

RIVM rapport 715120009/2002

Verkeerslawaai in Europa

Een vergelijking van geluidmaten,
normen en berekeningen
voor weg-, rail- en vliegverkeer

H.A. Nijland, A.G.M. Dassen

Dit onderzoek werd verricht in het kader van project 715120, Verstoring.

Voorwoord

Het geluidonderzoek binnen het natuur- en milieuplanbureau van het RIVM is veelal gericht op de Nederlandse situatie. Omdat steeds meer regelgeving en daaruit voortvloeiende rapportages in internationaal (vooral Europees) kader plaats vinden, is het van belang de Nederlandse situatie ook in dat internationale kader te bezien. Vanuit die gedachte hebben de auteurs een literatuuronderzoek verricht naar de wijze waarop verkeerslawaaai in verschillende Europese landen wordt berekend, in welke dosismaten dit wordt uitgedrukt en naar de normstelling voor verkeerslawaaai in verschillende Europese landen.

Dank is daarbij vooral verschuldigd aan Martin van den Berg van VROM/DGM voor waardevolle tips en aan Bert van Wee van het RIVM voor zijn opbouwende commentaar op eerdere versies van dit rapport.

De auteurs zijn zich ervan bewust dat het internationale kader voortdurend aan verandering onderhevig is. Dit rapport is dan ook een momentopname en kan over enige tijd op een aantal punten verouderd zijn.

Voor nadere informatie kunt u contact opnemen met een van de auteurs,

Hans Nijland (tel. 030-2743626) hans.nijland@rivm.nl

Ton Dassen (tel. 030-2743866) ton.dassen@rivm.nl

Abstract

Clear, unambiguous legislation and international agreements on noise and noise policy are often hampered by the different ways different countries deal with measures and calculations. This obstructs the comparison of international data on annoyance by noise. Furthermore it obstructs the comparison of the cost-effectiveness of measures on noise abatement in different countries.

This report describes the legal indices of road, railway and aircraft noise of different European countries. It shows the diversity of current indices, especially in the area of aircraft noise. This makes a good comparison of international data almost impossible. This report also describes the consequences of changes due in noise indices for the Dutch situation. The way of calculating traffic noise differs a lot between different European countries. Finally, noise standards in different European countries are compared.

Consequences of changes for the Dutch situation

The European Commission has started the process of harmonizing a.o. noise indices, which in Europe ultimately should lead to two indices, L_{den} and L_{night} . The transition towards the proposed L_{den} will cause problems especially with air-traffic. The Kosten-unit cannot be translated in one and the same way into the new noise index. For road-traffic, the proposed transition probably creates opportunities for extra emissions in the Randstad.

European harmonisation sometimes conflicts with Dutch so called MIG-legislation (legislation aimed at modernizing the current noise legislation). The aim of harmonization, the equal, and thus comparable, acoustical treatment of different transport modes is thwarted because air-traffic is excluded from MIG-legislation and is treated separately in the Law on Aviation. In the Law on Aviation, L_{den} as the noise index, whereas MIG prescribes L_{den}^* is the prescribed index. The latter index aims at a better (national) comparison of different noise immission data, on the basis of annoyance by the different sources (excluding air-traffic). It will at the same time hamper international comparison, because L_{den}^* will be used in the Netherlands only.

Finally, an unambiguous transition in the Netherlands is hampered by the fact that three recent governmental notes (NVVP, NMP4, MIG) use three different noise indices (L_{etmaal} , L_{den} and L_{den}^*).

International comparison of national methods to calculate noise

The national methods used by different European countries lead to differences of 10-15 dB(A) in calculating the same example. These differences can not be explained by real differences in e.g. fleet of cars, pavement, driving style, soil or buildings in the different countries. It is mainly caused by unintended differences in calculation methods.

In most methods used an emission and a transmission part can be distinguished. Main differences seem to occur in the emission part. The emission of heavy trucks with high speed for example may differ 10 dB(A) between different methods. The differences in the transmission part are smaller, but may nevertheless sum up to 5 dB(A).

Finally, on top of these differences, differences in implementation of methods in software and differences in interpretation of acoustic reality cause differences.

Standards

Standardization of traffic noise takes place on different levels:

- on international level emission demands are formulated. ICAO is the main actor for aircraft noise, the European Commission is the key role player for demands on road and railroad noise.
- on a national level, immission demands are formulated.

Current national immission standards for road-, railroad- and air traffic are presented in a (simplified) scheme. Once more there are big differences between the different countries. Differences exist in as well the level of the standards as in the noise index used. Furthermore, as explained before, the methods used to determine the level of the standard differ between the different countries studied. Therefore, the current efforts to harmonize European noise legislation, aimed at harmonizing measures and methods, are necessary.

Inhoud

Samenvatting	7
1. Inleiding	9
2. Geluid van verkeer en de effecten	11
2.1 <i>Effecten op dieren</i>	12
2.2 <i>Gezondheids- en welzijnseffecten op de mens</i>	13
2.2.1 Omvang van het probleem in Europa	14
3. Geluidbelasting	17
4. Geluidemissies	19
4.1 <i>Verkeersvolume</i>	19
4.2 <i>Snelheid en rijgedrag</i>	20
4.3 <i>Technische eigenschappen vervoermiddelen</i>	21
4.3.1 Wegverkeer	21
4.3.2 Treinverkeer	21
4.3.3 Luchtvaart	21
4.4 <i>Technische eigenschappen weg en spoorweg</i>	23
4.4.1 Weg	23
4.4.2 Spoorweg	23
5. Meten	25
5.1 <i>Maten</i>	25
5.1.1 Effectmaten	25
5.1.2 Dosismaten	26
6. De wijze van meten c.q. berekenen	33
6.1 <i>Bepaling van de effecten</i>	33
6.1.1 TNO-enquête	33
6.1.2 POLS-enquête van CBS	33
6.1.3 Hinderbepaling aan de hand van dosis-effect relaties	34
6.2 <i>Bepaling van de geluidbelasting</i>	36
6.2.1 Berekening geluidbelasting door wegverkeer	36
6.2.2 Berekening geluidbelasting door treinverkeer.	50
6.2.3 Berekening geluidbelasting door vliegverkeer	57
7. Normen	59
7.1 <i>Normstelling aan vliegtuigen in ICAO-verband</i>	59
7.2 <i>Europese normstelling</i>	60
7.2.1 Europese emissienormen wegverkeer	60
7.2.2 Europese emissienormstelling treinverkeer	62
7.2.3 Overige Europese normstelling	63
7.3 <i>Nationale immissienormen in Europa voor wegverkeer</i>	64
7.4 <i>Nationale immissienormen in Europa voor treinverkeer</i>	64

