

RIVM rapport 725401 001

**Uitbouw en optimalisatie van het Landelijk Beeld  
van Verstoring**

Partiële validatie en gevoeligheidsanalyse

A.G.M. Dassen, J. Jabben, P.H.M. Janssen

juni 2001

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Lokale Milieukwaliteit en Verkeer, in het kader van project ‘Uitbouw en optimalisatie Landelijk Beeld van Verstoring, projectnummer 725401, mijlpaal ‘Betrouwbaarheidsanalyse en validatie’.

## Abstract

The report gives an overview of various studies carried out to understand and improve the accuracy and reliability of EMPARA. EMPARA is the Environmental Model for Population Annoyance and Risk Analysis, formerly known as the national noise nuisance overview, LBV in Dutch. The studies covered model comparison, experimental validation and sensitivity analyses. All studies were confined to the parts of the model and the limited number of parameters estimated to have a relatively large influence on the model outcome.

In most of the cases studied, the typical uncertainty in the 'average' noise level calculated for a larger area (a medium-sized city or rural area of this size) was found to be approximately 2 dB(A). This uncertainty can be translated into confidence intervals of several tens of percentage points of the aggregated, absolute results. The confidence interval of the calculated number of persons exposed to high levels of noise, i.e. > 65 dB(A), is significantly larger than mentioned above and may be as high as the value itself.

In general, the confidence intervals of trends (relative results) are lower than the intervals of the absolute results. In the case of the calculated number of persons exposed to high levels of noise, i.e. > 65 dB(A), these intervals again show the same order of magnitude as the trends themselves.

As a consequence of the partial character of study, the results do not allow for firm, overall conclusions on reliability and determination of accurate confidence intervals.

However, for the *ex ante* evaluations of scenarios and policy-making with respect to environmental noise, as recently carried out in the framework of the fifth National Environmental Outlook, EMPARA seems to be an adequate tool. In considering the yearly monitoring of noise in the Netherlands, and especially the study of specific (local) situations and measures, EMPARA results are hampered by a large or too large uncertainty. The most important source of possible systematic errors, modelling the effect of noise screens, is most urgently recommended for improvement.

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>5</b>
<b>2 Emissie- en overdrachtsmodellering</b>	<b>7</b>
2.1 <i>Standaard Meet- en Rekenvoorschriften</i>	7
2.1.1 Toepassing en nauwkeurigheden	7
2.1.2 Aanpassingen van het rekenvoorschrift	9
2.2 <i>Gebruik van de SRMs in EMPARA</i>	11
2.2.1 Modellering van de emissie	11
2.2.2 Niet-spectrale modellering	12
2.2.3 Expliciete vergelijking met SRMII	14
2.2.4 Modellering van de schermwerking	15
2.2.5 Modellering van de schermwerking, in combinatie met ZOAB	16
2.2.6 De modellering van de geluidoverdracht in bebouwde gebieden (' $D_{huis}$ ')	17
2.2.7 Externe invoergegevens	19
2.3 <i>Resumé</i>	19
<b>3 Validatie</b>	<b>20</b>
3.1 <i>Geluidoverdracht in de 'vrije-veld' situatie</i>	20
3.2 <i>Geluidoverdracht in de bebouwde (stedelijke) omgeving</i>	21
3.3 <i>Resumé</i>	24
<b>4 Gevoeligheidsanalyse</b>	<b>25</b>
4.1 <i>Gevoeligheid voor nauwkeurigheid van emissie en overdracht</i>	25
4.2 <i>Parameterstudie</i>	29
4.3 <i>Vergelijking met URBIS</i>	34
4.4 <i>Resumé</i>	37
<b>5 Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>39</b>
<b>Literatuur</b>	<b>41</b>
<b>Bijlage 1: Beknopte beschrijving modellering geluidbelasting in EMPARA</b>	<b>43</b>
<b>Bijlage 2: Vergelijking van EMPARA met SRMII aan de hand van een aantal testcases</b>	<b>48</b>
<b>Bijlage 3: Verzendlijst</b>	<b>52</b>

## Samenvatting

Met het model EMPARA (Environmental Model for Population Annoyance and Risk Analysis, eerder 'Landelijk Beeld van Verstoring', LBV), worden op landelijke schaal berekeningen uitgevoerd aan de omvang en de effecten van geluid. In EMPARA is de gehele keten van oorzaak tot effect zo compleet mogelijk gemodelleerd en kunnen zowel bron-, als overdrachtsmaatregelen worden bestudeerd. Bij de berekening speelt een groot aantal onzekerheden een rol, waardoor het van belang is om zicht te houden op de betekenis van de uiteindelijke berekeningsresultaten.

In dit rapport wordt beschreven op welke wijze de afgelopen periode is getracht om de nauwkeurigheid en de betrouwbaarheid van EMPARA te kwantificeren en te verbeteren. Hiertoe is eerst gekeken hoe de berekening van emissie en overdracht van het geluid van wegverkeer zich verhoudt tot recente gegevens uit de literatuur en metingen die ter validatie van de overdrachtsmodellering zijn uitgevoerd. De resulterende onzekerheidsmarges in de berekende, 'gemiddelde' geluidbelasting zijn vervolgens gebruikt om de betrouwbaarheid van de geaggregeerde indicatorwaarden te schatten. Hierbij is tevens de invloed beschouwd van het rekenen op een geschematiseerde wijze, op een discreet netwerk van punten met een onderlinge afstand van 100 m.

Naar schatting is de onzekerheid in de gemiddelde geluidbelasting op een gebied met minimaal de omvang van een middelgrote stad, ongeveer 2 dB(A). Dit komt neer op een betrouwbaarheidsmarge van de geaggregeerde, absolute modeluitkomsten (indicatoren) van enkele tientallen procenten. De betrouwbaarheidsmarges van de trends (relatieve waarden) zijn over het algemeen kleiner.

Een uitzondering is de omvang van de blootstelling aan hoge waarden voor de geluidbelasting (> 65 dB(A)). Hiervoor ligt de onzekerheid in de orde van grootte van de waarde zelf. Overigens wordt deze relatief grote onzekerheid maar ten dele veroorzaakt door de rekenmethodiek van EMPARA.

In sommige, specifieke situaties moet rekening worden gehouden met systematische afwijkingen en beduidend grotere onzekerheidsmarges. Dit is met name het geval bij berekeningen aan geluidschermen en ZOAB (stil asfalt).

Op basis van de resultaten kan geconcludeerd worden dat EMPARA geschikt is als instrument voor de evaluaties zoals die in het kader van de Milieuverkenningen op het gebied van geluid, worden uitgevoerd. Verbetering is echter nodig, met name als het gaat om de inzet van EMPARA bij studies op kleinere, lokale schaal en aan specifieke maatregelen zoals de plaatsing van geluidschermen. Daarnaast wordt 'brede' aandacht voor de modelbetrouwbaarheid nodig geacht, zeker gelet op de wens om EMPARA te ontwikkelen tot instrument voor de jaarlijkse monitoring van landelijke en regionale ontwikkelingen op het gebied van geluid.

# 1 Inleiding

Met het ‘Environmental Model for People Annoyance and Risk Analysis’ (vroeger: het Landelijk Beeld van Verstoring, LBV, verder: EMPARA) worden de omvang en de effecten van verstoring op landelijke schaal berekend, geanalyseerd en gepresenteerd. EMPARA is zodanig opgezet dat uitgebreide evaluaties van huidige en toekomstige ontwikkelingen en maatregelen op geluidgebied mogelijk zijn. Met EMPARA is onder andere bijgedragen aan de Milieubalans(en), de Natuurbalans, de vijfde Milieuverkenning, de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening en het vierde Nationale Milieu Programma.

Aan de ontwikkeling en verbetering van EMPARA wordt gewerkt sinds 1995. In het begin ging de aandacht met name uit naar een brede functionaliteit en opzet (Ref. 1). Dit heeft geleid tot een ontwerp waarmee de gehele keten van oorzaak tot effect kan worden gemodelleerd. Aparte modules zijn ontworpen dan wel voorzien voor een aantal bronnen van geluid, luchtverontreiniging en geur.

De afgelopen jaren is het ‘geluidsdeel’ verbeterd en geoperationaliseerd. Ten tijde van het schrijven van dit rapport werd EMPARA gebruikt voor berekeningen aan geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart.

Vanwege de modulaire opzet van het model is het van belang om zicht te houden op de betekenis van de modeluitkomsten. Binnen het project ‘Uitbouw rekensysteem geluid en verstoring’ (M/725401) is hiervoor het deelproject ‘Betrouwbaarheidsanalyse en validatie’ (M/725401/04/BA) opgenomen. Binnen dit deelproject is met name gekeken naar de betrouwbaarheid van de modellering van de geluidbelasting door het weg- en railverkeer. Omdat de ontwikkeling van een module voor luchtvaartgeluid wordt uitgevoerd in een apart deelproject is de betrouwbaarheid van de berekening van het luchtvaartgeluid geen onderwerp van het deelproject ‘Betrouwbaarheidsanalyse en validatie’. Verder zij vermeld dat vrijwel uitsluitend is gekeken naar de betrouwbaarheid van de rekenmethodiek. Naar het gebruik en de verbetering van invoer- en emissiegegevens wordt apart aandacht besteed in het project ‘Monitoringssysteem Geluid’ (M/725201).

Om te komen tot een schatting van de betrouwbaarheid van de methodiek die in EMPARA wordt toegepast voor de berekening van de geluidbelasting, is allereerst een vergelijking uitgevoerd met de nationale Standaard Rekenmethodes voor weg- en railverkeersgeluid. In hoofdstuk 2 wordt beschreven welke schatting voor de nauwkeurigheid van de berekening van de geluidemissie en –overdracht hier uit volgt.

De situaties die buiten het toepassingsgebied van de standaard methodes vallen zijn apart bestudeerd. In hoofdstuk 3 staat een vergelijking met een numeriek model van TNO beschreven. In deze vergelijking is gekeken naar de modellering van de geluidoverdracht over grote afstanden (tot 2 km) in het ‘vrije veld’. Ook wordt in dit hoofdstuk de validatie van de modellering van de geluidoverdracht in stedelijk (bebouwd) gebied besproken. Deze

validatie is uitgevoerd aan de hand van metingen van het geluid van een verkeersweg op een groot aantal locaties in een tweetal woonwijken. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de betekenis van de rekennauwkeurigheid voor de geaggregeerde modelresultaten. Dit is gedaan aan de hand van gevoeligheidsstudies waarbij is gekeken naar de gevoeligheid voor onnauwkeurigheden in de berekende geluidbelasting respectievelijk voor de uitvoering van berekeningen op een landsdekkend rooster van punten.

Het beeld dat de uitgevoerde vergelijkingen, validaties en gevoeligheidsstudies geven is in hoofdstuk 5 samengevat in de vorm van een aantal conclusies ten aanzien van de mogelijkheden en tekortkomingen van EMPARA voor de evaluatie van ontwikkelingen en maatregelen op het gebied van omgevingsgeluid. Tevens wordt een aantal aanbevelingen gedaan voor de verbetering van het model.

## 2 Emissie- en overdrachtsmodellering

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de modellering van de geluidemissie en –overdracht. Dit gebeurt door een vergelijking te maken met de Standaard Meet- en Rekenvoorschriften (SMR) zoals die zijn vastgelegd in de wet Geluidhinder. Naar de toepassing en de nauwkeurigheid van deze methodes is uitgebreid onderzoek uitgevoerd. Dit heeft geleid tot een beeld van de afwijkingen die in verschillende situaties verwacht mogen worden met de ‘werkelijke’ geluidbelasting. Deze informatie is gebruikt om een schatting te maken van de nauwkeurigheid van de EMPARA-berekeningen en tevens eventuele mogelijkheden tot verbetering te identificeren.

### 2.1 Standaard Meet- en Rekenvoorschriften

De meting en/of berekening van de emissie- en de overdracht van weg- en railverkeersgeluid wordt in Nederland vrijwel altijd uitgevoerd aan de hand van het Standaard Meet- en Rekenvoorschrift voor wegverkeerslawaai respectievelijk voor railverkeerslawaai (Refs. 2 en 3). Deze voorschriften zijn eind jaren zeventig opgesteld om te komen tot zo uniform mogelijke berekeningswijzen bij de toetsing van specifieke situaties aan richt- en grenswaarden uit de wet Geluidhinder.

#### 2.1.1 Toepassing en nauwkeurigheden

In de rekenvoorschriften zijn semi-empirische formules opgenomen voor de berekening van de emissie en de overdracht. Ze zijn gebaseerd op een vereenvoudigde voorstelling van de fysica van de bron, de voortplanting van geluidsgolven in de atmosfeer, de diffractie ervan aan bodem en objecten en de interferenties die hierbij kunnen ontstaan. Op basis van de vereenvoudigde voorstellingen zijn hanteerbare, analytische uitdrukkingen opgesteld, die zijn gevalideerd met een groot aantal metingen. Door deskundigen van TNO is destijds in de SMR gestreefd naar een nauwkeurigheid van 1 dB in vrijwel alle voorkomende situaties. Afhankelijk van de complexiteit van de situatie wordt een eenvoudige (‘Methode I’) en een uitgebreide berekeningsmethode (‘Methode II’) voorgeschreven. Het belangrijkste verschil tussen Methode I en Methode II is het feit dat de emissie en de overdracht bij Methode II bij verschillende frequenties wordt berekend. Deze frequentie-afhankelijkheid speelt met name een rol als de geluidoverdracht tussen bron en ontvanger wordt belemmerd door reflecterende en/of absorberende objecten. In deze situaties is dan ook voorgeschreven dat het gebruik van Methode II de voorkeur heeft.

Zowel in Methode I als Methode II wordt de emissie berekend op basis van de intensiteit, de samenstelling en de snelheid van het verkeer. Voorts wordt het type wegdek in de emissie verdisconteerd. Wat betreft de overdracht kent methode I een ééndimensionale aanpak; geometrische uitbreiding en luchtdemping worden als functie van de loodrechte afstand tot een rechte weg gemodelleerd. Bodemdemping en reflectiebijdragen worden hierbij alleen

globaal benaderd. Bij methode II wordt in veel meer detail gebruik gemaakt van de akoestisch relevante kenmerken van de omgeving. Hierdoor kunnen naast geometrische uitbreiding en luchtdemping, tevens de bodemdemping en de afscherming door en reflecties aan schermen en gebouwen worden berekend. Methode II is gevalideerd om te rekenen tot (direct) achter de eerste-bebouwingslijn. Voor het berekenen van de geluidbelasting in bebouwde gebieden op grotere afstanden van een weg of spoor bestaan nog geen voorschriften. In de praktijk wordt gebruik gemaakt van een (aangepaste) Duitse (VDI) methode waarbij de afscherming en verstrooiing statistisch wordt gemodelleerd als functie van de (gemiddelde) hoogte en dichtheid van de bebouwing.

In Tabel 2.1-1 is door het akoestische adviesbureau Meier en Partners (M+P), voor een aantal afstanden tot de geluidbron een indicatie gegeven van de betrouwbaarheidsintervallen van Methode I en Methode II (Ref. 4) Deze intervallen zijn geschat op basis van praktijkervaring met een groot aantal situaties.

*Tabel 2.1-1: Indicatie van de betrouwbaarheidsintervallen van rekenresultaten voor de standaardrekenmethoden I en II voor enkele situaties (in dB(A)) (bron: M+P)*

Rekenmethode	Stedelijke situatie	Afstand tot de bron (m)		
		100 m	500 m	2000 m
Methode I	2	2	3	6
Methode II	2	2	2	4

Het akoestische adviesbureau DGMR heeft recentelijk gepubliceerd over de verschillen tussen de methodes zoals die in specifieke situaties zijn waargenomen (Ref. 5). Hierbij is ook de zogenaamde ‘Methode anderhalf’ betrokken. Vanwege de beperkte toepasbaarheid van Methode I en de bewerkelijkheid van Methode II is dit een aantrekkelijke, doch niet gestandaardiseerde tussenvorm waarin de schermwerking wordt benaderd door gebruik te maken van standaardspectra voor weg- en of railverkeerslawaaai.

*Tabel 2.1-2: Indicatieve onzekerheden in resultaten van berekeningen aan specifieke situaties met ‘methode anderhalf’ (bron: DGMR)*

Situatie	Onzekerheid (in dB(A))	Betekenis
Schermen langs (spoor)wegen	7	Spreiding <sup>1</sup>
Overdracht bij variërend bodemtype	3-5	2 dB spreiding <sup>1</sup> , ±5 dB maximale afwijking <sup>2</sup>
Situaties met afscherming waarbij de reflectie-bijdrage maatgevend is	3-20	17 dB spreiding <sup>1</sup> , ± 20 dB max. afwijking <sup>2</sup>
ZOAB in combinatie met schermen	2	afwijking <sup>2</sup> (systematische overschatting)

<sup>1</sup> onderlinge afwijking in resultaten van verschillende versies van ‘methode anderhalf’

<sup>2</sup> afwijking ten opzichte van resultaat Methode II

In Tabel 2.1-2 wordt een overzicht gegeven van de onzekerheid waarmee rekening moet worden gehouden bij toepassing van de ‘Methode anderhalf’. De grootte van de onzekerheid is hierbij bepaald aan de hand van de spreiding die de verschillende versies van de ‘Methode



anderhalf' zoals die in omloop zijn, onderling geven dan wel aan de hand van de afwijking ten opzichte van Methode II. Omdat zowel de spreiding als de afwijkingen direct samenhangen met de gekozen benaderingen, leiden ze, ook bij middeling over een groot aantal 'vergelijkbare' situaties, tot systematische afwijkingen van de werkelijke waarden.

### **2.1.2 Aanpassingen van het rekenvoorschrift**

Voor het voorjaar van 2001 wordt een herziening van het rekenvoorschrift voor wegverkeerslawaai voorzien (Ref. 4). Deze herziening richt zich vrijwel uitsluitend op de berekening van de emissies door het wegverkeer. De berekening van de overdracht blijft voorlopig onveranderd, in afwachting van Europese harmonisatie.

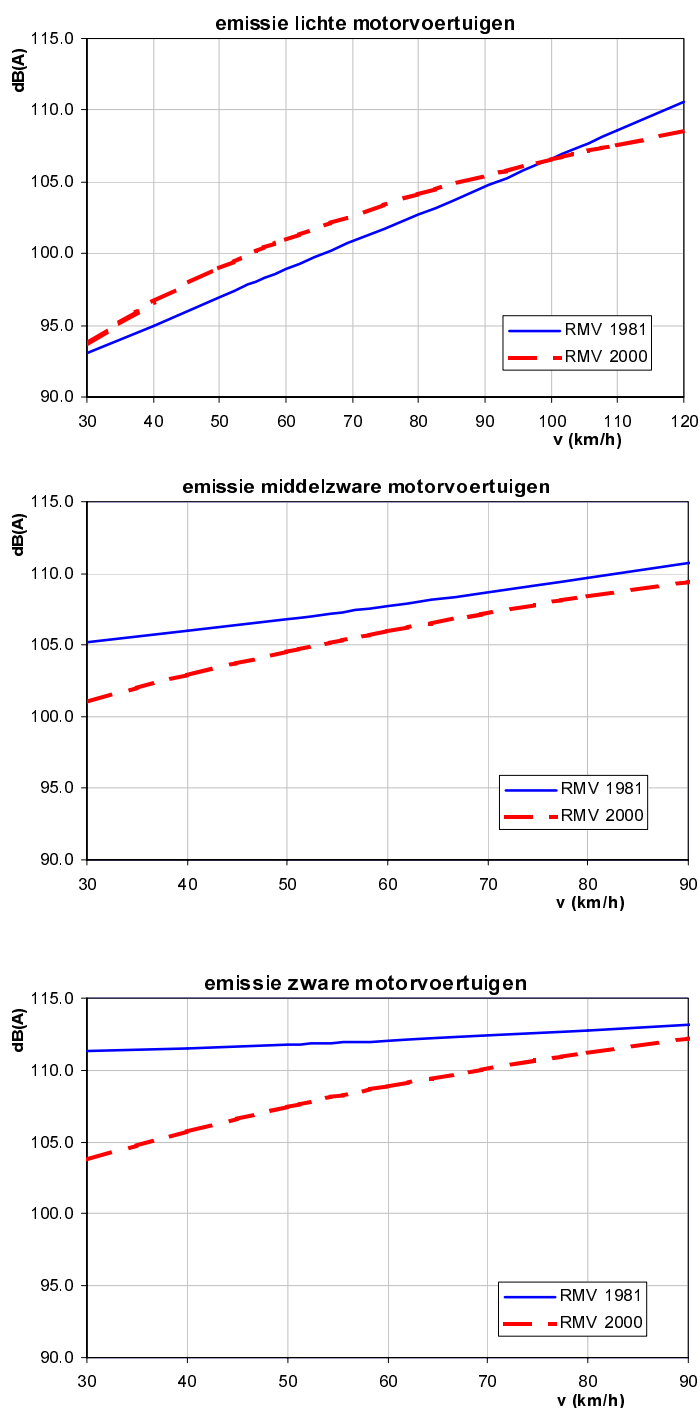
De wijzingen in de berekening van de emissies zijn gebaseerd op een groot aantal metingen (Ref. 6). Deze metingen tonen aan dat de emissie van personenauto's sinds de jaren '70 (waarop de huidige berekening nog is gebaseerd) voor snelheden tot 100 km/u is toegenomen. Voor middelzware en zware wegvoertuigen geldt bij alle snelheden een afname die bij lagere snelheden oploopt tot bijna 4 respectievelijk 8 dB(A). In Figuur 2.1-1 worden deze snelheidsafhankelijke verschillen in de emissies getoond.

