuur 8). Dit betekent dat niet alleen de door statisch modellen berekende effectlocaties onbetrouwbaar zijn, maar ook de grootte en zelfs de richting van het effect.

## 5. Discussie en conclusie

In de huidige praktijk wordt voor het rekenen aan emissies nog altijd gebruik gemaakt van de uitkomsten van een statisch verkeersmodel. Echter de onbetrouwbaarheid van de uitkomsten kan zeer groot zijn, omdat statische modellen niet goed om kunnen gaan met congestie. Uiteindelijk kan dit leiden tot foutieve beleidsbeslissingen of het nemen van onnodige maatregelen op de verkeerde plaats of het niet nemen van maatregelen terwijl deze wel noodzakelijk zijn. Dynamische of quasi-dynamisch (Bliemer et al., 2012) modellen kunnen veel beter omgaan met congestie en zijn daardoor beter geschikt om de emissies, en vervolgens luchtkwaliteit of geluidbelastingen te berekenen.

De huidige standaard rekenmethodiek voor geluid leidt nu op snelwegen tot een overschatting van de geluidbelasting, maar voor stedelijke wegen kan de geluidsemissie worden onderschat. Voor emissies van stoffen geldt juist dat als gevolg van het niet meenemen van de doserende werking van knelpunten juist in stedelijk gebied de mate van afwikkeling mogelijk slechter wordt voorgesteld bij het gebruik van statische toedelingen dan deze in werkelijkheid is. Daarbij komt dat de invloed van de afwikkeling op kruispunten bepalend is op het stedelijke wegennet en deze in statische modellen niet altijd even goed wordt meegenomen. Dit kan resulteren in een overschatting van de hoeveelheid verkeer dat gebruik maakt van dit wegennet. Uiteraard vormen de spitsen, waar de meeste dynamiek zich voordoet, slechts een deel van de dag en is voor bijvoorbeeld geluid de nacht veel meer bepalend voor de geluidsoverlast dan de spitsen. Echter, gegeven de orde grootte van fouten die gemaakt kunnen worden op basis van de uitkomsten van een statisch model, blijven de consequenties significant zelfs na middeling over een etmaal. Verbetering in de wijze van emissieberekening is dan ook van groot belang voor de leefbaarheid, want daar doen we het tenslotte voor.

### Referenties

- AR-INTERIM-CM (2003). *Adaptation and revision of the interim noise computation methods for the purpose of strategic noise mapping*. WP 3.1.1 Road traffic noise – description of the calculation method and WP 3.1.2 Road traffic noise – Noise emission: databases. Wolfel et al.
- Bliemer, M, L. Brederode, L. Wismans & E.S Smits (2012). Quasi-dynamic traffic assignment: static traffic assignment with queueing and spillback. In proceedings 91th Annual Meeting of the Transportation Research Board, January 22-26, Washington, D.C., USA.
- Cetur (1980). *Guide du bruit des transports terrestres - Pr vision des niveaux sonores*. Centre d'etudes des transports urbains CETUR, Bagneux, France (In French, translation in AR-INTERIM-CM (2003)).
- INFRAS (2007). *Artemis: Assessment and reliability of transport emission models and inventory systems*. ROAD EMISSION MODEL – Model Description. Workpackage 1100. Deliverable No. 13.
- Infomil (2007). *Handleiding webbased CAR versie 7.0* [Manual webbased CAR version 7.0 (In Dutch)], Utrecht, The Netherlands.
- RMV (2006). *Het Reken- en meetvoorschrift geluidhinder* (In Dutch: transl. Standard calculation method noise), Staatscourant, 21 december 2006.
- Van Amelsfort, D. H., M.C.J. Bliemer & J. Zantema (2008). Can commuters be tempted not to use the car in the peak hour for a monetary reward? *In proceedings European Transport Conference*, October 2008 Noordwijkerhout, The Netherlands, Leeuwenhorst Conference centre)

Wismans, L. J. J., E.C. van Berkum & M. C. J. Bliemer (2011). Modelling Externalities using Dynamic Traffic Assignment Models: a review. *Transport Reviews*, Volume 31, Issue 4, July 2011, pages 521-545 (ISSN 0144-1647). DOI:10.1080/01441647.2010.544856.