7.5	<i>Nationale immissienormen vliegverkeer</i>	65
8.	Conclusies	67
	Literatuur	69
	Verzendlijst	74
Bijlage 1	Drempelwaarden voor omgevingsgeluid in relatie tot de omgeving en te verwachten gezondheidseffecten volgens de WHO (Berglund et al., 1999)	77
Bijlage 2	Lange termijn gezondheidseffecten van geluidsblootstelling	78
Bijlage 3	Dosismaten en immissienormen wegverkeer (vereenvoudigd)	79
Bijlage 4	Dosismaten en immissienormen treinverkeer (vereenvoudigd)	80
Bijlage 5	Dosismaten vliegverkeer	81

Samenvatting

Het zicht op eenduidige regelgeving voor en heldere internationale afspraken over geluid en geluidbeleid wordt nog te vaak vertroebeld door het feit dat verschillende landen op verschillende wijze en met verschillende maten meten en rekenen. Hierdoor is het moeilijk om gegevens over geluidhinder van verschillende landen met elkaar te vergelijken. Ook is het, door de slechte vergelijkbaarheid van gegevens, niet eenvoudig om de actieplannen en de (kosten)effectiviteit van maatregelen in verschillende landen te vergelijken.

In dit rapport worden de wettelijk voorgeschreven geluidmaten van een groot aantal Europese landen voor het geluid van weg-, trein en vliegverkeer met elkaar vergeleken. Hieruit blijkt de grote verscheidenheid aan gehanteerde geluidmaten, met name bij het vliegverkeer. Dit maakt een goede vergelijking van internationale gegevens op voorhand vrijwel onmogelijk. Dit rapport gaat tevens in op de consequenties van op handen zijnde veranderingen van dosismaten voor de Nederlandse situatie.

Ook in de wijze waarop gerekend wordt volgens de verschillende vigerende nationale reken- en meetvoorschriften voor verkeerslawaai (en waarvan de resultaten in de slecht vergelijkbare geluidmaten worden uitgedrukt) blijken grote verschillen te bestaan. Tenslotte komt normstelling voor de verschillende Europese landen aan bod.

Consequenties van veranderingen in geluidmaten voor de Nederlandse situatie.

De Europese commissie heeft de harmonisatie van o.a. dosismaten voor geluid ingezet, die in Europa moet leiden tot twee dosismaten, L_{den} en L_{night} . De overgang naar de voorgestelde dosismaat L_{den} zal vooral bij het vliegverkeer problemen opleveren. De Kosteneenheid is niet één op één te vertalen naar de nieuwe dosismaat. Voor het wegverkeer zal met name in de Randstad op papier meer akoestische ruimte ontstaan door de voorgestelde overgang.

De Europese harmonisatie staat hier en daar op gespannen voet met Nederlandse regelgeving in MIG-kader:

- Doel van de harmonisatie, de gelijke, en daardoor vergelijkbare, akoestische behandeling van de verschillende transportwijzen wordt in Nederland doorkruist doordat luchtvaartlawaai niet in de MIG-wetgeving wordt opgenomen, maar apart in de Luchtvaartwet. In de Luchtvaartwet wordt gerekend met L_{den} terwijl in MIG-kader wordt voorzien in de invoering van de dosismaat L_{den}^* .
- Deze laatste dosismaat (L_{den}^*) beoogt nationale geluidbelastinggegevens eenvoudiger vergelijkbaar te maken op basis van hinderlijkheid van de bron (exclusief luchtvaartlawaai), maar zal tevens de vergelijking met buitenlandse gegevens bemoeilijken, aangezien L_{den}^* (voorlopig) uitsluitend in Nederland wordt ingevoerd.

Een eenduidige overgang wordt in Nederland tenslotte ook niet eenvoudiger, doordat in drie onlangs verschenen rijksnota's (NVVP, NMP4 en wetsvoorstel MIG) drie verschillende dosismaten worden gehanteerd (respectievelijk L_{etmaal} , L_{den} en L_{den}^*).

Internationale vergelijking berekeningswijze.

De door de verschillende Europese landen gebruikte rekenmethodes leiden bij doorrekening van eenzelfde (weg- c.q. treinverkeers-)situatie tot verschillen van maximaal ca. 10 – 15 dB(A). Deze verschillen zijn niet meer te verklaren door reëel aanwezige verschillen in bijvoorbeeld wagenpark, wegdek, rijstijl of bodem en bebouwing tussen de verschillende landen, maar zijn vooral het gevolg van ongewenste en onbedoelde verschillen in berekeningswijze.

Er kan onderscheid gemaakt worden tussen een emissiedeel en een overdrachtsdeel in de meeste rekenmethoden. De grootste verschillen lijken veroorzaakt te worden binnen het emissiegedeelte, waar bijvoorbeeld de emissies van vrachtwagens bij hogere snelheden ca. 10 dB(A) kunnen verschillen tussen de verschillende nationale rekenmethodes. Binnen het overdrachtsgedeelte zijn de verschillen kleiner, maar kunnen toch nog oplopen tot ca. 5 dB(A).

Tenslotte kan de implementatie van wettelijke rekenvoorschriften in softwarepakketten en de interpretatie van de akoestische werkelijkheid aanleiding geven tot onbedoelde verschillen, bovenop de reeds genoemde.

Normstelling:

Normstelling met betrekking tot geluid van verkeer vindt op verschillende niveaus plaats:

- emissie-eisen worden vooral op internationaal niveau geregeld: voor vliegtuigen is ICAO de belangrijkste instantie, voor weg- en treinverkeer is de Europese regelgeving vanuit Brussel verreweg het belangrijkste.
- Immissie-eisen worden veelal op nationaal of lokaal niveau geformuleerd.

Er is een sterk vereenvoudigd schema opgenomen van de vigerende nationale immissienormen voor weg-, trein- en vliegverkeer. Opnieuw blijken er grote verschillen tussen de verschillende landen te bestaan, zowel in hoogte van de norm als in de maat waarin deze is uitgedrukt. Bovendien bestaan er, zoals eerder geschetst, grote verschillen in de wijze waarop gerekend wordt, ook als dat in dezelfde dosismaten geschiedt.

De huidige inspanningen om te komen tot Europese regelgeving, gericht op harmonisering van maten en rekenmethoden zijn daarom zeker nodig.

1. Inleiding

Milieuproblemen zijn meer en meer internationaal van aard, zowel in oorzaak als in (mogelijkheden tot) aanpak. Geluidhinder is weliswaar een lokaal probleem, maar de belangrijkste veroorzaker, het verkeer, is juist steeds meer internationaal van karakter en oplossingen voor de verkeer gerelateerde geluidproblemen moeten dan ook steeds vaker in internationaal kader gezocht worden.