Het totale effect van de wijzingen in de berekening van de emissies bedraagt bijna -2 dB(A) voor het verkeer op snelwegen. Voor binnenstedelijke wegen bedraagt het verschil ruim +1 dB(A).

Naast de voorgestelde wijziging van de emissieformules, worden tevens aanpassingen voorgesteld voor de standaardspectra van wegvoertuigen en wordt een gestandaardiseerde methode voorgesteld om het effect van wegdektypen in rekening te brengen. Om de reden dat de ontwikkeling van nieuwe en verbeterde wegtypen nog steeds doorgaat, wordt overigens geen lijst met correctiewaarden voor wegdekken gegeven.

Tot slot is de noodzaak voor de toepassing van emissietoelagen voor hellingen, kruispunten, minirotondes en drempels onderzocht. In het huidige voorschrift zijn hiervoor correcties tot 2,4 dB(A) opgenomen. Voor personenauto's is voor hellingen een (maximaal) effect van 1 dB(A) vastgesteld. Aan kruispunten, minirotondes en drempels is voor personenauto's geen effect toegekend. Voor middelzwaar en zwaar verkeer zijn hiervoor 1 tot 2,4 dB grote correcties opgenomen.

Naar verwachting wordt ook het rekenvoorschrift voor railverkeerslawaai binnenkort aangepast. Deze aanpassing is nodig in verband met de invoering van Europese regelgeving op het terrein van geluid. De vorige aanpassing van het rekenvoorschrift voor railverkeersgeluid was in 1997. De railvoertuigen zijn toen op basis van metingen over een groter aantal geluidemissie-categorieën (10 in plaats van 4 bij wegverkeer) verdeeld. Tevens zijn de emissies van het goederenverkeer en van de bovenbouw (rails, dwarsliggers plus ballastbed) aangepast. Door deze aanpassing kan het stiller worden van het treinenpark al beter in de tijd worden gevolgd doordat de samenstelling schuift over de klassen. Door de komende aanpassing zal dat in de toekomst nog beter mogelijk zijn omdat nieuw materieel zonder aanpassing van het voorschrift kan worden ingemeten. Voor de herziening van de berekening van de emissies van het railverkeer is momenteel dan ook weinig aanleiding.



Figuur 2.1-1: A-gewogen equivalente bronvermogensniveau voor lichte, middelzware en zware motorvoertuigen volgens het huidige rekenvoorschrift (RMV 1981) en volgens het voorstel voor de herziening van het rekenvoorschrift (RMV 2000) (bron: M+P)

Uit de literatuur over treingeluid is bekend dat het verschil tussen berekende en gemeten geluidemissies afhangt van de ruwheid van de wielen en/of het spoor (Ref. 7). Doordat deze ruwheid sterk samenhangt met het type remsysteem (blokremmen versus schijfremmen) is in het rekenmodel rekening gehouden met de invloed van de wielruwheid door een onderverdeling te maken naar blok- en schijfgeremd materieel. Met de ruwheid van het spoor wordt echter (nog) geen rekening gehouden. Hierdoor treden grote verschillen op tussen

gemeten en berekende waarden (maximaal circa 5 dB). Gemiddeld leidt dit tot meetwaarden die 1-2 dB (afhankelijk van de rijsnelheid) hoger zijn dan de berekende waarden. Door de grote meetspreiding zijn deze verschillen echter niet significant. Dit geldt niet voor locaties met extreme spoorruwheid (golfslijtage). Hier kunnen de berekeningen leiden tot onderschatting van de emissies met enkele dB's.

## 2.2 Gebruik van de SRMs in EMPARA

Voor de modellering van de emissies en de overdracht in EMPARA is uitgegaan van de methodiek uit de rekenvoorschriften en is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de emissie- en overdrachtsformules uit deze voorschriften. Dit impliceert dat rekening moet worden gehouden met de afwijkingen en onzekerheden die in de vorige paragrafen zijn beschreven. Om reden van hanteerbaarheid is bij de implementatie van de methodiek en de formules in EMPARA een aantal zaken 'vereenvoudigd' of gewijzigd ten opzichte van het rekenvoorschrift. Dit is gebeurd met de doelstelling om op grote (landelijke) schaal te kunnen rekenen aan de geluidbelasting.

Van belang voor de modelonzekerheid zijn met name de volgende aspecten van de modellering:

- de modellering van de emissie,
- de niet-spectrale modellering,
- de modellering van de afscherpende werking van alleen geluidschermen,
- de modellering van geluidschermen in combinatie met ZOAB,
- de modellering van de overdracht van het geluid in bebouwde gebieden (' $D_{huis}$ ').

Deze aspecten zullen in de volgende paragrafen, met name in kwalitatieve zin, nader worden besproken. Ook zijn recent doorgevoerde verbeteringen beschreven.

### 2.2.1 Modellering van de emissie

Voor de eerste versie van EMPARA zijn de emissieformules gebruikt uit de SRM's.

In 2000, vóór de berekeningen voor de vijfde Milieuverkenning, zijn de emissieformules voor wegverkeer aangepast op basis van emissiegegevens die medio jaren negentig beschikbaar zijn gekomen (Ref. 8). Als deze aanpassingen worden vergeleken met de formules die in het kader van de herziening worden voorgesteld, dan blijken, afhankelijk van de voertuigcategorie en – snelheid, verschillen op te treden tot maximaal 2 dB(A). Gemiddeld over alle snelheden en voertuigen is het verschil minder dan 1 dB(A).

Op het moment dat de herziening van het rekenvoorschrift wordt geëffectueerd, zullen daarom de emissieformules voor wegverkeer in EMPARA worden aangepast aan de emissieformules uit deze herziening.

In de oorspronkelijke modellering werden (spoor)wegen gemodelleerd als puntbronnen.

Dichtbij de (spoor)wegen ontstonden hierdoor afwijkingen (van maximaal 3 dB) ten opzichte van de lijnbronmodellering die in de rekenvoorschriften wordt gehanteerd. Inmiddels is een

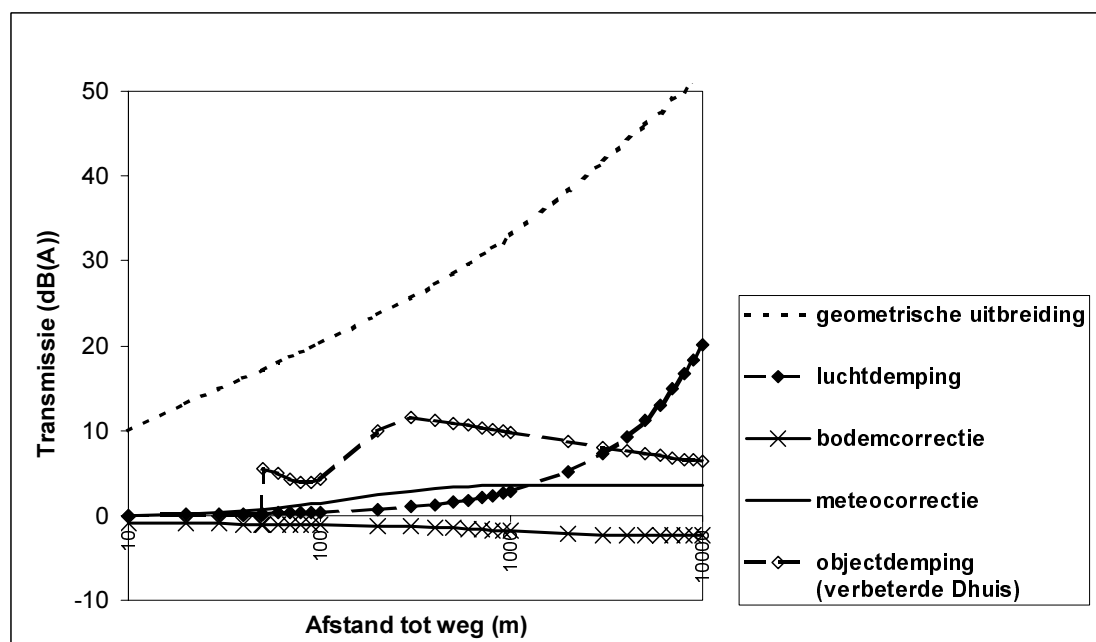
lijnbronmodellering geïmplementeerd (Ref. 9) waardoor deze afwijkingen niet meer optreden.

### 2.2.2 Niet-spectrale modellering

Om de rekentijd van EMPARA te beperken, is gekozen voor een ‘frequentieloze’ modellering van de emissie en overdracht. Dit is gebeurd in overleg met deskundigen van TNO-TPD (Ref. 1). De parametrisatie in EMPARA is hierbij afgestemd op de demping van het standaardspectra voor weg- en railverkeersgeluid.

Figuur 2.2-1 geeft het afstandsverloop van de dempings- en correctietermen zoals die worden gebruikt voor de berekening van de overdracht van wegverkeersgeluid. De waarden voor railverkeersgeluid kunnen op grotere afstanden enkele dB's afwijken. Voor de betekenis van de verschillende dempings- en correctietermen wordt verwezen naar de beschrijving van EMPARA (Refs. 1 en 9).

Bij de bepaling van de termen is uitgegaan van een weghoogte van 1 m en een bodemhardheid van 0 voor het buitengebied en 1 voor het stedelijke, bebouwde gebied. De objectdemping (' $D_{huis}$ ') is gebaseerd op een verbeterde modellering. Deze zal in paragraaf 2.2.6 nader worden toegelicht.



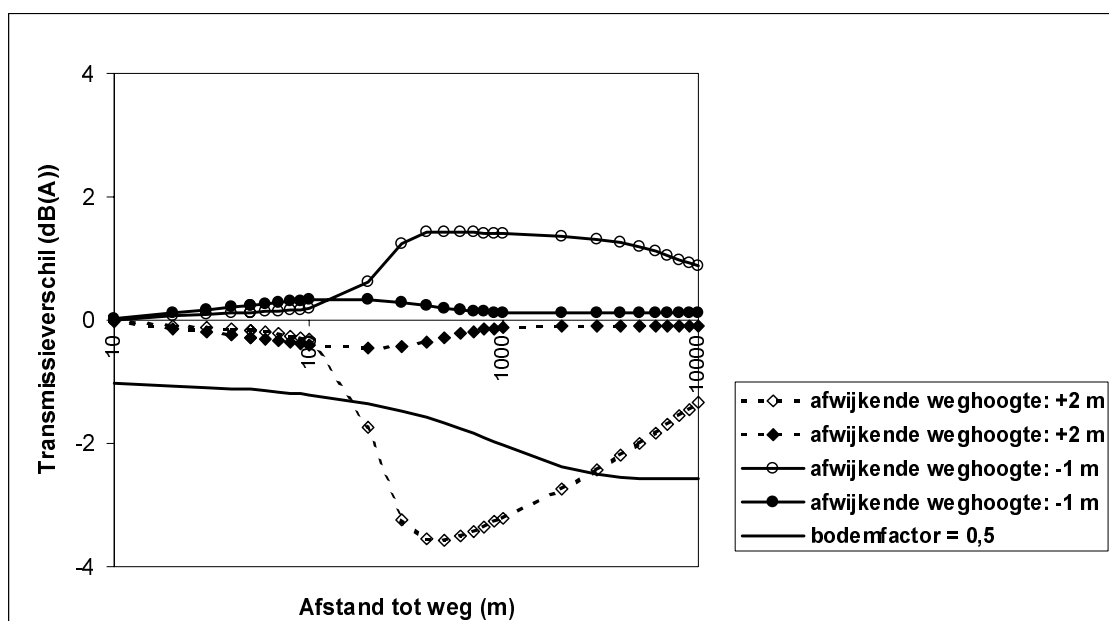
Figuur 2.2-1: Afstandsafhankelijkheid dempings- en correctietermen wegverkeerslawaaai

Vanwege het ontbreken van informatie over de hoogteligging van wegen wordt bij de EMPARA-berekening aangenomen dat rijkswegen standaard een hoogte van 1 m ten opzichte van het maaiveld hebben. Voor provinciale en gemeentelijke wegen wordt aangenomen dat de hoogte gelijk is aan die van het maaiveld. De hardheid van de bodem wordt geschat aan de hand van het landgebruiksbestand ‘het derde Landgebruik Nederland (LGN3)’. Zo krijgen de LGN-categorieën ‘glastuinbouw’ en ‘open water’ de bodemfactor ‘0’

(akoestisch hard); de categorieën ‘gras’ en ‘bos’ (verschillende onderverdelingen) krijgen de bodemfactor ‘1’ (akoestisch zacht).

In Figuur 2.2-2 wordt een idee gegeven van de mate waarin de totale transmissie afhangt van deze aannames over de weghoogte en de bepaling van de (akoestische) hardheid van de bodem op basis van het LGN3. In dit figuur is de bijdrage aan de geluidtransmissie weergegeven ten opzichte van de nominale transmissie. Hierbij is de nominale weghoogte van rijkswegen van 1 m (ten opzichte van het maaiveld) genomen. De akoestische hardheid is 0 in het stedelijke gebied en 1 in het buitenstedelijke gebied. De objectdemping in het stedelijke gebied ( $D_{huis}$ ) is gebaseerd op een afstand tussen weg een eerstelijns bebouwing van 50 m en een karakterisering als ‘matig stedelijk’ van het bebouwde gebied (met een coëfficiënt voor de transmissie van het geluid door de eerstelijns bebouwing van 0,28, een gemiddelde bebouwingshoogte van 8 m, een vrije weglengte van bijna 70 m een gemiddelde absorptiecoëfficiënt van het geluid door bebouwing van 0,5).

Uit Figuur 2.2-2 blijkt dat de invloed van het gebruik van gestandaardiseerde weghoogtes en bodemfactoren op de geluidbelasting over het algemeen beperkt is tot enkele dB's. Alleen een verhoging van de weghoogte met 2 m in het stedelijke gebied leidt op grote afstanden (van 500 m tot 1 km) tot een verschil met de nominale waarde van ruim 3 dB. Dit wordt met name veroorzaakt door de verminderde schermwerking van de eerstelijns bebouwing. Vooralnog lijkt de (uniforme) hoogteschatting van de wegen realistisch en zal ook de bodemfactor redelijk nauwkeurig en betrouwbaar worden bepaald. De invloed van deze parameters op de ‘gemiddelde’ geluidbelasting is naar verwachting dan ook relatief gering. Lokaal, waar wegen verdiept dan wel verhoogd zijn aangelegd, zijn afwijkingen te verwachten zoals getoond in Figuur 2.2-2. Dit stemt overeen met de onzekerheid voor berekeningen aan ‘overdracht bij variërend bodemtype’ zoals genoemd in Tabel 2.1-2.



Figuur 2.2-2: Verloop geluidtransmissie bij verschillende weghoogtes en hardheid, bepaald ten opzichte van nominale transmissie in stedelijk gebied ( $\diamond$ , bodemfactor 0, weghoogte 1m) en niet-stedelijk gebied ( $\blacklozen$ , bodemfactor 1, weghoogte 1 m). De waarneemhoogte is 5 m.

### 2.2.3 Expliciete vergelijking met SRMII

In het kader van een studie naar de implicaties van de voorgenomen invoering van een EU-richtlijn voor geluid voor geluidkartering, is recentelijk een expliciete vergelijking uitgevoerd tussen EMPARA en de (herziene) SRMII voor wegverkeersgeluid. Omdat deze studie aanvullend is op hetgeen in 2000 is uitgevoerd op het gebied van modelvergelijking zijn de resultaten ervan in dit rapport opgenomen.

Voor de SRM II- formules is gebruik gemaakt van het concept van het herziene Reken- en Meetvoorschrift voor wegverkeerslawaaï 2000 (Ref. 4). De EMPARA-berekeningen zijn uitgevoerd met een aangepaste, verbeterde modellering van schermwerking (zie volgende paragraaf) en objectdemping (door bebouwing). Een beschrijving van de gebruikte modellering van emissie en overdracht wordt gegeven in Bijlage 1.

In de vergelijking is enkel gekeken naar de invloed van de modellering van de overdracht en niet naar de invloed van de ruimtelijke discretisatie en schematisering van de omgeving. Ook is de vergelijking beperkt tot het landelijke gebied (geen bebouwing). Dit heeft als reden dat een berekening van de geluidoverdracht over grotere afstanden in bebouwde omgeving met SRMII niet mogelijk is.

De vergelijking is uitgevoerd aan de hand van één situatie waarin één oneindig lange, rechte weg is gemodelleerd. Op verschillende afstanden van de weg is de geluidbelasting berekend. Deze berekeningen zijn uitgevoerd met en zonder geluidscherm op een afstand van 15 respectievelijk 40 m uit de wegas.

In de berekeningen zijn de volgende parameters gevarieerd:

- weghoogte (0 en 1 m)
- schermhoogte (0, 3 en 5 m)
- schermafstand (10 en 20 m tot wegas)
- bodemdemping (bodemfactor 0 en 1)

Als waarneemhoogte is zowel 5 m (de in de wet Geluidhinder voorgeschreven hoogte) als 4 m (de waarneemhoogte uit de voorlopige EU-richtlijn) genomen. Ook is gekeken naar de invloed van de verkeerssamenstelling en –snelheid. Samenstelling en snelheid zijn van invloed op de emissie. Om te komen tot realistische verdelingen is gebruik gemaakt van gegevens voor het verkeer op rijkswegen, provinciale wegen en ‘middelgrote’ binnenstedelijke wegen uit de vijfde Milieuverkenning (zie Tabel 2.2-1).

Tabel 2.2-1: Beschouwde ‘typische’ verdelingen verkeer ( naar MV5)

Wegtype	Aantallen (voertuigen/uur)				Snelheid (km/u)			
	lv	mv	zv	mr	lv	mv	zv	mr
Rijkswegen	5600	447	547	80	110	90	85	110
Provinciaal	963	80	27	13	80	70	70	80
Binnenstedelijk	384	15	5	13	50	50	50	50

*lv=licht verkeer, mv = middelzwaar verkeer, zv = zwaar verkeer, mr = motoren*

De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in bijlage 2. Uit de resultaten blijkt dat de verschillen beperkt blijven tot 1 à 2 dB(A), zowel met als zonder aanwezigheid van schermen. Alleen voor de situatie van een rijksweg, waarin over het gehele overdrachtspad

sprake is van een 100% harde bodemgesteldheid en in aanwezigheid van schermen geeft de methode LBV een 3 tot 4 dB(A) hogere uitkomst.

#### 2.2.4 Modelling van de schermwerking

De wijze waarop de schermwerking al of niet in combinatie met de werking van ZOAB in EMPARA is gemodelleerd, is, gezien de vereenvoudiging ten opzichte van de SRM-II, een potentiële bron van onzekerheid. Deze onzekerheid houdt niet alleen verband met het feit dat de schermwerking frequentieafhankelijk is maar zeker ook met het feit dat de schermwerking in EMPARA is verdisconteerd in de emissie. Dit leidt tot een uniforme verlaging in de geluidbelasting aan beide zijden van een (spoor)weg waar schermen aan één zijde dan wel aan twee zijden, zijn geplaatst. Hierdoor wordt met name het aantal hoogbelaste woningen onderschat. Het verlagen van de emissie houdt tevens in dat de schermwerking niet afhankelijk wordt gesteld van de afstand van weg tot scherm enerzijds en van ontvangerpunt tot het scherm anderzijds. De mate waarin deze afstanden een rol spelen bij de schermwerking wordt getoond in Figuur 2.2-3 en Figuur 2.2-4. In deze figuren is het verschil genomen tussen de 'oude' emissieverlaging en een overdrachtsmodellering die de fysische werkelijkheid beter benadert (Ref. 9). In Figuur 2.2-3 is een afstand tussen wegmidden en scherm van 18 m aangehouden. In Figuur 2.2-4 is deze afstand 25 m. In EMPARA wordt gerekend met afstanden die variëren van 10 m tot 24 m, afhankelijk van het aantal rijstroken van de weg. Met afstanden van 18 respectievelijk 24 m wordt gerekend in het geval van 6 en 10 rijstroken.