Helaas wordt het zicht op eenduidige regelgeving en heldere internationale afspraken nog te vaak vertroebeld door het feit dat verschillende landen op verschillende wijze en met verschillende maten meten en rekenen. Hierdoor is het moeilijk om gegevens over geluidhinder van verschillende landen met elkaar te vergelijken. Ook is het, door de slechte vergelijkbaarheid van gegevens, niet eenvoudig om de actieplannen en de (kosten)effectiviteit van maatregelen in verschillende landen te vergelijken.

Er zijn echter veranderingen op komst. Op nationaal niveau is de belangrijkste voorziene wijziging de invoering van de Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid (MIG) vanaf (vermoedelijk) 2004. In het kader van de MDW-operatie (Marktwerking, Deregulering en Wetgeving) worden reeds een aantal jaren voorbereidingen getroffen de Wet Geluidhinder te vervangen en op te nemen in de wet Milieubeheer. Kernpunt van de verandering zal zijn het op de juiste plaats neerleggen van bevoegdheden en verantwoordelijkheden. Daar waar een lokaal geluidprobleem om lokale oplossingen vraagt, zijn het ook de lokale autoriteiten die daarvoor bevoegd en verantwoordelijk zijn. Dit houdt onder meer in dat afgestapt wordt van landelijke normstelling, en dat veel meer bevoegdheden, ook wat betreft normstelling, bij lokale overheden komen te liggen. Alleen 70 dB(A) wordt een landelijk geldende bovengrens voor het maximaal toelaatbare, gecumuleerde geluidniveau (exclusief luchtvaartlawaai).

Op Europees niveau wordt (in het Directoraat Generaal Milieu, DGXI) regelgeving voorbereid die moet leiden tot invoering (rond 2003) van een uniforme dosismaat en die (waarschijnlijk in 2005) moet leiden tot een grotere harmonisatie van rekenmethodes. Bovendien moet Europese regelgeving leiden tot (waarschijnlijk in 2005) het per land opstellen van geluidkaarten voor stedelijke agglomeraties en voor nationale infrastructuur, op basis waarvan acties ter verbetering van de akoestische situatie gepland kunnen worden. Hoewel de organisatie, de taken, bevoegdheden en verantwoordelijkheden bij het opstellen van de geluidkaarten op dit moment (februari 2002) nog niet uitgekristalliseerd zijn, speelt het RIVM hierin mogelijk een rol (Jabben et al., 2001).

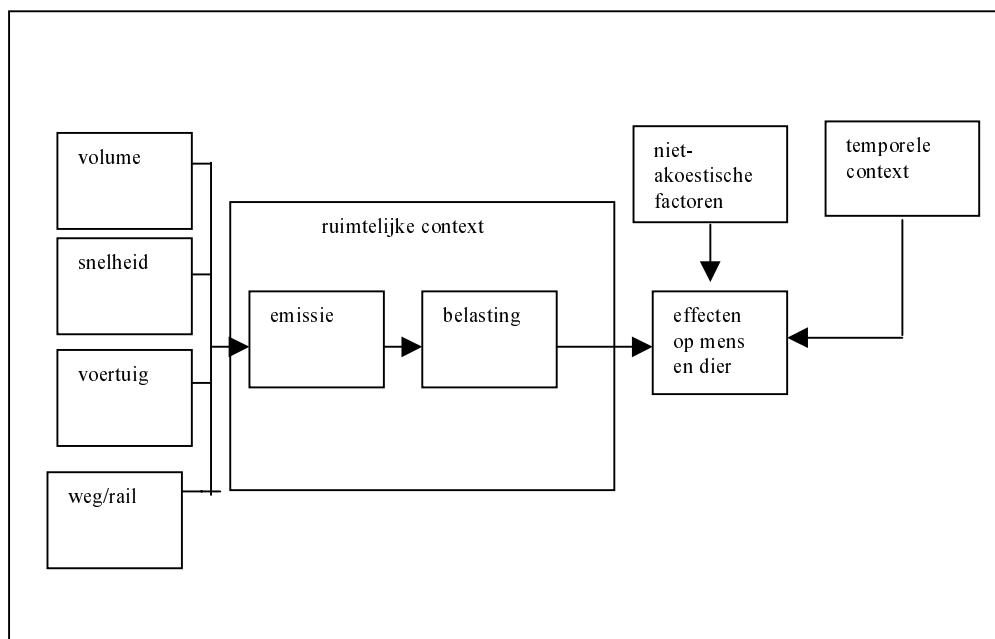
De op handen zijnde veranderingen, zowel nationaal als ook in Europees verband en de mogelijke betrokkenheid van het RIVM hierbij, vormen de directe aanleiding voor dit rapport. Als de geluidssituatie door verschillende Europese landen gerapporteerd gaat worden is het onvermijdelijk dat de resultaten onderling vergeleken gaan worden. Het dient op dat moment ook duidelijk te zijn in hoeverre de onderliggende gegevens en berekeningswijzen met elkaar vergelijkbaar zijn. Daartoe is het allereerst van belang inzicht te verkrijgen in de manier waarop de geluidgegevens uitgedrukt worden, de dosismaten. Daarnaast is inzicht in de berekeningswijze van belang.

Om na te kunnen gaan hoe er in de verschillende Europese landen precies gemeten en gerekend wordt is het van belang inzicht te hebben in de factoren die voor die berekening van

belang zijn. Daarom zal in dit rapport eerst een conceptueel kader geschetst worden: in hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de effecten van geluid, in hoofdstuk 3 en 4 op de belangrijkste factoren die die effecten veroorzaken. Daarbij zal de nadruk liggen op verkeersgerelateerde factoren en zullen psychologische factoren die bij de beleving van geluid een rol spelen slechts kort aan bod komen. Ook zal getracht worden een beeld te schetsen van de omvang van de geluidsproblematiek in Europa. Dat dit Europese beeld noodzakelijkerwijs slechts zeer beperkt is, ligt vooral aan de onvergelykbaarheid van gehanteerde maten en berekeningswijzen. In hoofdstuk 5 zal daarom ingegaan worden op de verschillende geluidsmaten die in Europa een rol spelen en in hoofdstuk 6 op de (verschillende) wijze waarop geluidsniveaus in de verschillende landen berekend worden. Tenslotte wordt in hoofdstuk 7 ingegaan op de wijze waarop normstelling op Europees en nationaal niveau tot stand komt en wordt een overzicht gegeven van nationale normen per vervoerscategorie in de verschillende landen.

2. Geluid van verkeer en de effecten

Figuur 1 laat zien dat geluidemissies van verkeer, in hun ruimtelijke en temporele context, leiden tot geluidbelasting.



Figuur 1: Conceptueel schema geluidemissies in relatie tot effecten

Samen met niet-akoestische factoren veroorzaakt de geluidbelasting uiteindelijk (negatieve) effecten op mens en dier. Hinder is wellicht de bekendste van de negatieve effecten op de mens, daarnaast kan geluid ook aanleiding geven tot hart- en vaatziekten, verhoogde bloeddruk, stress en slaapverstoring. Het beleid is erop gericht de negatieve effecten te reduceren. Dit wordt veelal gedaan door maatregelen te nemen gericht op emissiereductie bij de bron, het verkeer (bijvoorbeeld stillere banden of stillere motoren). Maar ook maatregelen in het overdrachtsgebied (bijvoorbeeld geluidschermen) of bij de ontvanger (bijvoorbeeld gevelisolatie) zijn mogelijk.

2.1 Effecten op dieren

Hoge geluidbelasting kan effecten hebben op dieren. Onderzoek hiernaar is vooral in Nederland gedaan naar broedvogels (Reijnen, 1995). Reijnen maakt daarbij onderscheid tussen bos- en weidevogels en heeft daarbij gekeken naar het voorkomen van broedvogels (niet naar het broedresultaat). Belangrijkste conclusies daarbij zijn dat het voorkomen van broedparen bij het merendeel van de vogelsoorten een correlatie vertoont met de geluidbelasting, waarbij weidevogels vanaf ca. 42 dB(A) en bosvogels vanaf ca. 45 dB(A) minder vaak voorkomen dan bij lagere geluidbelastingen. Daarnaast is, met name in Noord-Amerika, (minder uitgebreid) onderzoek gedaan naar de effecten van geluid op het voorkomen van zoogdieren (o.a. wolven, elanden). In Nederland is onderzoek gedaan naar de effecten van geluid op het voorkomen van eekhoorns. Daarbij werd overigens geen effect aangetoond.

Reijnen heeft het begrip ‘verstoringafstand’ geïntroduceerd, waaronder hij de maximale afstand tot een bron verstaat, waarbij nog versturende effecten optreden. Op basis van de bovengenoemde drempelwaarde voor de geluidbelasting en de verkeersintensiteiten heeft hij berekend dat voor een doorsnee Nederlandse rijksweg (ca. 50.000 auto/etmaal) de verstoringafstand voor weidevogels gemiddeld 560 meter is en voor bosvogels 365 meter. Er zijn vogelsoorten met kleinere, maar ook soorten (b.v. grutto) met grotere verstoringafstanden. De totale dichtheid van alle broedvogelsoorten gezamenlijk in het hele gebied daalt binnen de verstoringafstand met 35 % – 39 % ten opzichte van een vergelijkbaar, ongestoord biotoop.

De Ecologische Hoofdstructuur (EHS, ‘ruime jas’¹) in Nederland omvat ca. 9500 km². Deze EHS wordt doorsneden door ca. 650 kilometer rijksweg. Dit betekent dat ca. 650 km² (is 7 %) van de EHS in natuurwaarde is aangetast, uitsluitend door geluid van snelwegen. De totale aantasting in Nederland van natuur door geluid is aanzienlijk groter, ten eerste omdat er ook andere geluidsbronnen dan rijkswegen zijn, ten tweede omdat er ook natuur buiten de EHS is. De hier gepresenteerde waardes zijn dan ook onderschattingen.

¹ Onder EHS-ruime jas worden de reeds aangewezen EHS-gebieden verstaan plus die gebieden, die nog niet tot de EHS behoren, maar daar mogelijk in de toekomst wel onder gaan vallen, de zogenaamde ‘zoekgebieden’ (Faber, 2000).

2.2 Gezondheids- en welzijnseffecten op de mens

Blootstelling aan geluid kan tot verschillende negatieve effecten leiden (zie o.a. Gezondheidsraad 1994, 1997; Berglund et al., 1999). Er wordt onderscheid gemaakt tussen enerzijds welzijnseffecten zoals hinder en slaapverstoring en anderzijds meer klinische gezondheidseffecten zoals gehoorschade en hartvaatziekten. Hoe het biologische mechanisme precies verloopt is nog niet helemaal duidelijk. Men veronderstelt dat de hierboven genoemde effecten (m.u.v. gehoorschade) het gevolg zijn van hoe mensen het geluid waarnemen (ofwel de perceptie van het geluid). Hierbij lijkt stress een belangrijke rol te spelen. Responsen worden o.m. bepaald door het geluidniveau en andere geluidkenmerken. Tevens worden ze beïnvloed door sociale en endogene factoren zoals attitude en coping² stijl. Geluid induceert slaapverstoring, verstoring van dagelijkse activiteiten, hinder en stress. Deze effecten kunnen weer leiden tot intermediaire responsen als hypertensie (verhoogde bloeddruk) en verhoogde niveaus van stress-hormonen. Deze zorgen op hun beurt weer voor een verhoging van het risico op hart- en vaatziekten of psychische aandoeningen.

Bijlage 1 toont een overzicht van verschillende gezondheids- en welzijnseffecten en bijbehorende drempelwaarden waarboven deze effecten optreden (Berglund et al., 1999). Naast de gezondheidseffecten uit bijlage 1 zijn er nog andere gezondheidseffecten, waar echter minder wetenschappelijke consensus over bestaat. In bijlage 2 wordt een overzicht gegeven (Gezondheidsraad 1994, 1997) van de mate waarin wetenschappelijk 'bewijs' is geleverd voor welzijns- en gezondheidseffecten.

² Alle pogingen, die mensen ondernemen om interne of externe eisen en de conflicten hiertussen, te overwinnen, te minimaliseren, te tolereren of te reduceren. (Van Dormolen et al., 1988).

2.2.1 Omvang van het probleem in Europa

Over de omvang van de gezondheids- en welzijnsproblematiek in de verschillende Europese landen zijn nauwelijks onderbouwde kwantitatieve uitspraken te doen. Het Europees Milieu Agentschap EEA (2000) rapporteert vooral over hinder als effect van (verkeers)geluid en constateert dat door methodologische inconsistenties geen goed, vergelijkbaar beeld voor de omvang van geluidhinder gegeven kan worden gegeven. Voor Europa als geheel geeft EEA de volgende cijfers met grote voorzichtigheid:

Tabel 1: Ernstige hinder door geluid in Europa volgens EEA (bron: EEA, 2000)

	% ernstige hinder
Wegverkeer	6
Treinverkeer	1
Vliegverkeer	?