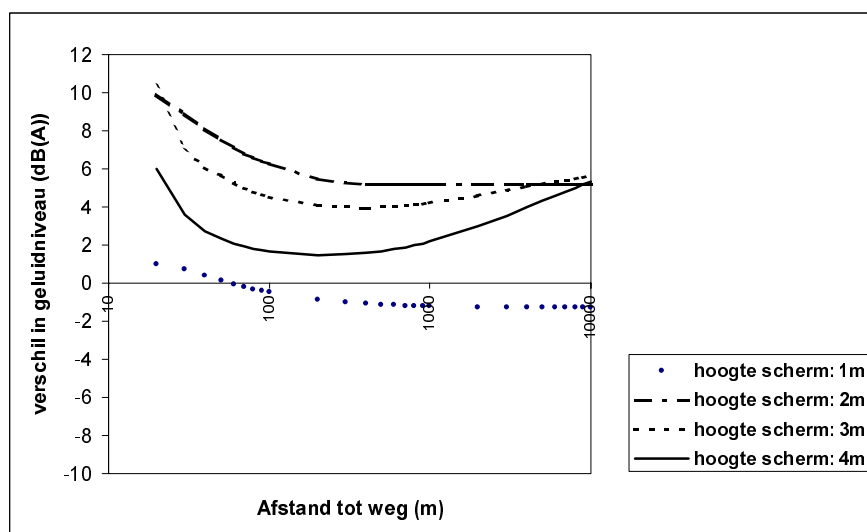
Uit de figuren blijkt dat bij een afstand tussen weg en scherm van 18 m en schermhoogtes van 2 en 3 m, de geluiddemping door de emissieverlaging met 6 tot 10 dB(A) wordt overschat. Bij hogere schermen bedraagt deze overschatting 2 à 8 dB(A). De grootste overschatting treedt op bij relatief geringe afstanden. Op locaties waar bebouwing is, is de overschatting over het algemeen beperkt tot circa 5 dB(A).

Het totale aantal kilometers schermen langs wegen bedraagt momenteel (2000) circa 500 km (op een totaal van ruim 3200 km rijkswegen). Langs spoorwegen staan (1998) schermen met een totale lengte van ruim 100 km (op een totaal van ruim 3000 km spoor). Doordat het aantal woningen met een hoge geluidbelasting (> 65 dB(A)) door rijkswegen relatief gering is (minder dan 5000) leidt de aangegeven overschatting van de werking van de geluidschermen in relatieve zin tot een grote onderschatting van dit aantal woningen. Bij verhoging van de geluidbelasting met 5 dB(A) op de woningen achter schermen met een hoogte van 2 of meer meter, neemt het aantal woningen met een hoge geluidbelasting toe met een factor 5.

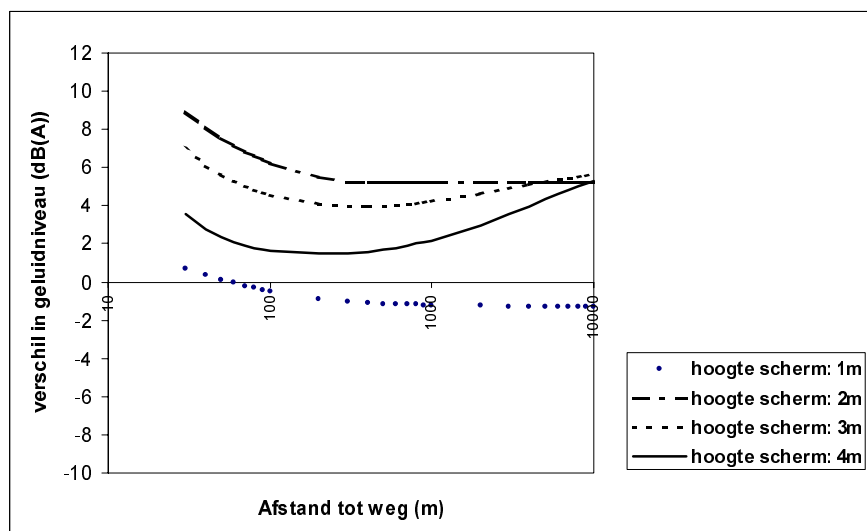
Het aantal woningen met een hoge geluidbelasting door wegverkeer op rijkswegen is echter slechts 6 à 7 procent van het totale aantal hoogbelaste woningen door wegverkeer. Doordat langs provinciale wegen en gemeentelijke wegen (nog) nauwelijks schermen geplaatst zijn, is de mogelijke fout in het totale aantal door wegverkeer belaste woningen (>65 dB(A)) circa 25% van het aantal dat met de huidige schermmodellering wordt berekend<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Inmiddels (juni 2001) is de modellering van de schermwerking verbeterd door de werking ervan te verdisconteren in de overdracht. Hierbij wordt rekening gehouden met de werkelijke hoogte van de schermen en wordt enkel een verlaging van de geluidbelasting berekend aan de schermzijde(n) van de weg.



Figuur 2.2-3: Verschil tussen schermverdiscontering in overdracht en in emissie bij schermafstand van 18 m.



Figuur 2.2-4: Verschil tussen schermverdiscontering in overdracht en in emissie bij schermafstand van 25 m.

Bij de genoemde overschatting van de werking van schermen is nog geen rekening gehouden met de invloed van wind op de afschermdende werking (Ref. 10, 11). In specifieke gevallen is deze windinvloed zodanig groot dat het afschermdende effect van een geluidsscherm vrijwel volledig teniet wordt gedaan. Op dit moment is nog onduidelijk wat de consequenties voor de jaargemiddelde waarden in specifieke gevallen zijn. Wel is gesteld dat de wettelijke methoden onvoldoende rekening houden met de invloed van de wind op schermwerking.

### 2.2.5 Modelling van de schermwerking, in combinatie met ZOAB

Doordat de werking van schermen en ZOAB niet bij alle frequenties even groot is, zijn reducties in de geluidbelasting ten gevolge van schermen en ZOAB niet additief. Zeker op



grotere afstanden van de weg geldt dat de totale (dB(A)) reductie door de combinatie van schermen en ZOAB kleiner is dan de ‘som’ van de afzonderlijke reducties.

In de modellering wordt hiermee geen rekening gehouden waardoor op die plekken waar zowel schermen zijn geplaatst als ZOAB is aangelegd, een onderschatting optreedt van de geluidbelasting van 1 à 2 dB(A). Gelet op het relatief geringe aantal kilometers weg met schermen én ZOAB (circa 300 van de ruim 3200 km rijkswegen), leidt deze onderschatting niet tot een substantiële onnauwkeurigheid in het aantal geluidbelaste woningen. Uit een berekening aan dit effect blijkt dat het totale aantal geluidbelaste woningen ( $> 65$  dB(A)) door het wegverkeer op rijkswegen hierdoor met circa 20% wordt onderschat. Op het totale aantal woningen dat belast is door het geluid van het wegverkeer scheelt dit circa één procent. Uiteraard geldt dat bij studies waarin specifiek wordt gekeken naar de effectiviteit van schermen én ZOAB, rekening moet worden gehouden met dit effect.

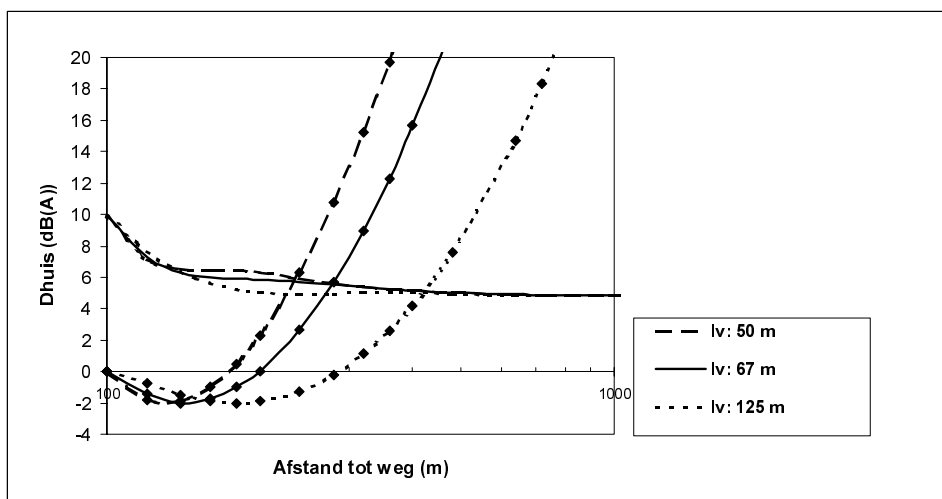
## 2.2.6 De modellering van de geluidoverdracht in bebouwde gebieden

### (‘ $D_{huis}$ ’)

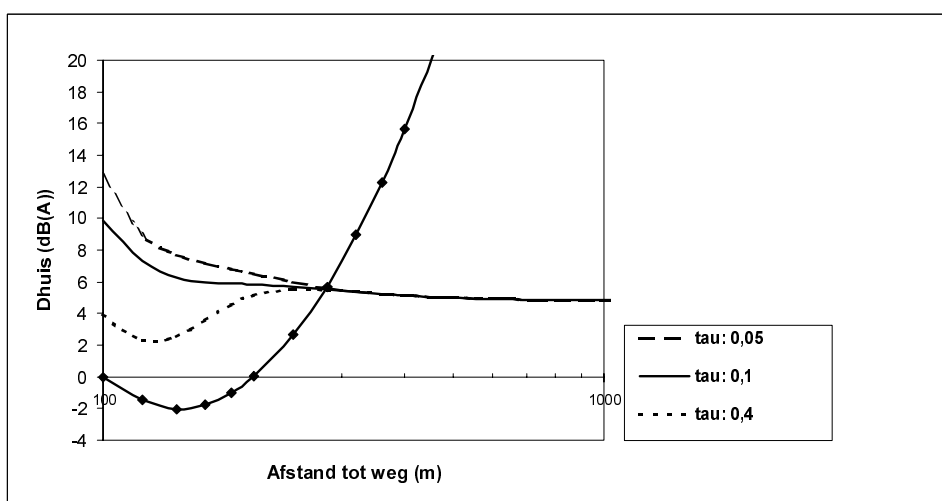
Voor de bepaling van de geluidoverdracht achter de eerstelijns bebouwing bestaat geen wettelijk voorgeschreven methode. In de praktijk wordt voor relatief kleine gebieden op ‘enige’ afstand achter de eerstelijns bebouwing gerekend met SRMII. Deze methode stelt hoge eisen aan de ruimtelijke nauwkeurigheid van de omgevingskenmerken. Voor grotere gebieden wordt een methode gebruikt die is afgeleid van het Duitse VDI-voorschrift (Ref. 12). In deze methode wordt zowel de afscherpende werking van de eerstelijns bebouwing als de geluidstransmissie door deze bebouwing gemodelleerd. De afscherpende werking wordt hierbij berekend aan de hand van de zogenaamde ‘akoestische omweg’ die een geluidstraal maakt ‘over de bebouwing heen’. De transmissie wordt afhankelijk gesteld van de mate van openheid van de bebouwing zoals deze ‘wordt gezien’ door de rechtstreekse geluidstraal. De totale demping wordt vervolgens bepaald door de ‘kleinste’ van deze twee dempingstermen. Het totaal van de demping door de aanwezigheid van de bebouwing wordt ook wel aangeduid met ‘ $D_{huis}$ ’.

In de oorspronkelijke modellering in EMPARA was de berekening van  $D_{huis}$  enkel gebaseerd op een verstrooiings- en reflectiemodel (Ref. 13). In dit model spelen de bebouwingsdichtheid, de gemiddelde bebouwingshoogte, de gemiddelde absorptie, en de afstand tussen bron en ontvangerpunt een rol. In dit model treedt rond de eerste bebouwingslijn een verhoging op van de geluidsniveaus. Op grotere afstanden is de demping door  $D_{huis}$  zeer groot.

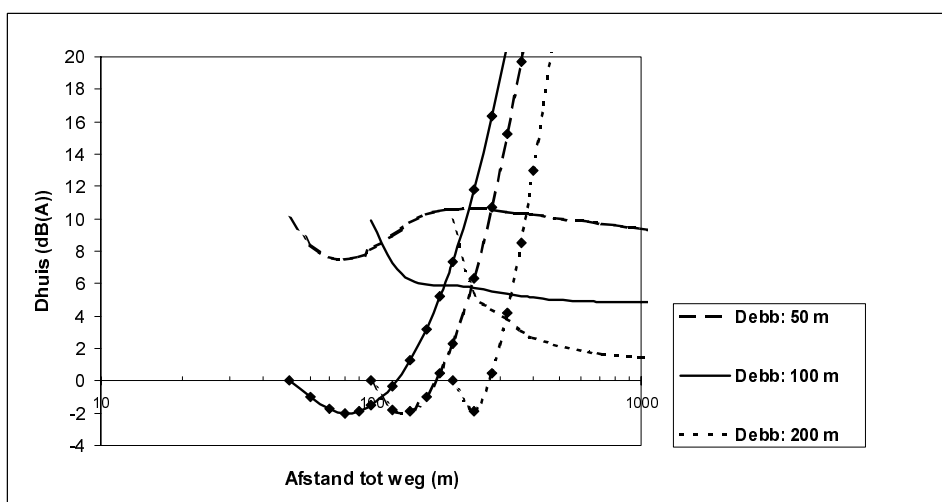
Inmiddels is de modellering van  $D_{huis}$  aangepast. Hierbij is uitgegaan van de VDI-methode waarbij rekening wordt gehouden met de schermwerking van de eerstelijns bebouwing en het transmissieverlies op bebouwing die zich bevindt tussen (spoor)weg en ontvangerpunt. In Figuur 2.2-5, Figuur 2.2-6 en Figuur 2.2-7 wordt het verschil getoond tussen de oorspronkelijke en de verbeterde modellering van  $D_{huis}$ . Dit is gebeurd bij verschillende waarden voor de vrije weglengte,  $lv$ , de transmissie van het geluid door de eerstelijns bebouwing,  $\tau$  en de afstand tot de eerstelijns bebouwing,  $D_{elb}$ .



Figuur 2.2-5: Oorspronkelijke (- ♦-) en verbeterde  $D_{huis}$  (---) bij verschillende bebouwingsdichtheden (lv: 50 m = zeer stedelijk, lv= 67 m = matig stedelijk, lv=125 = weinig stedelijk)



Figuur 2.2-6: Oorspronkelijke (- ♦-) en verbeterde  $D_{huis}$  (---) bij verschillende transmissie door de eerstelijns bebouwing (tau: 0,05 = vrijwel volledig aaneengesloten bebouwing, tau: 0,1 = halfopen bebouwing, tau: 0,4 = open bebouwing)



Figuur 2.2-7: Oorspronkelijke (- ♦-) en verbeterde  $D_{huis}$  (---) bij verschillende afstanden tot de eerstelijns bebouwing

In alle gevallen blijken bij vrijwel alle afstanden tussen weg en ontvangerpunt grote verschillen met de 'oude' modellering op te treden.

In hoofdstuk 2 zal worden aangetoond dat de verbeterde modellering van  $D_{huis}$ , leidt tot vergroting van de betrouwbaarheid van de berekeningen. Dit gebeurt aan de hand van een vergelijking met metingen, die speciaal voor de validatie van de  $D_{huis}$ -modellering zijn uitgevoerd.

### 2.2.7 Externe invoergegevens

Uit het voorafgaande is al gebleken dat de nauwkeurigheid van de berekeningsresultaten lang niet altijd en overwegend wordt bepaald door de wijze waarop de geluidemissie en geluidoverdracht is gemodelleerd. De beschikbaarheid en de nauwkeurigheid van externe invoergegevens vormt in een aantal gevallen de *bottleneck* als het gaat om verdere verbetering van de betrouwbaarheid. Het gaat dan veelal om landsdekkende informatie op basis waarvan de waarden aan modelvariabelen worden toegekend. Voorbeelden van informatie die of te onnauwkeurig of te algemeen is, zijn de verkeersintensiteiten op provinciale wegen, de locaties van schermen en ZOAB en de hoogteligging van wegen. In mindere mate geldt dit ook voor de bodemgesteldheid, met name tussen (spoor)wegen en eerstelijns bebouwing en de hoogte en dichtheid van de bebouwing. Een uitgebreide analyse van alle externe informatie in relatie tot de rekennauwkeurigheid is gemaakt in het kader van het project 'Ontwikkeling monitoringssysteem geluid' (Ref.14).

Inmiddels zijn nieuwe, *ge-update* bestanden met de informatie over de verkeersintensiteiten op provinciale wegen, de locaties van schermen en ZOAB beschikbaar. Naar verwachting komt binnenkort ook een bestand met de hoogteligging van wegen beschikbaar. Deze informatie zal in de loop van 2001 worden bewerkt tot bruikbare bestanden binnen het EMPARA-systeem.

## 2.3 Resumé

Op basis van recente literatuur over de nauwkeurigheid van de wettelijke rekenmethodes voor het geluid van het weg- en railverkeer en een vergelijking van de geluidmodellering die in EMPARA wordt toegepast op basis van deze methodes, kan worden afgeschat dat de onzekerheid in de EMPARA resultaten voor de geluidbelasting op een berekeningslocatie over het algemeen niet groter is dan enkele decibellen. Gemiddeld over een gebied ter grote van een middelgrote stad, bedraagt de onnauwkeurigheid in de 'gemiddelde' geluidbelasting naar schatting maximaal 2 dB(A).

Bij gebruik van het model voor lokale studies en bij de doorrekening van specifieke maatregelen, met name de toepassing van schermen, moe(s)t (zie <sup>1</sup>, pag. 17) rekening gehouden worden met grotere en systematische afwijkingen. Dit kan voor het aantal woningen met een hoge geluidbelasting (> 65 dB(A)) door rijkswegen resulteren in een onzekerheidsmarge die beduidend groter is dan de berekende waarde voor dit aantal.

## 3 Validatie

In dit hoofdstuk wordt een tweetal studies beschreven die specifiek zijn uitgevoerd ter validatie van de overdrachtsmodellering zoals die is geïmplementeerd in EMPARA. Het betreft enerzijds een vergelijking met een numeriek model van TNO voor de berekening van de geluidoverdracht over grote afstanden en anderzijds de validatie van de demping door bebouwing, door de uitvoering van een serie metingen in een tweetal woonwijken.