Voor vliegverkeer merkt de EEA op, dat met name gegevens over lagere geluidbelastingzones (beneden 55 dB(A)) ontbreken, waardoor geen betrouwbare schattingen mogelijk zijn. Wel wordt een eerder onderzoek van INRETS (1994) aangehaald, waaruit zou blijken dat 10 % van de Europese bevolking ernstige hinder door vliegverkeer ondervindt. Aangezien algemeen wordt aangenomen dat wegverkeer het meeste hinder veroorzaakt, is het duidelijk dat de gepresenteerde 6 % ernstige hinder door wegverkeer te laag is en/of de 10 % door vliegverkeer te hoog. Op zijn minst illustreert het nogmaals de onbetrouwbaarheid en slechte vergelijkbaarheid van (nationale) cijfers op Europese schaal. De Europese Commissie tenslotte komt in haar richtinggevende beleidsnota 'Green Paper on future policy' (1996) tot een soortgelijke conclusie m.b.t. de beschikbaarheid en betrouwbaarheid van gegevens over geluidbelasting en geluideffecten en komt mede daarom tot de aanbeveling richtlijnen uit te werken die tot harmonisering van maten en rekenwijzen en tot een betere informatievoorziening zullen leiden (zie hoofdstuk 5 en 6). Als schatting voor de geluidssituatie in Europa hanteert zij slechts geluidbelastingcijfers en komt tot de volgende uitspraken:

'The data available on noise exposure is generally poor in comparison to that collected to measure other environmental problems and often difficult to compare due to the different measurement and assessment methods. However it has been estimated that around 20 percent of the Union's population or close on 80 million people suffer from noise levels that scientists and health experts consider to be unacceptable, where most people become annoyed, where sleep is disturbed and where adverse health effects are to be feared. An additional 170 million citizens are living in so-called 'grey areas' where the noise levels are such to cause serious annoyance during the daytime.'

Voor 1994 wordt, voor Nederland, geschat dat 2000 tot 25.000 gevallen van hoge bloeddruk toe te schrijven zijn aan blootstelling aan vliegtuiglawaai (Van Kempen, 2000). Voor wegverkeerslawaai zijn dit er maximaal 68.000. Daarnaast zijn maximaal 4700 gevallen van angina pectoris, een hartaandoening, (mede) toe te schrijven aan geluidbelasting door wegverkeer en 1100 door vliegverkeer. Tenslotte kunnen ongeveer 2000 tot maximaal 5000 hartaanvallen theoretisch worden toegeschreven aan geluid van wegverkeer (RIVM, 2000). Bij deze schattingen moet bedacht worden dat nog veel onzekerheid bestaat over de vorm en sterkte van het verband tussen blootstelling aan geluid en hart- en vaatziekten. Er bestaat ook nog twijfel over het werkingsmechanisme en de oorzaken van de waargenomen verbanden.

De hier gepresenteerde schattingen moeten dan ook worden beschouwd als maximale schattingen; ze geven een beeld van de mogelijke omvang van de effecten.

In Nederland zijn landelijke doelstellingen m.b.t. geluid zijn nooit geformuleerd in de hierboven beschreven 'harde' gezondheidseffecten. Vaak zijn ze geformuleerd in termen van geluidhinder, nog vaker in termen van (blootstelling aan) geluidbelastingen. In het Nationaal Milieubeleidsplan 2 (Ministerie van VROM, 1993) wordt als voornaamste geluidsdoelstelling geformuleerd:

- in 2000 een niveau van hinder en ernstige hinder als in 1985
- in 2010 een hinderniveau als in 1985; een verwaarloosbaar niveau van ernstige hinder

In het in 2001 verschenen Nationaal Milieubeleids Plan 4 (Ministerie van VROM, 2001) zijn bovengenoemde doelstellingen vervangen door doelstellingen in termen van geluidbelasting, gericht op het bij de functie van een gebied behorende akoestische kwaliteit. Daarbij wordt een bovengrens van 70 dB(A) als maximaal toelaatbaar geluidsniveau aangehouden (gecumuleerde geluidbelasting van verschillende bronnen in L_{den} als dosismaat, exclusief luchtvaart).

3. Geluidbelasting

De geluidbelasting bij de ontvanger wordt bepaald door de geluidemissie van de bron, de afstand tussen bron en ontvanger en de fysieke, ruimtelijke kenmerken van het overdrachtspad.

Hoe hoger de emissie, hoe hoger ook de geluidbelasting, hoe verder bron en ontvanger van elkaar verwijderd zijn, hoe lager de geluidbelasting. Meer bebouwing tussen bron en ontvanger veroorzaakt in het algemeen demping van het geluid. Het kan echter ook tot reflecties en daarmee tot verhoging van de geluidbelasting leiden. Verder leidt een akoestisch harde bodem (b.v. water, verharding) tussen bron en ontvanger tot hogere geluidniveaus dan een zachte bodem (b.v. gras) door reflectie c.q. absorptie van geluid. Doordat geluid 's avonds en 's nachts als hinderlijker wordt ervaren dan geluid overdag worden emissies in die periodes in de meeste landen met een straffactor verhoogd (Gottlob, 1995). Daardoor leidt eenzelfde emissieniveau in de nacht tot een hogere geluidbelasting dan overdag.

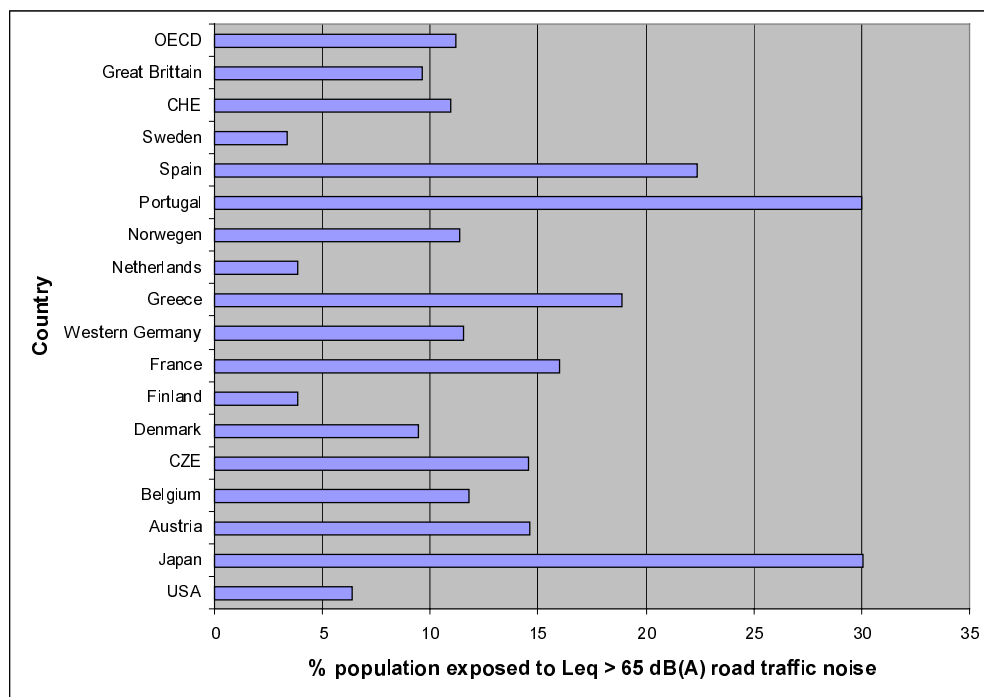
Maatregelen om de geluidbelasting te reduceren kunnen dan ook gericht zijn op het reduceren van de hoogte van de emissie, op het vergroten van de afstand tussen bron en ontvanger³, op het bemoeilijken van de geluidsoverdracht in het overdrachtsgebied door het aanbrengen van schermen, wallen en (in laatste instantie) gevelisolatie⁴ en/of op het beïnvloeden van het tijdstip van emissie⁵.