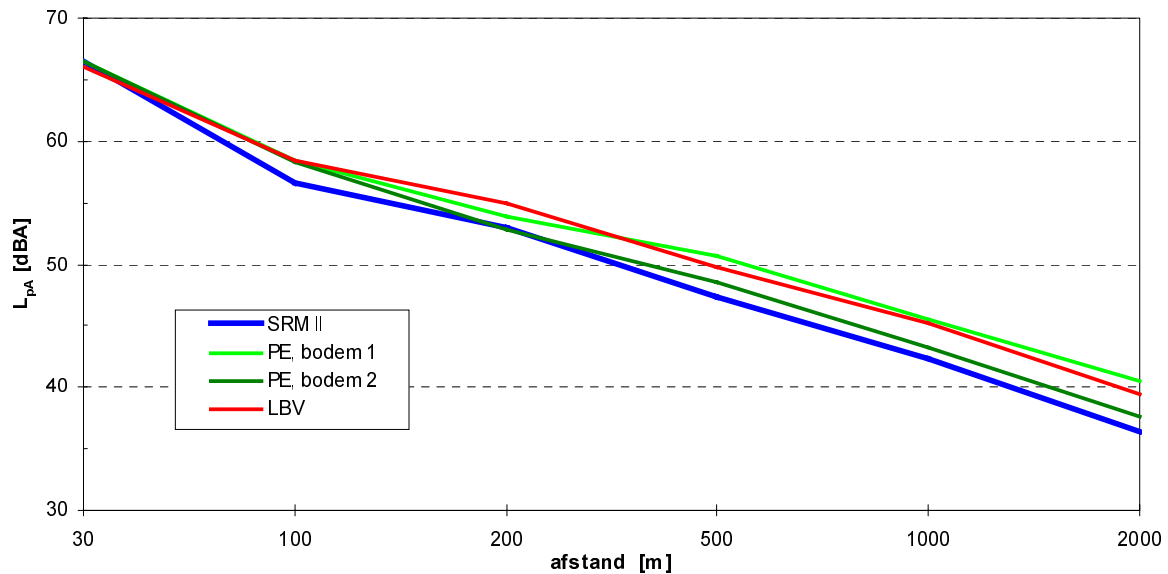
### 3.1 Geluidoverdracht in de ‘vrije-veld’ situatie

Voor de berekening van de overschrijding van de norm in stiltegebieden, is het noodzakelijk dat wordt gerekend voor grote afstanden tussen bron en ‘ontvanger’. Voor rijkswegen wordt standaard tot op een afstand van 2,5 km tot de weg gerekend; voor provinciale wegen geldt een afstand van 1,5 km. Vanwege het feit dat daarmee tot ruim buiten het (formele) toepassingsgebied van de standaard rekenmethodes wordt gerekend, is besloten om TNO-TPD een vergelijking te laten maken met een numeriek model waarmee over grote afstanden betrouwbare berekeningen kunnen worden uitgevoerd. Dit *parabolic equation* (PE) model is ontwikkeld om de effecten van een niet-homogene atmosfeer op de geluidvoortplanting te berekenen (Ref. 15) en is inmiddels gevalideerd en gebruikt voor een aantal studies op dit gebied (o.a. Refs. 10, 11, 16).

Voor de vergelijking is uitgegaan van een geluidemissiespectrum dat redelijk overeenstemt met het standaard wegverkeersspectrum. Als ondergrond (bodem) is ‘gras’ verondersteld. Bij de berekening met het PE-model kan binnen deze ‘klasse’ nog worden gevarieerd met de akoestische impedantie van de bodem. Hierbij zijn 2 variaties bekeken. Ook kan met het PE-model aan een ‘willekeurig’ meewindprofiel worden gerekend. Hier is gekozen voor het profiel dat het meest past bij de meewindsituatie van de standaard rekenmethode.

Bij de vergelijking is ook Standaard Rekenmethode 2 (SRMII) betrokken. Hier impliceert de keuze voor een ‘zachte’ (gras)bodem een bodemfactor ( $B$ ) van 1. Voor een uitgebreidere beschrijving van de vergelijking wordt verwezen naar Ref. 17.

De resultaten van de vergelijking worden weergegeven in Figuur 3.1-1. Uit het figuur blijkt dat tot op de maximale rekenafstand van 2 km geen grote verschillen optreden tussen de verschillende methoden. De EMPARA modellering resulteert op grotere afstanden in iets hogere niveaus dan volgens SRMII wordt berekend (tot 3 dB(A)). Vergelijking met de PE-resultaten leert dat de EMPARA-modellering waarden voor de overdracht geeft, die voor vrijwel alle afstanden liggen tussen de PE-waarden. Afhankelijk van de gekozen bodemimpedantie bedraagt het verschil met de PE-waarden maximaal 2 dB(A).



Figuur 3.1-2: Geluidniveau in dB(A) op 5 m hoogte boven een vlakke grasbodem, bij meewind-situatie als functie van de afstand tot een oneindig lange, rechte verkeersweg volgens SRMII, PE-model (2 verschillende bodemimpedanties) en EMPARA (aangeduid met LBV) (bron TNO).

De modellering van de geluidoverdracht in het landelijke (onbebouwde) gebied is niet aangepast ten opzichte van de oorspronkelijke modellering. Hiervoor bleek geen aanleiding, gelet op de gegeven resultaten. Voor de volledigheid wordt wel nog gewezen op de volgende kanttekeningen die door TNO bij de resultaten zijn geplaatst:

- i) Uit eerder onderzoek is bekend dat boven een volledig harde bodem de niveaus veel hoger kunnen zijn dan volgens de standaard rekenmethoden en daarmee ook hoger dan volgens EMPARA. Dit zal van invloed zijn in situaties waarbij de bodem in belangrijke mate hard is (bijvoorbeeld in de buurt van grote wateroppervlakken).
- ii) Naar de invloed van afscherming is in deze vergelijking niet gekeken. Ten tijde van de uitvoering van de vergelijking waren er aanwijzingen dat de windinvloed bij afscherming groter is dan in de standaard rekenmethode is verwerkt en ook groter dan in de verbeterde modellering in EMPARA.

Over de windinvloed op de werking van schermen is in paragraaf 2.2.4 al het een en ander opgemerkt.

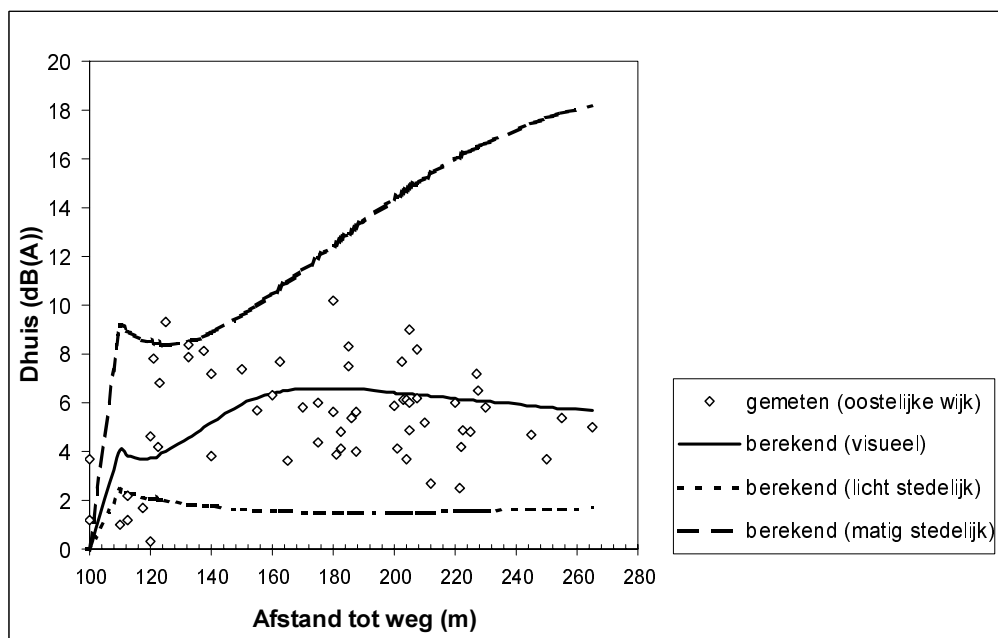
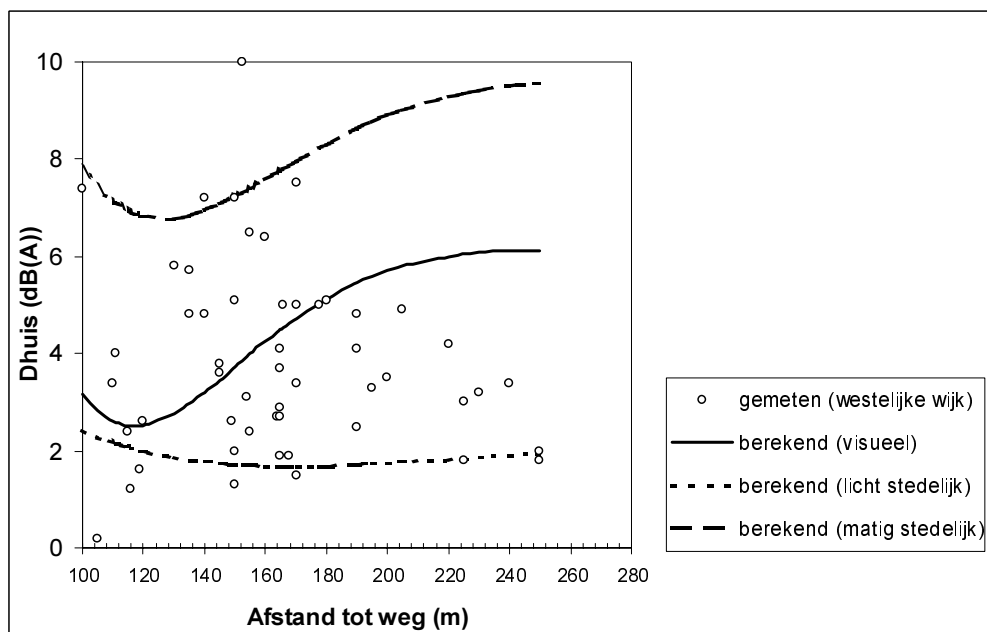
### 3.2 Geluidoverdracht in de bebouwde (stedelijke) omgeving

Om de nieuwe, verbeterde modellering van de demping van het geluid door bebouwing in de stedelijke omgeving te kunnen valideren, is in opdracht van het RIVM, door het akoestisch adviesbureau DGMR een serie metingen uitgevoerd in een tweetal woonwijken. Voor een uitgebreide beschrijving van de uitvoering van de metingen en de resultaten wordt verwezen naar een apart rapport (Ref. 18).

Bij de keuze van de woonwijken is gelet op de verkeerssituatie (één dominante, 'rechte' weg) en de ligging en de samenstelling van de bebouwing (relatief uniform) en de mogelijkheid om

te kunnen corrigeren voor gemeten fluctuaties in het verkeersaanbod en meteoromstandigheden.

In totaal zijn op ruim 100 verschillende lokaties in de wijken gedurende telkens vijf minuten geluidmetingen uitgevoerd. Bij de verwerking van de metingen is rekening gehouden met de invloed van reflectie van het geluid op nabijgelegen bebouwing. Dit is gebeurd met behulp van DGMR-software. Deze software biedt de mogelijkheid om met behulp van methode II te rekenen aan de geluidoverdracht in een sterk reflecterende omgeving.



Figuur 3.2-1: Gemeten  $D_{huis}$ -waarden op meetlocaties in westelijke (boven) en oostelijk (onder) wijk en het verloop van de met EMPARA berekende demping bij visuele bepaling van de parameterwaarden en bij gebruik van de gestandaardiseerde waarden

In Figuur 3.2-1 worden de resultaten getoond van de metingen. Zoals verwacht (zie paragraaf 2.2.2) vertonen de meetwaarden een grote spreiding. De correlatie tussen meet- en berekende waarden is daardoor slechts gering ( $R^2$  is kleiner dan 0,1). Dit wordt veroorzaakt door de complexe overdracht van het geluid (verstrooiing, reflectie en interferentie), waardoor zelfs de uitgebreide SRM II methode relatief onnauwkeurig wordt. Waarschijnlijk zal daarnaast de relatief korte duur van de metingen de spreiding vergroten.

In de figuren is tevens het berekende verloop van de demping uitgezet. Dit is gebeurd door aan de parameters  $\tau$  (de transmissie door eerstelijns bebouwing),  $L_v$  (de vrije weglengte achter de eerstelijns bebouwing) en  $H$  (de bebouwingshoogte) op basis van visuele waarneming waarden toe te kennen. Het verloop is ook berekend op basis van de schematisering zoals die wordt toegepast bij de berekeningen. Hierbij wordt uitgegaan van de stedelijkheidsgraad zoals die volgt uit een combinatie van de bestanden ‘het derde Landgebruik Nederland’ (LGN3) en het ‘Wijk- en Buurtregister’. Op basis van deze bestanden wordt aan de westelijke wijk overal de stedelijkheidsgraad ‘weinig stedelijk’ toegekend. Het westelijke deel van de westelijke wijk krijgt eveneens deze karakterisering. Aan het oostelijke deel van deze wijk wordt de stedelijkheidsgraad ‘matig stedelijk’ toegekend. Bovendien verschilt de afstand tot de eerstelijns bebouwing. In de EMPARA berekening is voor de westelijke wijk een afstand van 80 m aangehouden; voor de oostelijke wijk geldt een afstand van ruim 110 m. Bij de uitvoering van een gridberekening is deze afstand afhankelijk van de ligging van de weg en de bebouwing in de gridcellen.

In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van de waarden die volgen uit de visuele en de nominale toekenningen aan de parameters  $\tau$ ,  $L_v$  en de bebouwingshoogte,  $H$ .

Tabel 3.2-1: Parameterwaarden voor berekening van  $D_{huis}$  bij visuele en nominale toekenning

Visueel						Nominaal					
Westelijke wijk			Oostelijke wijk			Weinig stedelijk			Matig stedelijk		
$\tau$	$L_v$	$H$	$\tau$	$L_v$	$H$	$\tau$	$L_v$	$H$	$\tau$	$L_v$	$H$
0,37	54	8	0,28	31	8	0,22	67	5	0,13	125	10

Uit de figuren blijkt dat de visuele toekenning van de parameterwaarden een betere overeenstemming geeft met de metingen dan de geclassificeerde waarden. Of dit ook geldt voor een berekening op een groter gebied is niet duidelijk. Enerzijds ontbreekt het aan validatiegegevens voor  $D_{huis}$  in sterk en zeer sterk stedelijke situaties. Anderzijds valt uit de beperkte set met meetgegevens niet af te leiden of de onderschatting die in geval van de westelijke wijk optreedt door de classificatie als weinig stedelijk gebied wordt gecompenseerd door de overschatting die in het geval van de oostelijke wijk optreedt door de (gedeeltelijke) classificatie als matig stedelijk gebied.

Gelet op de relatief grote verschillen in demping die worden berekend al naar gelang de stedelijkheidsgraad, lijkt het gewenst om aandacht te blijven besteden aan de invloed van deze classificatie. In het kader van het eerdergenoemde monitoringsonderzoek is ook al

geconstateerd dat een nauwkeuriger en (in het stedelijk gebied) verder gedifferentieerd bestand met bebouwingsinformatie gewenst is.

Deze constatering sluit aan bij de opmerking van DGMR over het gebruik van gestandaardiseerde waarden: ‘Door het gebruik van gestandaardiseerde waarden kunnen afwijkingen van enkele dB’s optreden. Het is echter ook mogelijk dat de, door verschillende parameters veroorzaakte, afwijkingen elkaar compenseren. Dit kan betekenen dat het uiteindelijke effect beperkt blijft. Om hier nadere uitspraken over te kunnen doen, dienen voor meerdere woonwijken berekeningen te worden uitgevoerd met de voor de betreffende woonwijken geldende waarden voor de genoemde parameters (op basis van kaartmateriaal) en met de standaardwaarden.’

### **3.3 Resumé**

De modellering van de geluidoverdracht in de ‘vrije veld situatie’ en in bebouwd gebied is gevalideerd aan de hand van een vergelijking met resultaten verkregen met een ‘exact’ numeriek model, respectievelijk aan de hand van metingen. Zowel de modelberekeningen als de metingen zijn speciaal voor deze validatie uitgevoerd

Op basis van de resultaten van de validaties is besloten om de modellering (lees: schematisering) van de geluidoverdracht niet (verder, zie<sup>1</sup>, pag. 17) aan te passen. Zowel berekende als gemeten waarden verschillen ‘gemiddeld’ minder dan 2 à 3 dB(A) van de EMPARA-resultaten. Tussen gemeten en berekende (EMPARA) waarden lijkt geen systematische afwijking op te treden, mits de benodigde bebouwingsparameters ‘visueel’ worden bepaald. Gemiddelde verschillen in de orde van 5 dB treden op als de huidige, standaard parametrisatie op basis van de classificatie van stedelijke bebouwing wordt toegepast. Een adequatere, met name meer gedifferentieerde, classificatie van de bebouwing is dan ook gewenst.

De situaties waar met het numerieke model aan is gerekend zal een groot deel van de praktijksituaties omvatten. Een uitzondering is de situatie waarbij de geluidoverdracht plaatsvindt over grote wateroppervlakken. De ‘weinig stedelijke’ en ‘matig stedelijke’ woonwijken waar de metingen zijn uitgevoerd zijn representatief voor een beduidend kleiner deel van de (stedelijke) praktijksituaties. Gelet op de grote (model)gevoeligheid voor de parameters die een rol spelen bij de modellering van de overdracht in de stedelijke omgeving, kunnen de gevonden ‘nauwkeurigheden’ niet zonder meer vertaald worden naar de overige situaties.



## 4 Gevoeligheidsanalyse

In dit hoofdstuk worden de resultaten van een gevoeligheidsanalyse beschreven. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de doorwerking van modelonnauwkeurigheid, onafhankelijk van de implementatie in een Geografisch Informatie Systeem (GIS) en de invloed van de discretisatie in EMPARA.

Voor de modelonnauwkeurigheid wordt gebruik gemaakt van de in hoofdstuk 2 en 3 beschreven bevindingen dat de geluidemissie en -overdracht in veel situaties met een nauwkeurigheid van ‘enkele’ dB's wordt berekend. Voor de bepaling van de invloed van de discretisatie en de daarmee samenhangende schematisering zijn de meest gevoelige parameters gevarieerd ten opzichte van de nominale waarden.

De resultaten van de analyses worden geïnterpreteerd vanuit de ontwerpdoelstelling om de omvang en de effecten van geluid op een groot gebied (minimaal de omvang van een grote stad) te kunnen berekenen. In de studies is daarom gekeken naar geaggregeerde eindresultaten (indicatorwaarden). De verwachting is dat in deze resultaten de ‘lokale’ fouten die samenhangen met de ruimtelijke discretisatie, voor een belangrijk deel worden uitgemiddeld.

### 4.1 Gevoeligheid voor nauwkeurigheid van emissie en overdracht

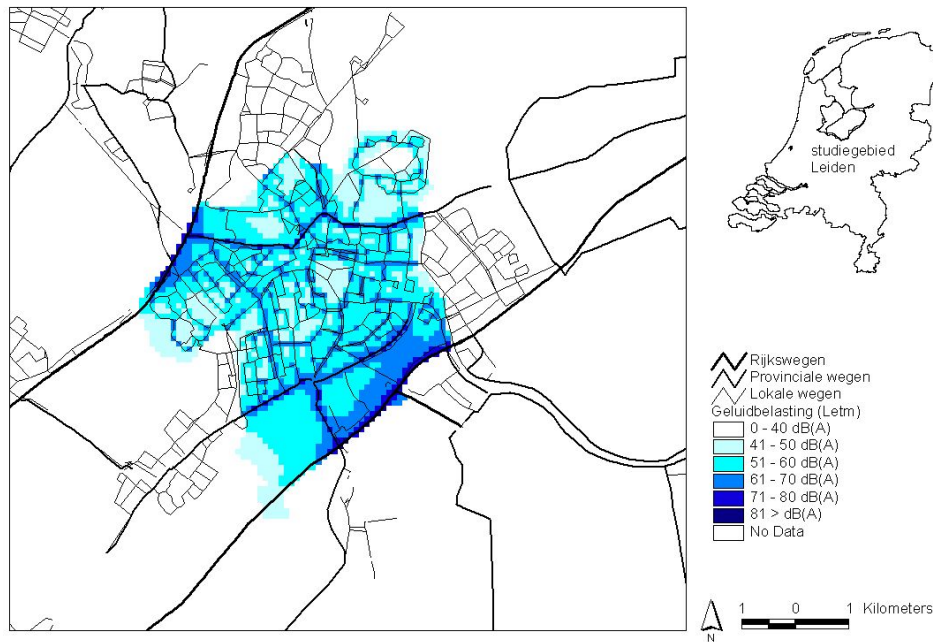
In de vorige hoofdstukken is beschreven dat de onnauwkeurigheid in de berekening van de emissiewaarden naar schatting ‘gemiddeld’ minder dan 1 dB bedraagt. Voor de overdrachtsberekening geldt in veel situaties een onnauwkeurigheid van 1 à 2 dB.

De gevoeligheid van de indicatoren voor deze onnauwkeurigheden is hier onderzocht op basis van een aantal berekeningen waarbij de geluidbelasting generiek is gevarieerd.