Figuur 2 geeft een overzicht van de geluidbelasting boven 65 dB(A) L_{Aeq} ten gevolge van wegverkeer in een aantal, vooral Europese, landen (Berglund et al., 1999). Opvallend zijn de grote verschillen tussen (min of meer vergelijkbare) landen. Zo is het percentage blootgestelden aan geluidbelasting boven 65 dB(A) L_{Aeq} in Zweden rond 3 %, in Noorwegen rond 12 %. Ook Nederland (3 %) en Duitsland (12 %) verschillen sterk van elkaar. Deze verschillen kunnen deels verklaard worden door reëel aanwezige verschillen tussen de landen. Daarnaast spelen ongetwijfeld de verschillen in berekeningswijze een rol. In hoofdstuk 7 wordt daar nader op ingegaan.

³ Via ruimtelijke ordeningsbeleid tracht de Nederlandse overheid verschillende maatschappelijke functies als wonen, werken en vervoer zodanig ruimtelijk in te richten dat deze enerzijds voldoende ruimte krijgen, anderzijds elkaar daarbij zo min mogelijk hinderen door bijvoorbeeld geluid.

⁴ Sinds 1970 is ca. 600 km geluidscherm aangebracht op het Nederlandse hoofdwegennet. Daarnaast zijn ca. 100.000 woningen voorzien van isolatie tegen het lawaai van rail-, weg- en vliegverkeer (De Gruijter, 1997).

⁵ In de meeste Europese landen wordt een straffactor van 5 respectievelijk 10 dB(A) gehanteerd voor avond en nacht. Door deze systematiek telt een nachtelijke geluidemissie even zwaar als 10 soortgelijke emissies overdag. Vooral bij goed reguleerbare vervoerssystemen (luchtvaart, treinverkeer) waar geluideisen een beperkende factor voor het vervoer zijn wordt hiermee rekening gehouden door te trachten zoveel mogelijk verkeer overdag af te wikkelen.



Figuur 2: Blootstelling aan aequivalente geluidniveaus boven 65 dB(A) in een aantal landen (bron: Berglund et al., 1999)

4. Geluidemissies

Verkeer veroorzaakt lawaai. De hoogte van de geluidemissies wordt bepaald door de hoeveelheid verkeer, de snelheid van het verkeer, het rijgedrag en technische kenmerken van zowel vervoermiddel als weg. Door deze factoren te beïnvloeden tracht de overheid (zowel op Europees, nationaal als lokaal niveau) de verkeersemisies te beperken.

Alle genoemde factoren, maar met name volume en technische ontwikkelingen worden niet alleen door het beleid beïnvloed, maar ook door andere ontwikkelingen op demografisch, sociaal, economisch en/of technologisch terrein.

4.1 Verkeersvolume

Meer verkeer veroorzaakt meer lawaai. Elke verdubbeling van het verkeersvolume leidt tot een emissieverhoging van 3 dB(A). In tabel 2 worden de volume-ontwikkelingen in Nederland van het weg-, trein en vliegverkeer gepresenteerd voor de periode 1980-2020 (Feimann et al., 2000). Daarbij zijn voor het jaar 2020 twee sociaal-economische scenario's (CPB, 1997) gehanteerd, EC en GC (Europe Coordinated en Global Competition).

Tabel 2: Vervoersprestatie weg- trein- en vliegverkeer (bron: CBS, Feimann et al., 2000)

	1980	1998	2020 (EC - GC)
<i>weg</i>			
Reizigerskilometers (*mld, personenauto)	149	167	216
Tonkilometers (* mld)	25,1	44,6	105-125
<i>Trein</i>			
Reizigerskilometers (*mld)	8,9	14,9	15,5-17
Tonkilometers (*mld)	3,4	3,8	7,5-8,5
<i>Schiphol</i>			
vliegbewegingen (*1000)	171	388	576 - 760
aantal passagiers (*mln)	9,5	33,9	51 - 64
aantal tonnen vracht (*1000)	318	1171	2900 - 3500

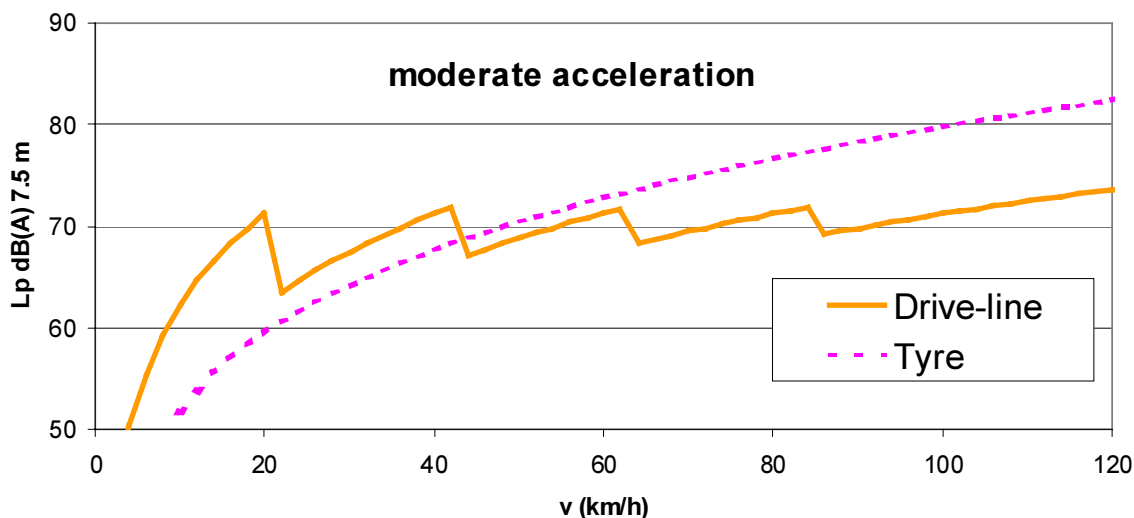
Hieruit blijkt dat de automobiliteit de afgelopen decennia is gegroeid ondanks pogingen van de overheid deze af te remmen. De groei heeft vooral plaats gevonden op het hoofdwegennet en vooral in het goederenvervoer. De komende decennia wordt een verdergaande groei verwacht.