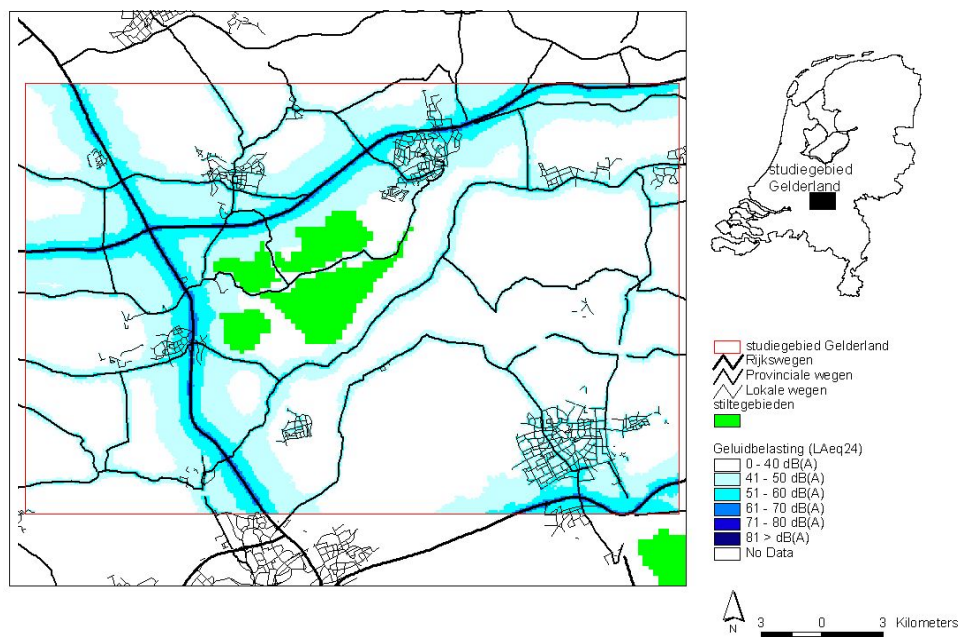
Uiteraard geldt dat deze generieke variaties gezien kunnen worden als ‘worst cases’, aangezien op alle locaties de geluidbelasting uniform, met de (bijna) maximale is veranderd. Er is gebruik gemaakt van eerdere berekeningen aan het geluid van wegverkeersgeluid, zoals die in het kader van de Milieubalans 2000 en de vijfde Milieuverkenning (Ref. 19) zijn uitgevoerd. De geluidbelasting die is berekend in het kader van de MB2000, is in deze studie ‘landsdekkend’, voor heel Nederland gebruikt. De MV5-resultaten zijn geanalyseerd voor twee verschillende studiegebieden van geringe omvang. Het eerste, stedelijke studiegebied omvat een groot deel van de gemeente Leiden. Het tweede gebied is een landelijk gebied in Gelderland. In het Gelderse gebied zijn een tweetal stiltegebieden gelegen. De gebieden, met de ligging van de wegen en de bijbehorende geluidbelasting door het wegverkeer, worden getoond in Figuur 4.1-1 en Figuur 4.1-2.

In deze paragraaf zal de gevoeligheid van de geaggregeerde resultaten voor generieke verandering van de geluidbelasting worden toegelicht. De uitkomstgevoeligheid voor variaties in de modelparameters zal in de volgende paragraaf worden besproken.

De totale geluidbelasting door alle wegverkeer in de geluidmaat  $L_{etmaal}$ , zoals die is berekend in het kader van de MB2000 is zowel verlaagd als verhoogd met 1 en met 3 dB(A). De geluidbelasting zoals berekend in het kader van de MV5, in  $L_{etmaal}$  is op het studiegebied van Leiden enkel verhoogd met 2 dB(A). De geluidbelasting in de geluidmaat  $L_{Aeq24uur}$  (MV5), is op het studiegebied in Gelderland zowel verhoogd met 1 als met 3 dB(A).

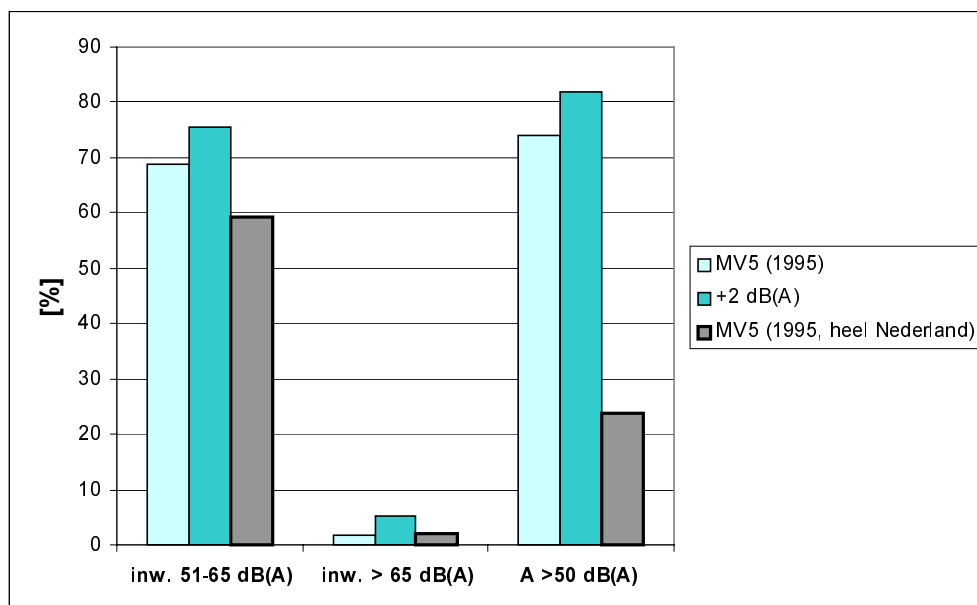


Figuur 4.1-1: Studiegebied Leiden

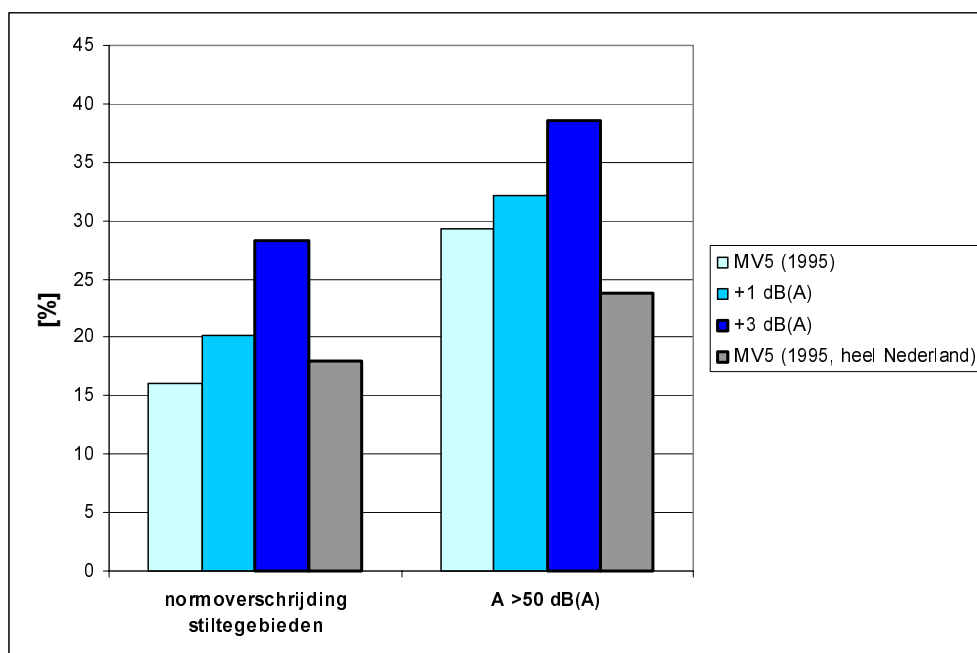


Figuur 4.1-2: Studiegebied Gelderland

In Figuur 4.1-3 en Figuur 4.1-4 wordt getoond in welke mate de indicatorwaarden veranderen als de geluidbelasting op het studiegebied van Leiden, respectievelijk Gelderland, wordt verhoogd. Hierbij zijn tevens de waarden van de landsdekkende berekening weergegeven.



*Figuur 4.1-3: Indicatorwaarden op basis van standaard (MV5) en opgehoogde geluidbelasting voor studiegebied Leiden. Inw 51-65 dB(A) en inw > 65 dB(A) betreft het aantal inwoners met een berekende geluidbelasting tussen respectievelijk boven de genoemde waarden. A > 50 is het oppervlak van het gebied met een geluidbelasting van meer dan 50 dB(A).*



*Figuur 4.1-4: Indicatorwaarden op basis van standaard (MV5) en opgehoogde geluidbelasting voor studiegebied Gelderland A > 50 is het oppervlak van het gebied met een geluidbelasting van meer dan 50 dB(A).*

In Tabel 4.1-1 is de relatieve gevoeligheid van de indicatorwaarden voor generieke veranderingen in de geluidbelasting weergegeven. De relatieve gevoeligheid,  $S_{\Delta}$ , van de indicatoren voor een generieke verandering in de geluidbelasting,  $\Delta$ , per dB verandering, is gedefinieerd als:

$$S_{\Delta} = \frac{I_{\Delta} - I_{nom}}{I_{nom}} \cdot \frac{1}{\Delta} \quad (1),$$

met  $I_{nom}$  de indicatorwaarde die volgt uit de geluidbelasting zoals die wordt berekend met de nominale invoergegevens en -instellingen.  $I_{\Delta}$  is de waarde die wordt verkregen na generieke verandering van deze geluidbelasting.

Voorbeeld: Een gevoeligheid van het geluidbelast oppervlak van 0,3 voor een veronderstelde, te lage inschatting van de emissie met 1 dB(A), houdt in dat bij verhoging van de geluidemissie met 1 dB(A), deze indicator met 30% zal toenemen.

*Tabel 4.1-1: Relatieve gevoeligheid van indicatoren voor generieke verandering van de geluidbelasting, per dB verandering. In de linkerkolom staat de waarde waarmee de geluidbelasting is veranderd (in dB's). De vetgedrukte waarden zijn verkregen uit de berekening op heel Nederland (MB2000); de normaal gedrukte waarden gelden voor de berekening op de studiegebieden van Leiden en Gelderland. Inw 51-65 dB(A) en inw > 65 dB(A) betreft het aantal inwoners met een berekende jaargemiddelde geluidbelasting tussen respectievelijk boven de genoemde waarden. A > 50 is het oppervlak van het gebied met een geluidbelasting van meer dan 50 dB(A). De normoverschrijding in stiltegebieden heeft betrekking op het areaal aan stiltegebieden waar de jaargemiddelde geluidbelasting (LAeq\_24 uur) hoger is dan 40 dB(A).*

$\Delta$	Inw. 51-65 dB(A)	Inw. > 65 dB(A)	A > 50 dB(A)	%Hinder	%Ernstige Hinder	Normoverschrijding stiltegebieden
-3	<b>-0,03</b>	<b>-0,2</b>	<b>-0,04</b>	<b>-0,05</b>	<b>-0,08</b>	
-1	<b>-0,07</b>	<b>-0,4</b>	<b>-0,09</b>	<b>-0,1</b>	<b>-0,08</b>	
+1	<b>0,04</b>	<b>0,6</b>	<b>0,09/0,08</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	0,3
+2	0,03	1,4	0,02	-		
+3	<b>0,02</b>	<b>0,3</b>	<b>0,04/0,1</b>	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	0,3

Uit de tabel blijkt dat het aantal inwoners met een geluidbelasting hoger dan 65 dB(A), beduidend gevoeliger is voor onnauwkeurigheden in de geluidbelasting dan de overige indicatoren. Voor een berekening voor heel Nederland kan de gevoeligheid oplopen tot 0,6 per dB. Op basis van de berekening voor Leiden wordt zelfs een gevoeligheid van 1,4 per dB gevonden. Deze gevoeligheid impliceert dat bij een onnauwkeurigheid in de berekening van de geluidbelasting van 1 dB, rekening moet worden gehouden met een onzekerheid in het berekende aantal inwoners met een geluidbelasting van meer dan 65 dB(A), die groter is dan deze waarde. De verklaring voor deze grote gevoeligheid is met name gelegen in het feit dat de relatief hoge niveaus van 65 dB(A) altijd optreden op locaties dicht bij de wegen (tot enkele tientallen meters). Op deze locaties begint in veel gevallen de eerstelijns bebouwing. Een relatief kleine verandering in de belasting leidt daardoor tot een relatief grote verschuiving in het aantal geluidbelaste woningen.

De gevoeligheden van de andere indicatoren liggen tussen 'enkele procenten' tot 'enkele tientallen procenten' per dB. Het aantal inwoners met een geluidbelasting die ligt tussen 50

en 65 dB(A) is het ongevoeligst voor onnauwkeurigheden in de berekening van de geluidbelasting (maximaal 7%/dB).

Overigens blijkt uit de tabel dat de gevoeligheden niet-lineair samenhangen met de generieke geluidbelastingsvariatie. Dit blijkt uit het feit dat de gevoeligheden afhankelijk zijn van de mate en het teken van de generieke aanpassing. Dit houdt in dat de nauwkeurigheid niet alleen van invloed is op de onzekerheid in de absolute indicatorwaarden maar ook op relatieve 'trend' waarden.

De gevoeligheden uit Tabel 4.1-1 kunnen worden gebruikt om te schatten hoe groot de invloed is op de trends voor wegverkeersgeluid. In de MV5 wordt voor 2030 een toename in de geluidbelasting door het wegverkeer van ruim 2 dB(A) verwacht. Deze toename leidt bijna tot een verdubbeling van het aantal blootgestelden (> 65 dB(A)). Dit strookt met de tabelwaarden van 0,3 (bij 3 dB generieke verhoging) en 0,6 dB (bij 1 dB generieke verhoging) per dB voor de gevoeligheid van het aantal inwoners met een geluidbelasting van meer dan 65 dB(A). Indien de geluidbelasting over heel Nederland voor het referentiejaar gemiddeld echter met 1 dB zou zijn overschat (de helft van de veronderstelde maximale onnauwkeurigheid in de gemiddelde geluidbelasting) dan zou de blootstelling (> 65 dB(A)) in het referentiejaar slechts zo'n 60% hebben bedragen van de nu berekende waarde. Bij een toename van de geluidbelasting met 2 dB zou de geluidbelasting vervolgens met bijna 170% toenemen (tot 160% van de nu berekende waarde voor het referentiejaar). In dit voorbeeld is de gevoeligheid van de trendwaarden voor onnauwkeurigheid in de berekende geluidbelasting dus vrijwel gelijk aan de gevoeligheid van de absolute waarden (eveneens 70% bij een systematische fout van 2 dB). In veel gevallen is de gevoeligheid van de trends echter kleiner dan die van de absolute waarden.

## 4.2 Parameterstudie

Naast de nauwkeurigheid van de berekening van de geluidbelasting, zal de ruimtelijke discretisatie en de daarmee samenhangende schematisering van invloed zijn op de modelresultaten. De ruimtelijke discretisatie, 'het rekenen op een rooster (grid)', heeft als consequentie dat alleen op de bron- en ontvangerpunten waarden kunnen worden toegekend aan de modelparameters. De keuze van de waarden is dan ook afgestemd op 'de gemiddelde situatie' in de cel van het betreffende gridpunt. Ook de berekende geluidbelasting dient te worden geïnterpreteerd als een gemiddelde waarde voor de gehele cel en niet als de geluidbelasting ter plekke van het celmidden.

Uit eerdere berekeningen is bekend dat de indicatorwaarden gevoelig zijn voor de resolutie van het rekenrooster, kortweg de 'gridgrootte', de maximale afstand tussen bron en ontvanger(punt) waarvoor de overdracht wordt berekend ( $D_{max}$ ) en de aanname over de afstand van de (spoor)weg tot de eerstelijns bebouwing ( $D_{elb}$ ). Afhankelijk van de bron (spoor- of wegverkeer) en het type weg worden verschillende waarden voor  $D_{max}$  en  $D_{elb}$  aangehouden. In Tabel 4.2-1 wordt een overzicht gegeven van de nominale waarden.

Tabel 4.2-1: Nominale waarden voor gridgrootte, afstand tot eerstelijns bebouwing en maximale rekenafstand. (in meters).

Gridgrootte	Spoorwegen		Rijkswegen		Provinciale wegen		Gemeentelijke wegen	
	$D_{max}$	$D_{elb}$	$D_{max}$	$D_{elb}$	$D_{max}$	$D_{elb}$	$D_{max}$	$D_{elb}$
100	2500	15	2500	25	1500	15	500	12,5

In NOISTOL, dat is het deel van de EMPARA-programmatuur waar de overdracht wordt berekend, wordt onderscheid gemaakt tussen de afstand tot de eerstelijns bebouwing (hier  $D_{elb}$  in NOISTOL *X11bbsource*) in een bebouwde broncel en de veronderstelde minimale afstand die een ontvangerpunt tot een ‘bronzpunt’ (feitelijk snijpunt van bissectrice met wegstuk) moet hebben (in NOISTOL *Rforbid*).  $D_{elb}$  wordt gebruikt in de berekening van  $D_{huis}$ . De gegeven gestandaardiseerde waarden voor  $D_{elb}$  worden bij de berekening enkel gebruikt indien een broncel (d.i. een cel waardoor een wegstuk loopt) als ‘bebouwd’ is aangemerkt. In alle andere gevallen wordt deze bepaald aan de hand van de bissectrice vanuit de hoek die wordt opgespannen door het receptorpunt en de eindpunten van het lijnstuk. Op het geluidniveau in de broncel heeft  $D_{elb}$  geen invloed. De NOISTOL-parameter *Rforbid* is opgenomen om te vermijden dat de geluidsniveaus in de broncellen onrealistisch hoog worden op het moment dat het midden van een gridcel op of vlakbij een weg ligt. Daartoe wordt de werkelijke afstand tussen ‘bronzpunt’ en receptorpunt vervangen door een minimale afstand indien de werkelijke afstand kleiner is dan de minimale afstand. De minimale afstand is standaard gelijk aan  $D_{elb}$ .

Pas tijdens de analyse van de resultaten van de parameterstudie bleek dat NOISTOL de afstand tot de eerstelijns bebouwing en de minimale afstand tussen bron- en receptorpunt onafhankelijk van elkaar gebruikt en bleek de minimale afstand dus niet gevarieerd te zijn. Waarschijnlijk heeft de minimale afstand slechts marginale invloed op het aantal geluidbelaste woningen in de klasse van 51-65 dB(A) en op het geluidbelaste oppervlak. Dit zal niet gelden voor het aantal hoogbelaste woningen. Er wordt daarom aanbevolen om de gevoeligheid van de minimale afstand nog een keer apart te bepalen.

Gridgrootte, afstand tot eerstelijns bebouwing (en de minimale afstand) en maximale rekenafstand zijn niet de enige parameters, die mogelijk invloed hebben op de uitkomsten. In de vorige hoofdstukken is al gebleken dat ook de schematisering van de bebouwing (hoogte en dichtheid) en de wegen (hoogteligging) invloed hebben. In deze studie is gekozen voor de gridgrootte en de maximale rekenafstand vanwege het feit dat bij deze parameters de keuze wordt beperkt door de rekentijd. Voor de gestandaardiseerde afstand tot de eerstelijns bebouwing is gekozen vanwege het feit dat de schatting van deze parameter niet eenvoudig valt te verbeteren.

De berekeningen voor de parameterstudie zijn uitgevoerd op de eerder aangeduide studiegebieden van Leiden en Gelderland (zie Figuur 4.1-1 en Figuur 4.1-2). Op het studiegebied van Leiden zijn 25 berekeningen uitgevoerd. De genoemde parameters zijn als volgt gevarieerd:

- $D_{max}$  voor binnenstedelijke wegen opgehoogd met 250 m tot 750 m,

- $D_{max}$  voor provinciale wegen opgehoogd met 1500 m en 3500 m tot 3000 respectievelijk 5000 m,

- $D_{max}$  voor rijkswegen opgehoogd met 1500 m en 3500 m tot 4000 respectievelijk 6000 m,

- $D_{elb}$  voor binnenstedelijke wegen zowel verlaagd als verhoogd met 2,5 m tot 10 respectievelijk 15 m,

- $D_{elb}$  voor rijkswegen zowel verlaagd met 5 m tot 20 m als verhoogd met 25 m tot 50 m.

De genoemde variaties van  $D_{elb}$  voor binnenstedelijke wegen en rijkswegen zijn zowel op 100 als op 25 m grids doorgerekend.