De totale vervoersprestatie over het spoor (uitgedrukt in reizigerskm. c.q. tonkm.) is de afgelopen decennia vooral bij het reizigersverkeer sterk gestegen. De komende decennia wordt daarentegen vooral een toename bij het goederenvervoer verwacht, mede door de ingebruikname van de Betuweroute vanaf ca. 2006.

Het vliegverkeer is de afgelopen decennia sterk toegenomen, zowel gemeten in aantallen vliegbewegingen als in reizigerskm. als in tonkm. De komende jaren wordt een verdere groei, met name op Schiphol, verwacht.

4.2 Snelheid en rijgedrag

Bij hogere snelheid veroorzaken auto's en treinen meer lawaai. Figuur 3 laat een karakteristiek verband zien tussen snelheid en geluidemissie voor personenauto's.



Figuur 3: Verband tussen snelheid en geluidemissie bij personenauto (bron: Kortbeek et al. , 2000).

Uit figuur 3 blijkt dat bij lagere snelheden het aandrijflijn geluid overheerst, bij hogere snelheden het bandenlawaai. Op alle wegen in Nederland gelden snelheidslimieten. Met name in woonwijken en op snelwegen rond grote steden wordt in Nederland, vooral uit oogpunt van verkeersveiligheid, een actief snelheidsbeperkingsbeleid gevoerd.

Bij lagere snelheden binnen de bebouwde kom kan rijstijl (vooral de wijze van optrekken) veel invloed hebben op de geluidemissie. Middels voorlichting en scholingsprogramma's wordt door de overheid getracht hier invloed op uit te oefenen (b.v. het zogenaamde 'nieuwe rijden').

4.3 Technische eigenschappen vervoermiddelen

4.3.1 Wegverkeer

Geluid van auto's wordt bij lagere snelheden, tot ca. 40 km/h, vooral veroorzaakt door de motor. Dieselmotoren maken in het algemeen meer lawaai dan benzine- of LPG-motoren. Het aandeel dieselauto's in het Nederlandse wagenpark stijgt de laatste jaren (CBS, 2001).

Bij hogere snelheden overheerst het geluid van de banden. Doordat een brede band meer contact met de weg heeft veroorzaakt hij in het algemeen ook meer lawaai dan een smalle band. Personenauto's zijn gemiddeld genomen de afgelopen decennia voorzien van bredere banden (Hoogwerff, 2001). Ook bij vrachtwagens is bij lagere snelheid het motorgeluid overheersend. Onder invloed van Europese regelgeving (zie 7.2.1.) zijn vrachtwagens de afgelopen decennia ca. 3 dB(A) stiller geworden (Van der Toorn et al., 1997).

4.3.2 Treinverkeer

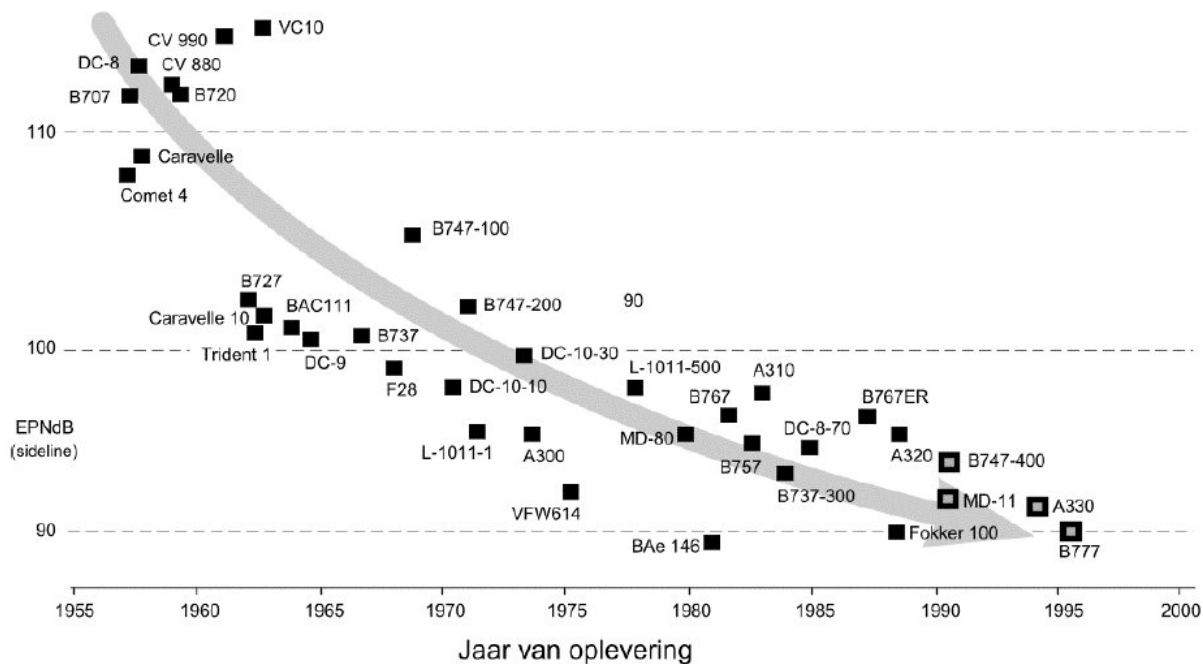
In het Reken- en Meetvoorschrift Railverkeerslawaai worden 10 typen treinen onderscheiden, elk met eigen geluidemissiekarakteristieken. In het algemeen zijn diesellocomotieven lawaaiiger dan elektrische locomotieven en goederentreinen lawaaiiger dan passagierstreinen. Voor de reductie van treingeluid is vooral de introductie van de schijfremmen van belang geweest. Uitgezonderd het wat oudere reizigersmaterieel uit de categorieën 1, 2 en 5 (o.a. MAT'64, ICM-III, ICR, DDM-1, DE I, DE II en DE III) zijn alle reizigerstreinen tegenwoordig voorzien van schijfremmen. Goederentreinen zijn vrijwel uitsluitend voorzien van blokremmen, die daardoor 7 dB(A) lawaaiiger zijn, door opruwing van de wielen.