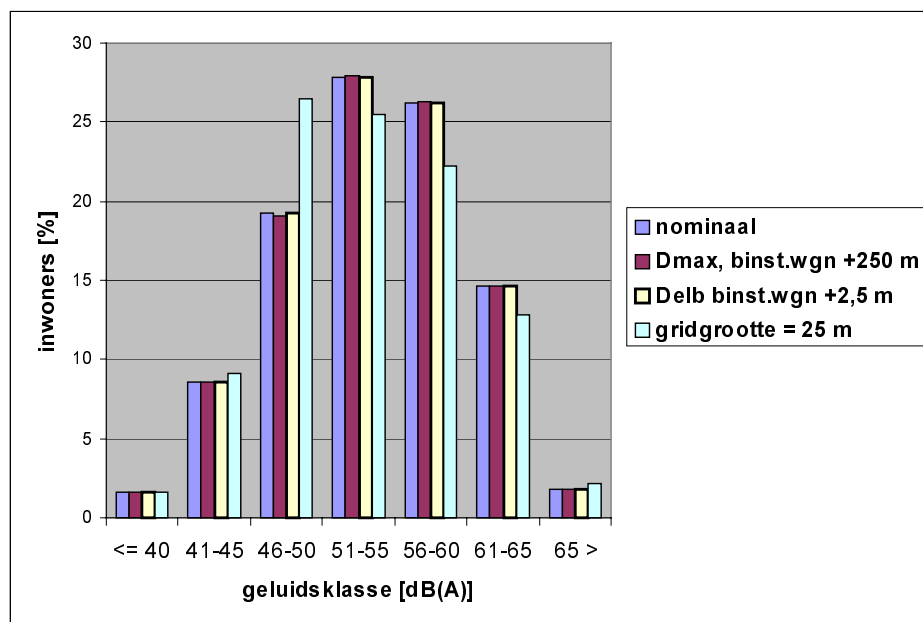
Op het studiegebied van Gelderland zijn 18 cases doorgerekend. Het betreft:

- $D_{max}$  voor binnenstedelijke wegen opgehoogd met 250 m tot 750 m,

- $D_{max}$  voor provinciale en rijkswegen opgehoogd met 2500 m en 7500 m tot 4000 en 9000 m, respectievelijk 5000 en 10000 m.

-Verlaging van de gridgrootte van 100 m naar 25 m.

Op beide studiegebieden zijn de berekeningen uitgevoerd met de verkeersgegevens zoals die in het kader van de vijfde Milieuverkenning zijn gebruikt voor het referentiejaar (1995). Om de invloed van de parameterwaarden op de trends te kunnen vaststellen zijn de indicatoren wederom berekend met en zonder generieke verhoging van de geluidbelasting. Figuur 4.2-1 geeft de verdeling van de geluidbelasting op het studiegebied van Leiden voor enkele variaties in  $D_{max}$ ,  $D_{elb}$  en de gridgrootte. Figuur 4.2-2 geeft deze verdeling voor het studiegebied van Gelderland.



Figuur 4.2-1: Verdeling geluidbelasting Leiden naar klassen van 5 dB(A), bij variatie van  $D_{max}$ ,  $D_{elb}$  en gridgrootte





De relatieve gevoeligheid is enigszins afwijkend van verg. 1 gedefinieerd:

$$S = \frac{I_{var} - I_{nom}}{I_{nom}} \quad (2),$$

met  $I_{nom}$  de indicatorwaarde die volgt uit de geluidbelasting zoals die wordt berekend met de ‘standaard’ invoergegevens en met de standaard EMPARA-instellingen.  $I_{var}$  is de waarde die wordt verkregen indien één of meerdere parameters worden gevarieerd.

Voor het binnenstedelijke gebied geldt een gevoeligheid van maximaal -16% (aantal inwoners boven 65 dB(A)) voor de gridgrootte. Deze gevoeligheid neemt echter af tot -5% bij generieke verhoging van de geluidbelasting. Dit wordt veroorzaakt doordat generieke verhoging met 2 dB(A) leidt tot een verdubbeling van het aantal woningen met een geluidbelasting van meer dan 65 dB(A). Hierdoor wordt de gevoeligheid voor de gridgrootte relatief kleiner. Zoals verwacht mag worden is de gridgrootte slechts marginaal van invloed op de resultaten voor het landelijke (Gelderse) gebied.

Verder blijkt dat de berekende indicatoren voor het binnenstedelijke gebied ongevoelig zijn voor vergroting van de maximale rekenafstand. Alleen een vergroting van de maximale rekenafstand voor rijkswegen tot 6000 m is nog enigszins van invloed op het percentage inwoners dat is blootgesteld aan niveaus tussen de 50 en 65 dB(A) en op het geluidbelast oppervlak. Deze gevoeligheden zijn echter beperkt tot maximaal 3 procent.

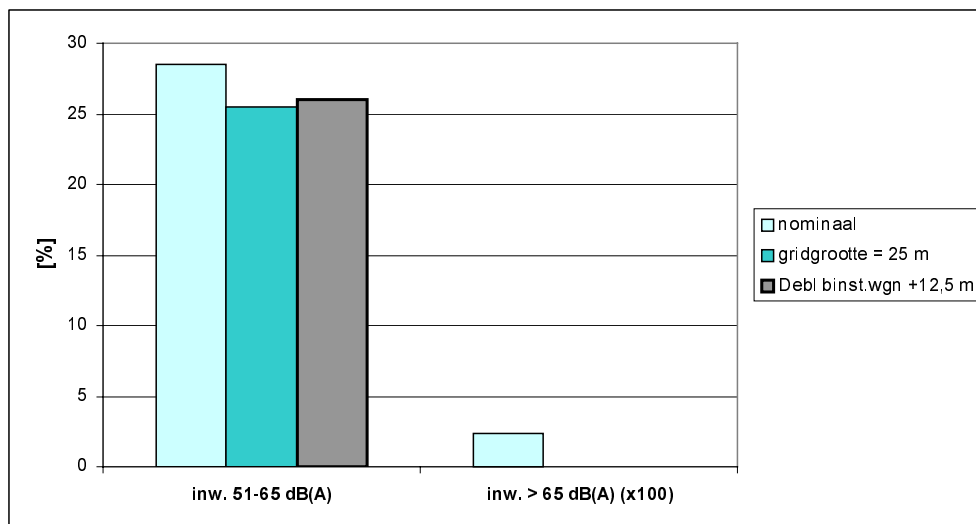
Een heel ander beeld geeft de vergroting van de afstand tot de wegen in het landelijke gebied. Hier verdubbelt het areaal met normoverschrijding in stiltegebieden (boven 40 dB(A)  $L_{Aeq24uur}$ ) ruwweg als de maximale rekenafstand wordt vergroot tot 10000 m. Deze toename blijft beperkt tot 12% als gekeken wordt naar het totale geluidbelaste oppervlak (boven 50 dB(A)).

Opvallend is dat de binnenstedelijke resultaten (Leiden) slechts in zeer geringe mate gevoelig zijn voor de afstand tot de eerstelijns bebouwing. Nadere analyse leert dat een variatie van 2,5 m in deze afstand, op een standaard afstand van 12,5 m, in matig tot zeer sterk stedelijk gebied (bebouwingshoogte tussen 5 en 20 m), op geen enkele locatie achter de eerstelijns bebouwing aanleiding geeft tot een verandering in de geluidbelasting die groter is dan 1 dB. Tot een afstand van 100 m is de verandering zelfs geringer dan 0,2 dB.

Voor de volledigheid dient te worden opgemerkt dat de vastgestelde gevoeligheden samenhangen met het aggregatieniveau waarop de resultaten gepresenteerd worden. Bij de bepaling van de blootstelling naar geluidklassen zal over het algemeen een ‘ongevoeliger’ resultaat worden verkregen als de geluidklassen ‘breder’ worden gekozen. Een zelfde opmerking gaat op voor de samenstelling van de geluidbelasting door verschillende bronnen. In het voorbeeld van Leiden is de geluidbelasting bepaald door de bijdragen van het verkeer op de rijkswegen, de provinciale wegen en de binnenstedelijke wegen. Het mogelijke effect van de verandering van de maximale rekenafstand voor binnenstedelijke wegen, wordt in dit voorbeeld ‘gedempt’ door de bijdrage van de provinciale en rijkswegen. Tot slot is de gebiedsgrootte van invloed. De afhankelijkheid van de mate van cumulatie en gebiedsgrootte blijkt bijvoorbeeld uit eerdere berekeningen aan de geluidbelasting door binnenstedelijk wegverkeer in Emmen (Ref. 19). In Figuur 4.2-3 wordt voor deze berekening de gevoeligheid

voor gridgrootte en de afstand tot de eerstelijns bebouwing getoond. Vanwege het geringe aantal woningen (10) dat in Emmen door het binnenstedelijk wegverkeer wordt belast met een niveau van meer dan 65 dB(A), is deze waarde ‘oneindig’ gevoelig voor verandering van de gridgrootte en de afstand tot de eerstelijns bebouwing.

Om redenen van rekentijd kan de invloed van de parametrisatie op de landsdekkende berekening niet worden onderzocht. Er mag echter worden aangenomen dat de gevoeligheden voor de parametrisatie, in het geval van landsdekkende berekeningen, kleiner zijn dan de gevoeligheden voor fouten die samenhangen met de modellering. Dit vanwege het ‘dempende’ effect van een bepaling op een grotere schaal. In de vorige paragraaf is aangegeven dat deze gevoeligheden voor modelnauwkeurigheid liggen tussen ‘enkele procenten’ tot ‘enkele tientallen procenten’ en in het geval van de blootstelling aan niveaus boven 65 dB(A) oplopen tot een factor 2.

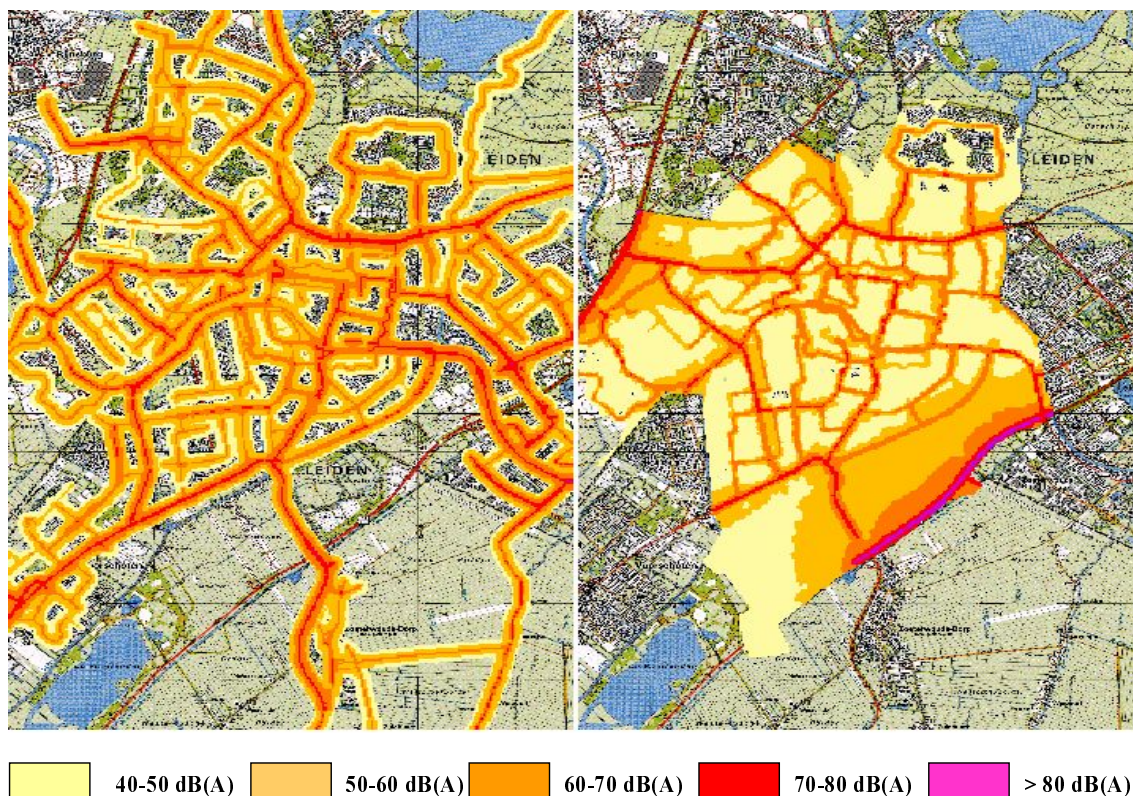


*Figuur 4.2-3: Verdeling geluidbelasting Emmen bij verandering van gridgrootte en afstand tot eerstelijns bebouwing. Bij een gridgrootte van 25 m en bij vergroting van de afstand tot de eerstelijns bebouwing met 12,5 m bedraagt het berekende percentage inwoners met een geluidbelasting boven 65 dB(A) 0 procent.*

### 4.3 Vergelijking met URBIS

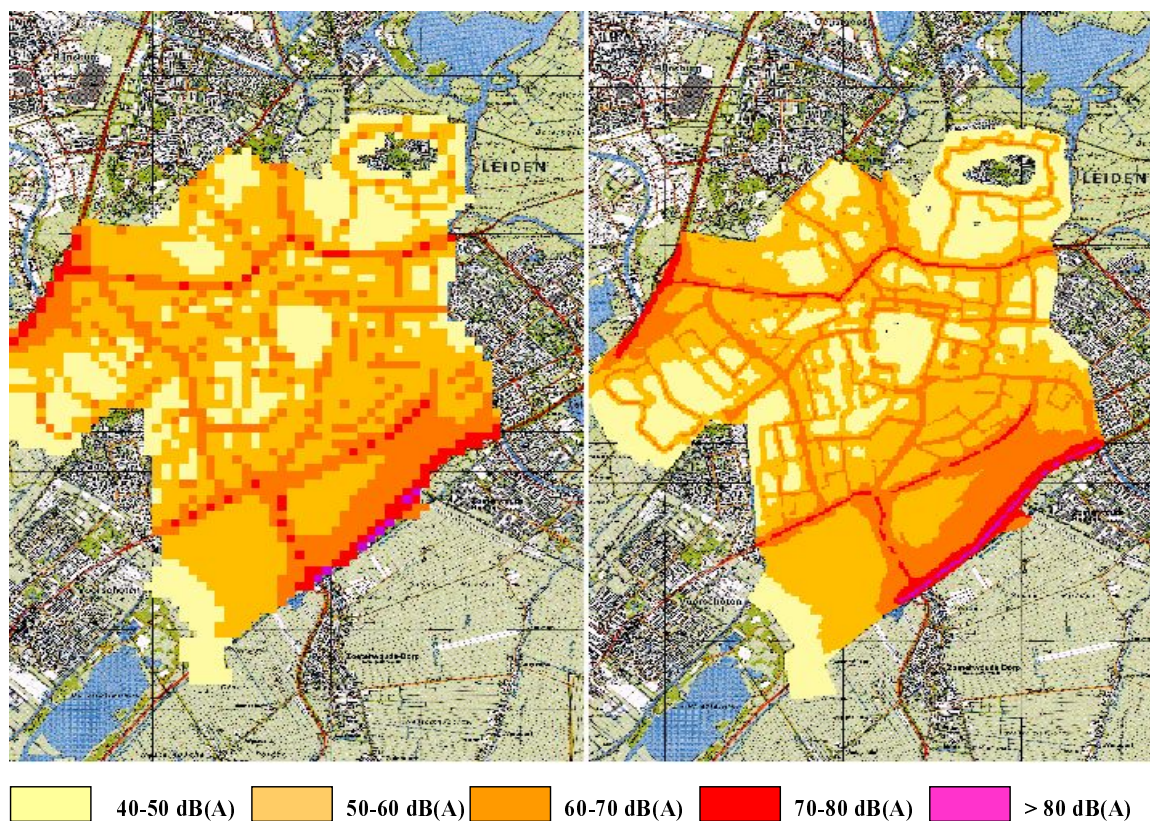
Door TNO is een computersysteem ontwikkeld, URBIS, waarmee op stedelijke schaal de milieukwaliteit in beeld kan worden gebracht. Dit model volgt in grotere mate dan bij EMPARA het geval is de wettelijke methodes voor de berekening van geluid. Het gebruik van URBIS vergt daardoor een grotere inspanning op het gebied van de karakterisering van de omgeving en de acquisitie van invoergegevens. Lokaal mag verwacht worden dat de onzekerheid in de berekeningsresultaten van URBIS kleiner zal zijn dan die van EMPARA. Voor een volledige beschrijving van URBIS wordt verwezen naar de TNO-publicaties over URBIS (Ref. 20).

Om een idee te krijgen van de mate waarin URBIS en EMPARA verschillen in de geaggregeerde resultaten, is aan TNO de ruimtelijke verdeling van de geluidbelasting gevraagd die met URBIS voor (een deel van) Leiden is berekend. Vervolgens is deze verdeling ook met EMPARA berekend. Hierbij is zoveel mogelijk uitgegaan van dezelfde routebestanden en verkeersgegevens als URBIS. In eerste instantie is dit gebeurd op exact dezelfde routebestanden (uit de Verkeers Milieu Kaarten, VMK's). Het resultaat van deze vergelijking wordt getoond in Figuur 4.3-1. In deze berekening is destijds uitgegaan van de 'oude' objectdemping waardoor onrealistisch lage geluidwaarden werden berekend op grotere afstanden van de VMK-wegen. Deze lage waarden voor de geluidbelasting komen in de URBIS-verdeling niet voor, doordat wordt gewerkt met een probabilistische schatting van het geluid van het verkeer op geluidluwe wegen. Dit leidt feitelijk tot een ondergrens aan de geluidbelasting in de relatief rustige gebieden.



*Figuur 4.3-1: Geluidbelasting Leiden vanaf 40 dB(A) in 5 geluidsklassen van 10 dB volgens EMPARA met oorspronkelijk VMK-routebestand (links) en volgens URBIS (rechts)*

Omdat de oorzaak van deze lage geluidwaarden in het EMPARA-resultaat destijds echter niet duidelijk was, is gekozen om over te stappen op een ander routebestand, het Basisnetwerk (BASNET). Dit netwerk biedt tevens de mogelijkheid om de binnenstedelijke verkeersintensiteiten op basis van een wegtypering, landsdekkend te schatten. Nadat de VMK-verkeersgegevens op het BASNET waren overgezet en daarnaast de modellering van de objectdemping was aangepast, is de vergelijking opnieuw uitgevoerd. Het resultaat van een berekening met EMPARA op een grid van 100 m respectievelijk 25 m wordt getoond in Figuur 4.3-2.

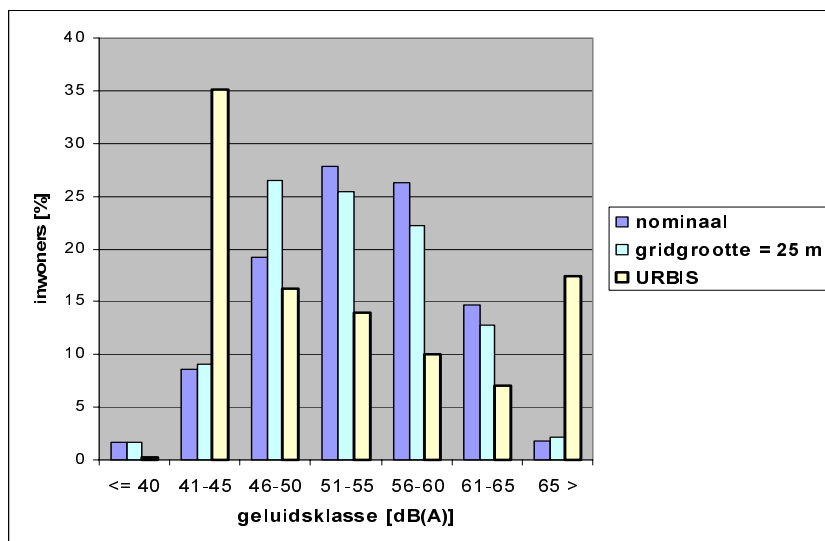


*Figuur 4.3-2: Geluidbelasting Leiden vanaf 40 dB(A) in 5 geluidsklassen van 10 dB volgens EMPARA op 100×100 m grid (links) en op 25×25 m grid (rechts)*

In de EMPARA-verdeling worden de waarden in de ‘rustige’ gebieden bepaald door de minder drukke wijkonsluitingswegen, die in het BASNET wel zijn opgenomen maar (deels) dus niet in de VMK. Daarnaast wordt in EMPARA nu dus uitgegaan van een geringere demping door de bebouwing dan in URBIS (zie paragraaf 2.2.6) waardoor met name de grotere wegen een duidelijke groter invloedsgebied kennen.

Uit de verdelingen blijkt dat de gridgrootte alleen lokaal leidt tot afwijkende geluidwaarden. Vergelijking met Figuur 4.3-1 toont aan dat het EMPARA-resultaat wel significant afwijkt van het URBIS-resultaat. Dit wordt nog eens geïllustreerd in Figuur 4.3-3.

De URBIS-berekening leidt tot veel meer inwoners in de geluidklasse beneden 45 dB(A) (ruim 35% versus ruim 10%) én boven 65 dB(A) (17% versus 2%). Deze verschillen hebben waarschijnlijk te maken met de wijze waarop de objectdemping is gemodelleerd. De URBIS-modellering leidt rond de eerstelijns bebouwing in veel gevallen tot waarden die enkele decibellen hoger liggen dan de EMPARA-modellering. Op wat grotere afstand leidt de grotere objectdemping die in URBIS wordt toegepast daarentegen tot lagere waarden. Met name het grote verschil in het percentage hoogbelaste woningen is aanleiding om nog eens kritisch te kijken naar de modellering van  $D_{huis}$ . Hierbij gaat het met name om de verwaarlozing van het effect van reflectie van geluid op de eerstelijnsbebouwing. Dit effect zal nauwelijks een rol hebben gespeeld bij de validatiemetingen zoals die zijn beschreven in paragraaf 3.2.



Figuur 4.3-3: Verdeling geluidbelasting volgens EMPARA (nominaal (100 m) en met kleinere gridgrootte van 25 m) en volgens URBIS

## 4.4 Resumé

In een gevoeligheidsstudie is gekeken naar de invloed van modelonnauwkeurigheid (zoals besproken in de voorafgaande hoofdstukken) en de uitvoering van berekeningen op een netwerk van discrete punten, op de geaggregeerde modelresultaten zoals het aantal blootgestelde inwoners en het geluidbelaste oppervlak.

Over het algemeen liggen de gevoeligheden van de geaggregeerde modelresultaten, zowel absoluut als trendmatig, tussen ‘enkele procenten’ tot ‘enkele tientallen procenten’.

Uitzonderingen vormen de omvang van de blootstelling aan niveaus boven 65 dB(A) en de mate van normoverschrijding in stiltegebieden. De blootstelling aan niveaus boven 65 dB(A) is met name gevoelig voor de modelonnauwkeurigheid. Bij een gesimuleerde ‘overall’ onnauwkeurigheid van 1 à 2 dB kan het aantal inwoners met een geluidbelasting van meer dan 65 dB(A) verdubbelen. In deze ‘*worse case*’ situatie is de onzekerheid in de nominale waarde gelijk aan de nominale waarde zelf. De relatief grote gevoeligheid van deze indicator hangt met name samen met het feit dat de 65 dB(A) locaties in veel binnenstedelijke situaties samenvallen met de eerstelijns bebouwing.

De mate van normoverschrijding in stiltegebieden blijkt in hoge mate afhankelijk van de maximale rekenafstand tussen bron (weg) en ontvangerpunt. Bij vergroting van deze afstand met 7,5 km ten opzichte van de nominale waarde van 2,5 km, wordt een ongeveer twee maal zo groot stiltegebiedenareaal met normoverschrijding berekend. Of vergroting van de maximale rekenafstand leidt tot betrouwbaardere resultaten is echter niet duidelijk. Over deze vergroting kan pas worden beslist na validatie van de modellering voor de geluidoverdracht over afstanden groter dan enkele kilometers.

Tot slot is een resultaatvergelijking uitgevoerd met het meer deterministisch URBIS model van TNO. URBIS berekent een bijna 4 maal zo groot aantal woningen of inwoners met een lage geluidbelasting (< 45 dB(A)) en een bijna 8 maal zo groot aantal woningen of inwoners met een hoge geluidbelasting (> 65 dB(A)) dan EMPARA. Met name het verschil in het percentage hoogbelaste woningen is aanleiding om nog een kritisch te kijken naar de

modellering van  $D_{huis}$ . Het gaat dan met name om het effect van reflectie van geluid op de eerstelijnsbebouwing. Dit effect wordt in de huidige modellering niet meegenomen.

## 5 Conclusies en aanbevelingen

Het EMPARA model ('Environmental Model for Population And Risk Analysis') wordt door het RIVM gebruikt om de omvang en effecten van geluidverstoring op landelijke schaal te berekenen en te presenteren. Om zicht te krijgen op de onzekerheid in de geaggregeerde modelresultaten van EMPARA is een aantal studies uitgevoerd op het gebied van modelvergelijking, validatie en gevoeligheidsanalyse. De belangrijkste resultaten en conclusies zijn:

- Vanwege de vereenvoudiging van de modellering van de geluidemissie en –overdracht ten opzichte van de uitgebreide, standaard rekenvoorschriften voor weg- en railverkeersgeluid én de toepassing van EMPARA buiten het validatiegebied van deze rekenvoorschriften, mag verwacht worden dat EMPARA lokaal, met name in (sterk) stedelijke situaties, zeer grote afwijkingen (tot 20 dB) van de werkelijke niveaus zal laten zien. In enkele situaties, met name waar geluidschermen zijn toegepast, zullen de afwijkingen systematisch en grootschaliger van aard zijn.
- De nauwkeurigheid van de 'gemiddelde' geluidbelasting op een gebied ter grootte van minimaal een middelgrote stad, wordt geschat op enkele decibellen. Deze nauwkeurigheid laat zich vertalen in een betrouwbaarheidsmarge voor de geaggregeerde, modeluitkomsten (indicatoren) van enkele tientallen procenten van de middenwaarden. Uitzonderingen vormen de omvang van de blootstelling aan hoge waarden voor de geluidbelasting (> 65 dB(A)) en de omvang van normoverschrijding in stiltegebieden. De onzekerheden in deze indicatoren zijn zowel in absolute als relatieve zin in de orde van de middenwaarden.
- Op basis van de vastgestelde modelnauwkeurigheid en de betrouwbaarheid van de uitkomsten, kan gesteld worden dat EMPARA met name geschikt is voor evaluaties zoals die in het kader van een Milieuverkenning worden uitgevoerd. De geconstateerde onzekerheden worden hierbij 'uitgedempt' doordat wordt gekeken naar grote gebieden (veelal heel Nederland), bronnen (deels) worden gecumuleerd en in eerste instantie wordt gekeken naar 'autonome' ontwikkelingen van enige omvang. Deze voordelen zijn niet, of in mindere mate aanwezig, als wordt gevraagd naar de doorrekening van specifieke bron- of overdrachtsmaatregelen of als situaties op kleinere schaal worden beschouwd. Een beoordeling van de modeluitkomsten door deskundigen is dan onontbeerlijk om te kunnen komen tot robuuste beleidsadviezen.
- De nauwkeurigheid dient verder verbeterd te worden als het gaat om het gebruik van EMPARA als instrument voor de jaarlijkse monitoring van de geluidssituatie in Nederland. De huidige nauwkeurigheid leidt nog in te grote mate tot onzekerheid in de indicatoren die groter is dan de jaarlijkse veranderingen in de geluidbelasting. Om tot verbetering te komen wordt een aantal aanbevelingen gedaan. In volgorde van urgentie:

- verbetering en validatie van de modellering van de schermwerking en van de ZOAB-werking in combinatie met schermen<sup>2</sup>,
- onderzoek naar de mogelijkheden om de betrouwbaarheid van het berekende aantal hoogbelaste woningen (boven 65 dB(A)) te verbeteren,
- verbetering van de ruimtelijke gegevens, met name de hoogteligging van wegen en de classificatie van de stedelijke omgeving voor de bepaling van bebouwingshoogte en – dichtheid,
- experimentele validatie van de overdrachtsmodellering in (sterk) stedelijk gebied,
- experimentele validatie van de modellering van de geluidoverdracht over grote afstanden in het ‘vrije veld’ en over grote wateroppervlakten en eventueel navolgende vergroting van de maximale rekenafstand bij de berekening van normoverschrijding in stiltegebieden,
- het uitvoeren van modelvergelijkingen, bij voorkeur met URBIS om een verklaring te vinden voor de (te) grote verschillen tussen de uitkomsten van URBIS en EMPARA.

Uiteraard krijgen bovenstaande punten pas een maximale uitwerking als gelijktijdig wordt gewerkt aan de verbetering van basisgegevens die nodig zijn voor de berekening van de omvang en ruimtelijke verdeling van de emissies en als de berekening van de emissies wordt aangepast aan de laatste inzichten.

---

<sup>2</sup> Zoals eerder gemeld is deze verbetering inmiddels gerealiseerd



## Literatuur

- 1 Naar een Landelijk Beeld van Verstoring, Publikatiereeks Verstoring, VROM-DGM, rapport nr. 12/97, 1997
- 2 Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaaai, Wet Geluidhinder, Staatsuitgeverij, Den Haag, 1981
- 3 Reken- en Meetvoorschriften Railverkeerslawaaai '96, Publicatiereeks Verstoring nr. 14/97, Ministerie van VROM
- 4 Hoogwerff, J., van Blokland, G., Herziening Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaaai, Driemaal is scheepsrecht !, proc. Nationaal Congres Geluid- en Trillingen, Rotterdam, 8 november 2000
- 5 van Leeuwen, J.J.A., Standaard rekenmethode; nauwkeurigheid of onnauwkeurigheid, Geluid, nr. 4, september 2000, pp. 97-100
- 6 de Graaff, E., Geluid van wegvoertuigen 1974-1999: samenhang tussen emissiekentallen, typekeuringsresultaten en techniek, opgenomen in RIVM-rapport 'Bijdragen aan het Colloquium 'Verkeer, Milieu en Techniek', Bilthoven, 29 juni 2000, RIVM rapport 773002 016
- 7 Rekenmodel goederentreinen ter goedertrouw, Achtergronden voor een zinvolle validatie van geluidsemissieformules, Geluid nr. 1 maart 2000
- 8 Level of driveline noise and tyre/road noise of passenger cars in urban and sub-urban driving, a pilot study, M+P, rapport nr. MVM.95.3.1, juni 1997
- 9 Janssen, P.H.M., NOISTOL-beschrijvingen, RIVM interne notities, 1998-2000
- 10 Salomons, E.M., Effectiviteit van geluidschermen op de tocht, Geluid, Nr. 5, december 2000, pp. 131-133
- 11 Salomons, E.M., Reduction of the performance of a noise screen due to screen-induced wind-spread gradients, Numerical computations and wind-tunnel experiments, J. Acoust. Soc. Am. Vol 105, pp. 2287-2293, 1999
- 12 VDI-richtlijn 2714, Schallausbreitung im Freien, 1980
- 13 Kuttruff, J.A., A mathematical model for noise propagation between buildings, J, Sound and Vibration, 1982, nr. 85, pp. 115-128

- 14 Jabben, J., Doelen en opties meetnet geluid, Haalbaarheidsstudie monitoren van geluidemissies wegverkeer op rijkswegen, RIVM, rapport nr. 725201.201, maart 2000
- 15 Gilbert, K.E., White, M.J., Application of the parabolic equation to sound propagation in a refracting atmosphere, J. Acoust. Soc. Am., Vol. 85, pp. 630-637, 1989
- 16 Salomons, E.M., de Roo, F., Modeling of aircraft noise propagation, NAG Journaal, Vol. 147, pp. 31-43, 1999
- 17 Gerretsen, E., Validatie overdrachtsmodel geluid voor LBV, TNO-TPD, HAG-MEM-000008, januari 2000
- 18 van Leeuwen, J.A., Sturru, L.P., Metingen van de verzwakking van wegverkeerslawaaï in woonwijken voor validatie van het RIVM-model 'het Landelijk Beeld van Verstoring, JDGMR, L.99.1325.A, juni 2000 (concept)
- 19 Dassen, A.G.M., Dolmans, J.H.J., Jabben, J., Hamminga, N.A.R., Hoffmans, W.H., Nijland, H.A., Geluid in de vijfde Milieuverkenning, Achtergronden, RIVM rapport 408129009, Bilthoven, 2000
- 20 Urbis, instrument voor Lokale Milieuverkenningen, TNO-rapport PG/VGZ/99.039, TNO, Leiden, 1999

## Bijlage 1: Beknopte beschrijving modellering geluidbelasting in EMPARA

In EMPARA wordt de geluidbelasting primair beschreven met het A-gewogen equivalente geluidniveau  $LAeq$  voor een etmaalperiode, met of zonder ‘weging’ voor de dag-, (avond-) en nachtperiode ( $L_{etmaal}$  respectievelijk  $LAeq_{24uur}$ ), waarbij wordt gemiddeld over de periode van een jaar. Het  $LAeq$  in een receptorpunt voor een etmaalperiode wordt bepaald door de geluidemissie van de bron in die etmaalperiode en door de geluidtransmissie tussen de betreffende bron en de betreffende receptor:

$$LAeq = 10 \log \sum_{i=1}^N 10^{(E_i - T_i)/10} \quad (B1.1)$$

waarbij  $E_i$  de emissie is en  $T_i$  de transmissie van de betreffende  $i$ -de deelbron is naar de receptor. Voor de eenvoud worden in het vervolg van het verhaal de formules gegeven voor de geluidbelasting op een receptorpunt ten gevolge van één bron. De indices ‘ $i$ ’ komen hierdoor verder te vervallen. Verder worden hier alleen de formules voor het geluid door wegverkeer gegeven.

### *Emissie door wegverkeer*

De emissie van een bronsegment (lees: een wegvak) wordt bepaald aan de hand van de intensiteiten en de snelheden van het verkeer op het betreffende wegvak. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen 3 (4 als motoren apart worden beschouwd) voertuigcategorieën. Voor de totale emissie van het licht, het middelzware en het zware verkeer geldt:

$$E = 10 \cdot \log \sum_{c=1}^{3(4)} 10^{\frac{E_c}{10}} \quad (B1.2)$$

$$E_c = a_c + b_c \cdot V_c + 10 \cdot \log \left( \frac{Q_c}{V_c} \right) \quad (B1.3)$$

$V_c$  en  $Q_c$  staan voor de snelheden (in km/u) respectievelijk de uurintensiteiten (voertuigen/uur) van de genoemde voertuigcategorieën. De coëfficiënten  $a$  en  $b$  staan weergegeven in tabel B1.1

Tabel B1.1: Coëfficiënten t.b.v. bepaling voertuigemissies

	Motoren	Personen	Middel	Zwaar
$a$	72,7	49,2	58,65	63,2
$b$	0,19	0,21	0,165	0,13

*Transmissiefunctie voor wegverkeer*

De transmissieverliezen voor een lijnbron worden berekend aan de hand van:

$$T_w = D_{afst} + D_{lucht,w} + D_{bodem,w} + D_{meteo,w} + D_{scherm} + D_{object} \quad (B1.4)$$

waarbij de verzwakking t.g.v. afstand, luchtdemping, bodemdemping en meteo gegeven zijn door:

$$D_{afst,l} = -10 \log\left(\frac{\theta}{\pi \cdot d}\right) \quad (B1.5a)$$

$$D_{lucht,w} = 0,008 r^{0,85} \quad (B1.5b)$$

$$D_{bodem,w} = 2(B-1) + 0,155 B(1 - e^{-0,028r})(1 + 15,84 e^{-0,65h_{weg}}) + 3(B-1)(1 - e^{-0,0065 r/(h_{weg}+5,4)}) \quad (B1.5c)$$

$$D_{meteo,w} = \text{Max}(0,3.5 \cdot [1 - 1.08 \cdot e^{-0.04r/(h_{weg}+5.5)}]) \quad (B1.5d)$$

Hierbij is  $r$  de afstand van de receptor - langs de bissectrice - tot het lijnbron-segment,  $d$  de loodrechte projectie-afstand vanuit het receptorpunt op de lijnbron, en  $\theta$  de zichthoek waaronder de lijnbron vanuit de receptor gezien wordt. De hoogteligging van de weg ( $h_{weg}$ ) wordt, wegens gebrek aan adequate informatie, gelijk gesteld aan 1 m voor rijks- en provinciale wegen (snelwegen) en op 0 m voor alle andere wegen.  $B$  is de bodemfactor. Deze is op 1 gesteld voor een zachte, absorberende bodem en 0 voor een harde, reflecterende bodem.

Op de berekening van  $D_{scherm}$  en  $D_{object}$  wordt apart ingegaan in de volgende paragrafen.

Opgemerkt wordt dat vlak in de buurt van het lijnbronsegment ( $d$  gaat naar 0) de geluidbelasting onrealistisch grote waarden aanneemt. Bij de implementatie is derhalve een ‘verboden strook’ rond de lijnbron gehanteerd worden. Receptoren die in deze strook liggen zullen –loodrecht op de lijnbron- verplaatst worden naar de randen van deze strook (zie ook paragraaf 4.2).

*Schermwerking*

De formules voor  $D_{scherm}$  zijn als volgt:

$$h_b = h_{weg} + 0.75;$$

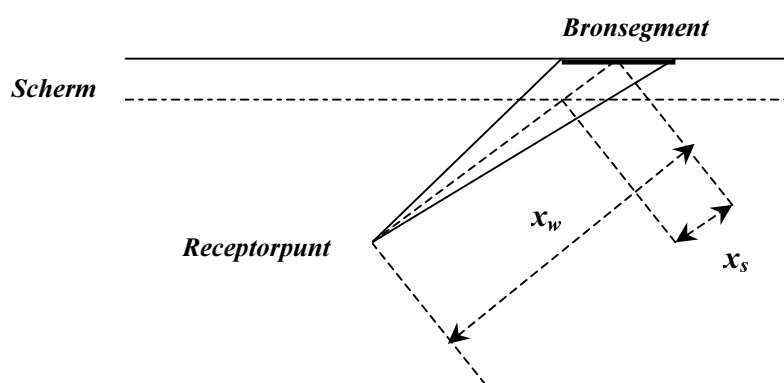
$$h_e(x_w) = H_s - \left[ h_b + \frac{x_s}{x_w} \cdot (h_w - h_b) + x_s \cdot \left( \frac{x_w - x_s}{16 \cdot x_w} \right) \right]$$

$$z(x_w) = \left[ \frac{1}{x_s} + \frac{1}{(x_w - x_s)} \right] \cdot \frac{h_e^2(x_w)}{2} \quad (B1.6)$$

$$D_{scherm}(x_w) = \begin{cases} 10 \cdot \log\left(3 + A \cdot \frac{z(x_w)}{1 + B \cdot x_w}\right) & \text{als } h_e(x_w) > 0 \\ 10 \cdot \log(3) \cdot \exp(-5 \cdot \sqrt{z(x_w)}) & \text{als } h_e(x_w) \leq 0 \end{cases}$$

Hierbij zijn  $x_s$  en  $x_w$  respectievelijk de afstand van bron tot scherm en tot waarnemer (receptor) (zie Figuur B1.1 van deze bijlage).  $h_b$  en  $h_w$  zijn de bron- en waarnemer-hoogte,  $h_{weg}$  is de hoogte van de weg.  $H_s$  is de hoogte van het scherm. Alle afstanden en hoogtes worden in meters uitgedrukt; hoogtes worden aangegeven t.o.v. het referentiepeil (gemiddeld maaiveld in de omgeving van de bron).

De grootte  $h_e(x_w)$  duidt de effectieve scherm-hoogte (d.w.z. dat deel van het scherm dat boven de gekromde geluidstraal uitsteekt) aan als functie van de bron-receptor afstand.  $z(x_w)$  is het akoestisch weglengteverschil, dat bepalend is voor de geluiddempende werking,  $D_{scherm}$ , van het scherm. Om mogelijke singulariteiten tegen te gaan voor punten in de buurt van het scherm is bij implementatie de term  $(x_w - x_s)$  in de noemer van  $z(x_w)$  vervangen door  $(x_w - x_s + .001)$ . De coëfficiënt  $A$  tenslotte is gelijk gekozen aan 80 en  $B$  aan  $5 \cdot 10^{-4}$ .



Figuur B1.2: Geometrie ter bepaling van  $D_{scherm}$

De geïmplementeerde formules voor schermwerking zijn exemplarisch voor oneindig lange absorberende wegschermen evenwijdig aan een rechte weg, maar wordt binnen NOISTOL(2) toegepast voor de berekening van de overdrachtsverzwakking voor deellijnstukjes met

wegschermen, waarbij de bron-receptorrichting niet noodzakelijk loodrecht op de lijnbron-richting staat. Alle afstanden worden langs de bissectrice tussen lijnsegmentmiddelpunt en waarnemerpunt bemeten.

### Objectdemping

De formules voor de demping door bebouwing zijn als volgt:

$$h_b = h_{weg} + 0.75; \quad \tau_o = \frac{lv_o}{lv_o + C_o};$$

$$D_t(x_w) = 4.3 \cdot \frac{(x_w - x_b)}{lv_1} - 10 \cdot \log \left[ 1 + 5 \cdot (1 - \alpha_1) \cdot \left[ \frac{(x_w - x_b)}{lv_1} \right]^{1.5} \cdot \exp \left( [1 - \sqrt{\alpha_1 \cdot (2 - \alpha_1)}] \cdot \frac{(x_w - x_b)}{lv_1} \right) \right] - 10 \cdot \log(\tau_o) \quad (B1.7a)$$

$$h_e(x_w) = H_{beb} - \left[ h_b + \frac{x_b}{x_w} \cdot (h_w - h_b) + x_b \cdot \left( \frac{x_w - x_b}{16 \cdot x_w} \right) \right]$$

$$z(x_w) = \left[ \frac{1}{x_b} + \frac{1}{(x_w - x_b)} \right] \cdot \frac{h_e^2(x_w)}{2}$$

$$D_s(x_w) = \begin{cases} 10 \cdot \log \left( 3 + A \cdot \frac{z(x_w)}{1 + B \cdot x_w} \right) & \text{als } h_e(x_w) > 0 \\ 10 \cdot \log(3) \cdot \exp(-5 \cdot \sqrt{z(x_w)}) & \text{als } h_e(x_w) \leq 0 \end{cases} \quad (B1.7b)$$

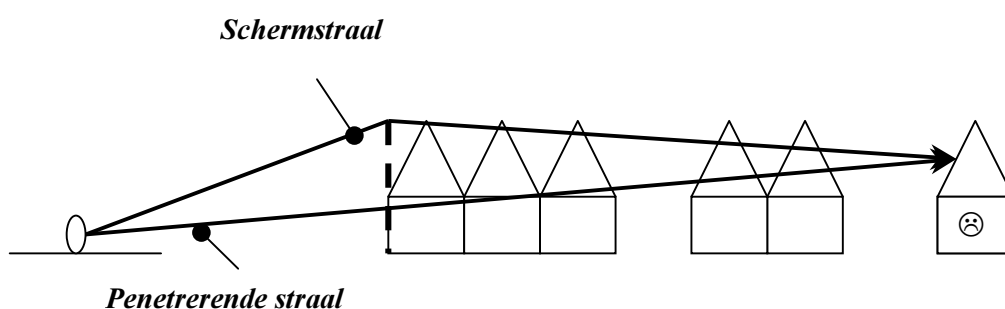
$$D_{object} = -10 \cdot \log(10^{-0.1 \cdot D_t(x_w)} + (1 - 10^{-0.1 \cdot D_t(x_w)}) \cdot 10^{-0.1 \cdot D_s(x_w)}) \quad \text{als } x_w > x_b$$

en anders 0 (B1.7c)

Hierbij zijn  $x_b$  en  $x_w$  respectievelijk de afstand van bron tot eerstelijns bebouwing en waarnemer, en zijn  $h_b$  en  $h_w$  de bron en waarnemerhoogte, terwijl  $H_{beb}$  de bebouwingshoogte van de eerstelijns bebouwing is.  $h_{weg}$  is de hoogte van de weg.  $lv_o$  is de vrije weglengte in de eerste lijnsbebouwing, en  $lv_1$  is de vrije weglengte achter de eerste lijnsbebouwing. Alle lengtes, afstanden, hoogtes worden in meters uitgedrukt, terwijl de hoogtes zijn aangegeven t.o.v. het referentievlak, d.w.z. het gemiddelde maaiveld in de buurt van de bron.  $\alpha_1$  duidt de gemiddelde object-absorptie achter de eerstelijns bebouwing aan.  $A$  is gelijk gekozen aan 80 en  $B$  aan  $5 \cdot 10^{-4}$ . Om mogelijke singulariteiten tegen te gaan voor receptorpunten in de buurt van de eerstelijns bebouwing is bij implementatie van NOISTOL(2) de term  $(x_w - x_b)$  in de noemer van  $z(x_w)$  vervangen door  $(x_w - x_b + .001)$ .

Het idee achter het objectdempingsmodel is dat de geluidbelasting achter bebouwing wordt bepaald door een *penetrerende straal*, die na afzwakking door de eerstelijns bebouwing een additionele objectdemping ondervindt (effect  $D_T$ ), en een *schermstraal*, die zonder additionele objectdemping vanaf de top van de eerstelijns bebouwing naar het receptorpunt toegaat (effect  $D_s$ ).  $D_{object}$  komt tot stand door combinatie van beide componenten in dit 2-stralen model op de door formule (7c) beschreven wijze. De grootheid  $C_o$  bepaalt de afzwakking van de penetrerende straal en is gelijk gekozen aan 450 voor stedelijk bebouwd gebied, en gelijk aan nul voor niet-stedelijk bebouwd gebied.

De bijdragen van een penetrerende straal die verstrooiing door de bebouwing ondervindt en een schermstraal die afscherming door de eerstelijns bebouwing ondervindt wordt geïllustreerd in Figuur B1.2.



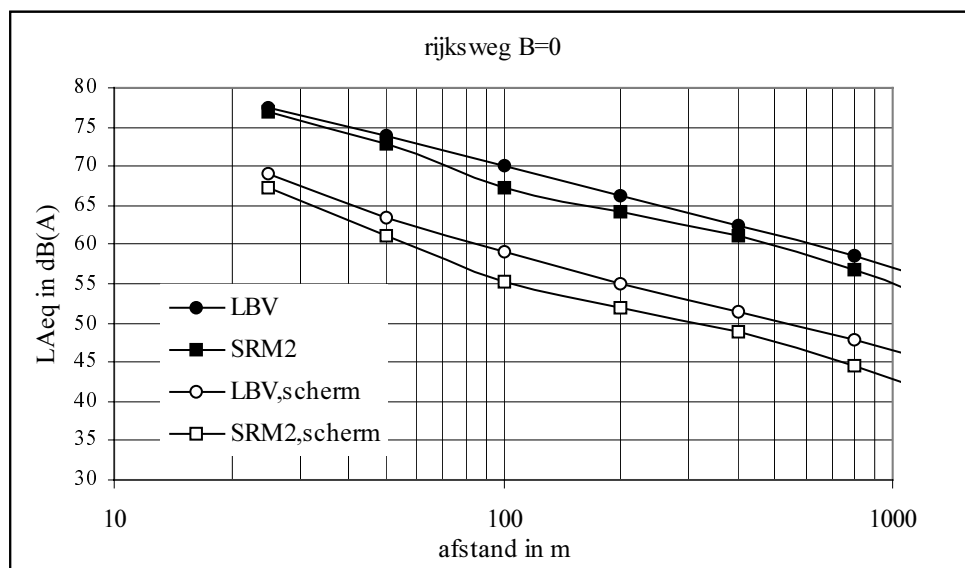
*Figuur B1.2: Model voor  $D_{object}$ : Afscherming door eerstelijns bebouwing en verstrooiing van penetrerend geluid door bebouwing*

## **Bijlage 2: Vergelijking van EMPARA met SRMII aan de hand van een aantal testcases**

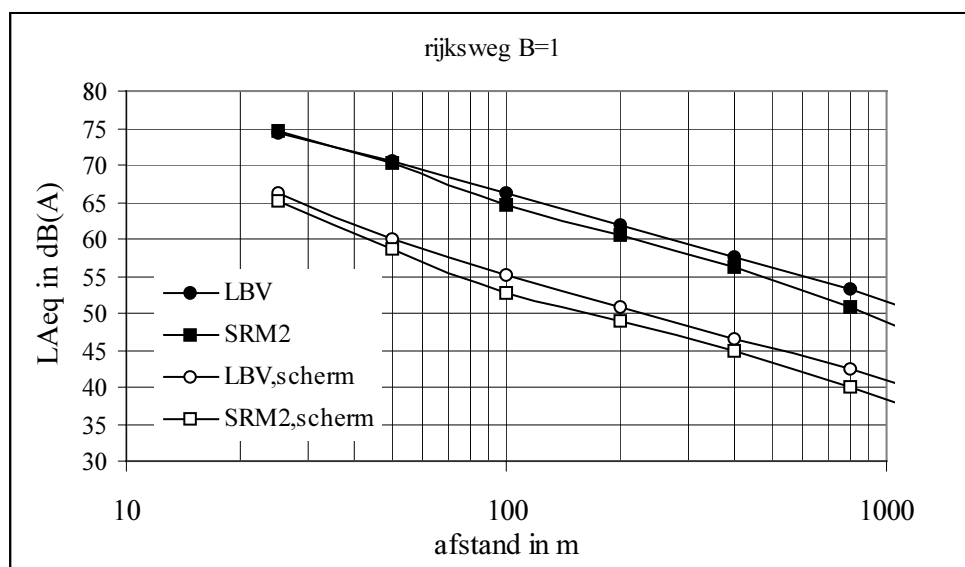
In het kader van een studie naar de implicaties van de voorgenomen invoering van een EU-richtlijn voor geluidkartering is recentelijk (begin 2001) een expliciete vergelijking uitgevoerd tussen EMPARA en de (herziene) Standaard Rekenmethode II voor wegverkeerslawaaai.

De resultaten van de vergelijking die aan de hand van een aantal testcases is uitgevoerd, worden gegeven in de figuren van deze bijlage (zie volgende pagina's). In deze figuren worden de resultaten van de EMPARA-berekeningen aangeduid met 'LBV'.

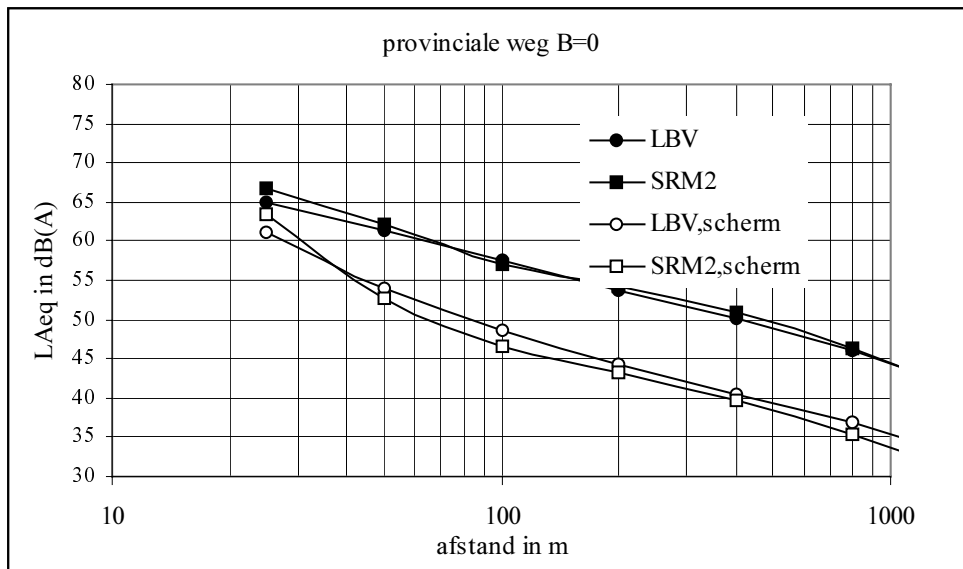




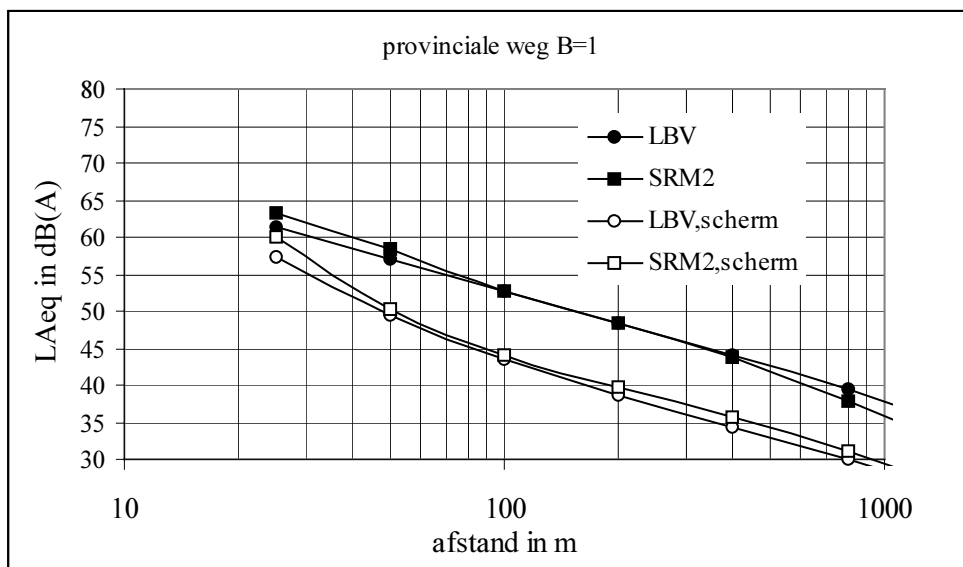
Figuur B2.1: Vergelijking voor rijksweg; met en zonder scherm 5 m op 18 afstand; harde bodem; weg 1m boven maaiveld



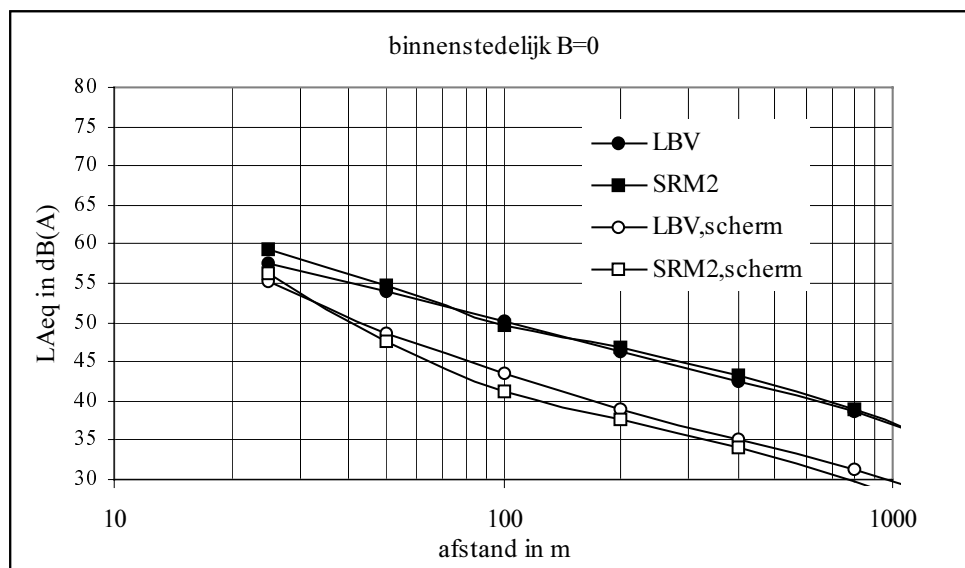
Figuur B2.2: Vergelijking voor rijksweg; met en zonder scherm 5 m op 18 afstand; absorberende bodem; weg 1m boven maaiveld



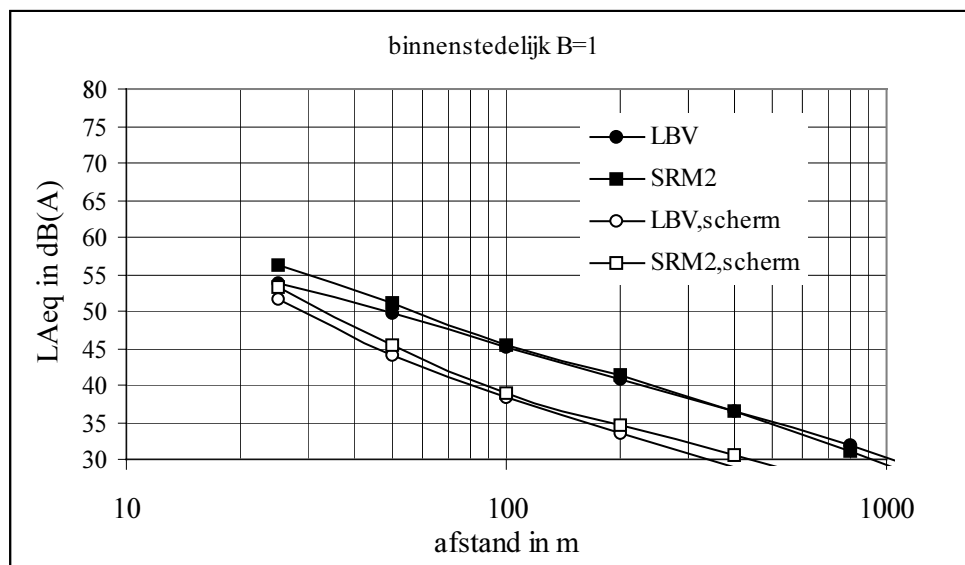
Figuur B2.3: Vergelijking voor een provinciale weg; met en zonder scherm 3 m op 12,5 afstand; harde bodem; weg op maaiveldhoogte



Figuur B2.4: Vergelijking voor een provinciale weg; met en zonder scherm 3 m op 12,5 afstand; absorberende bodem; weg op maaiveldhoogte



Figuur B2.5: Vergelijking voor een binnenstedelijke weg; met en zonder scherm 2 m op 8 afstand; harde bodem



Figuur B2.6: Vergelijking voor een binnenstedelijke weg; met en zonder scherm 2 m op 8 afstand; absorberende bodem; weg op maaiveldhoogte

### **Bijlage 3: Verzendlijst**

- 1 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
- 2 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 3 Dr. C. Plug - DGM
- 4 Drs. J.A.Verspoor - DGM
- 5 Ir. M. van den Berg - DGM
- 6 Ir. D. de Gruijter - DGM
- 7 Ir. P. Paffen, AVV, Rotterdam
- 8 Ir. P. de Vos, AEA Rail Technology, Utrecht
- 9 Dr. Ir. M.E.S. Vogels, Nationaal Lucht- en Ruimtevaartlaboratorium, Amsterdam
- 10 Drs. J.J. van Gemeren - Interprovinciaal Overleg IPO
- 11 Drs. F. Bekhuis, Provincie Gelderland, Arnhem
- 12 H. Davidson, Provincie Gelderland, Arnhem
- 13 Ir. A.M van Wijk, DCMR, Schiedam
- 14 Drs. S. Kreuger, Provincie Utrecht, Utrecht
- 15 T. Miedema, Provincie Friesland, Leeuwarden
- 16 Prof. Ir. E. Gerretsen, TNO-TPD, Delft
- 17 Ir. L Sturuss, DGMR raadgevende ingenieurs, Den Haag
- 18 Dr. H.M.E. Miedema, TNO-PG, Leiden
- 19 Dr. D. van den Hout, TNO-MEP
- 20 Ing. H. Hendriks, Koninklijke Luchtmacht, Den Haag
- 21 Ir. S.P. Klein Bog, Handhavingdienst Luchtvaart, Schiphol-Centrum
- 22 Ir. H. Pulles, Rijksluchtvaartdienst, Den Haag
- 23 Directie RIVM
- 24 Ir. F. Langeweg
- 25 Dr. Ir. D. Van Lith
- 26 Dr. Ir. E. Lebret
- 27 Drs. R.J.M. Maas
- 28 Dr. J.A. Hoekstra
- 29 Drs. A.W. van der Giessen
- 30 Drs. A.E.M. de Hollander
- 31 Drs. A.C.M. de Nijs
- 32 Drs. B.A.M. Staatsen
- 33 Ir. R.A.W. Albers
- 34 Ir. H.S.M.A. Diederren
- 35 Dr. B.J.M. Ale
- 36 Ir. W. van Duijvenbouden
- 37 Ir. H. Kruise
- 38 Drs. E. van Kempen
- 39 Drs. G.P. Van Wee
- 40 Ir. R. van den Brink
- 41 Drs. Ing. K.T. Geurs

---

42	Drs. P.F.L. Feimann
43	Drs. J.A. Annema
44	Drs. H.A. Nijland
45	Drs. A.A. Bouwman
46	Ir. J.H.J. Dolmans
47	Drs. N.A.R. Hamminga
48	Drs. W.H. Hoffmans
49	Drs. M. Odijk
50	Ing. W.J.R. Swart
51	Drs. K. van Velze
54	Auteur(s)
55	SBD/Voorlichting & Public Relations
56	Bibliotheek RIVM
57	Bureau Rapportenregistratie
68-73	Bureau Rapportenbeheer
74-83	Reserve-exemplaren