Technologische vernieuwingen bij treinen gaan langzamer dan bij auto en vliegtuig. Dit heeft deels te maken met de langere levensduur van (met name goederen-) treinen ten opzichte van de auto. Ten opzichte van vliegtuigen hebben treinen echter een vergelijkbare levensduur.

4.3.3 Luchtvaart

Ongetwijfeld speelt de enorme groei van de luchtvaart een rol bij de grotere technologische vernieuwing die deze heeft doorgemaakt, waardoor de vloot stiller is geworden. Verder wordt in de luchtvaartsector, veel meer dan in de spoorwegsector, al jaren actief geluidbeleid gevoerd, waarbij naast zonerings van vliegvelden ook geluideisen aan vliegtuigen een belangrijke rol spelen.

Grotere vliegtuigen (boven 6000 kg.) zijn de afgelopen decennia aanmerkelijk stiller geworden.



Figuur 4: Geluidniveaus van verschillende types passagiersvliegtuigen naar (eerste) bouwjaar (bron: Rienstra, 2001).

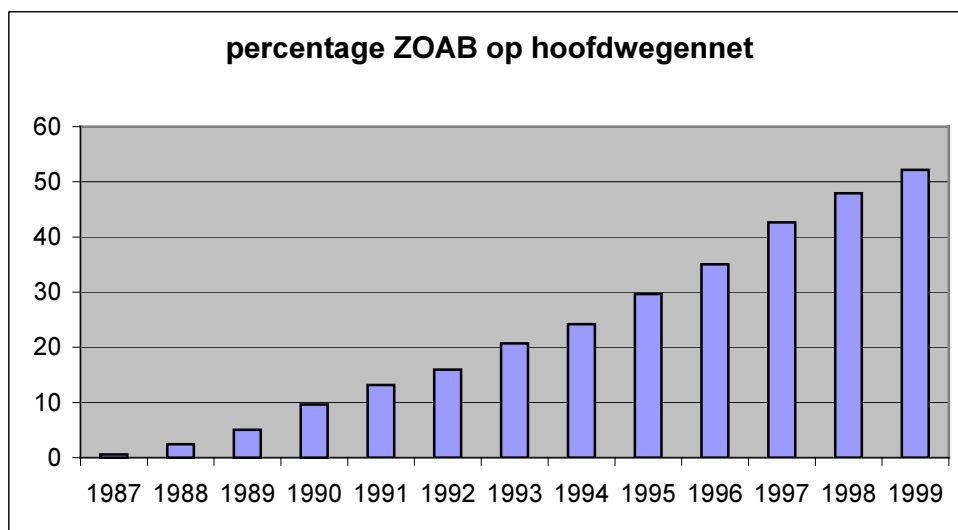
In de loop der tijd zijn de geluideisen die gesteld worden aan nieuwe vliegtuigen een tweetal maal aangescherpt. Dit gebeurt in internationaal verband door de International Civil Aviation Organisation (ICAO) waar ruim 180 landen bij zijn aangesloten. Dit heeft geleid tot een indeling van de vliegtuigen in geluidsklassen, aangeduid met de 'Hoofdstukken' van de ICAO-documenten waarin de eisen staan beschreven. Momenteel worden alle nieuwe vliegtuigen gecertificeerd tegen Hoofdstuk 3. Omdat alle nieuwere vliegtuigen hier ruim aan voldoen is inmiddels overeenstemming bereikt over de aanscherping van de eisen (het toevoegen van Hoofdstuk 4) waardoor nieuwe vliegtuigen in de praktijk ruim 3 dB(A) stiller zullen moeten zijn dan de vliegtuigen die (net) voldoen aan Hoofdstuk 3. Het voornemen is om vliegtuigen die niet aan deze nieuwe eisen voldoen, uit te faseren in een periode van 10 tot 15 jaar.

4.4 Technische eigenschappen weg en spoorweg

4.4.1 Weg

Bij hogere snelheden overheerst het bandenlawaai, dat wordt veroorzaakt door contact tussen band en wegdek. Naast de eigenschappen van de band zijn daarom ook de (akoestische) eigenschappen van het wegdek van belang.

Uit oogpunt van verkeersveiligheid is in Nederland de afgelopen jaren op grote schaal een waterdoorlatend type wegdek (ZOAB) toegepast (zie figuur 5), dat bovendien akoestisch gunstige eigenschappen bleek te hebben (2-3 dB(A) reductie ten opzichte van standaard wegdek (CROW, 1999)). Verwacht wordt (RIVM, 2000a) dat rond 2010 het gehele hoofdwegennet voorzien zal zijn van ZOAB, wellicht zelfs deels door akoestisch nog gunstigere wegdekken .



Figuur 5: Groei ZOAB op hoofdwegennet (V&W, 2000)

4.4.2 Spoorweg

Spoorweglawaai wordt tussen ca. 40 km/h en 250 km/h vooral veroorzaakt door wiel/spoor-contact. Ruwheid (van spoor en wiel) is een oorzaak van het rolgeluid. Slechts bij zeer hoge snelheden (HSL, magneetzweeftrein) speelt aerodynamisch geluid een rol. Lokale verschillen in ruwheid van het spoor kunnen in de praktijk lokale emissieverschillen tot ca. 5 dB(A) veroorzaken (Van Beek, 2000). Daarom wordt het spoor regelmatig (elke 2-3 jaar) geslepen. Verder speelt ook het gebruikte type dwarsliggers (betonnen of houten) een rol (zie 6.2.2.1.2.).

5. Meten

Als geluid geen gezondheids- en welzijnseffecten zou hebben, zou het geen probleem zijn. De beleidsmatige aandacht voor geluid wordt dan ook vooral veroorzaakt door de ongewenste effecten die het veroorzaakt. Periodieke peiling van de omvang van de effecten van geluid wordt uitsluitend voor hinder gedaan d.m.v. zogenaamde hinderenquêtes. De belangrijkste akoestische factor, de geluidbelasting, wordt bepaald middels geluidmetingen, maar vooral middels geluidberekeningen.

5.1 Maten

Alvorens in te gaan op de wijze van meten c.q. berekenen, is het goed stil te staan bij de maten waarin gemeten wordt. Een belangrijke eis die gesteld kan worden aan een maat, is dat het direct het effect meet waarin men geïnteresseerd is, dan wel dat het een grootheid meet die een eenduidige, reproduceerbare relatie heeft met dat effect. Als directe effectmaat is vooral het percentage (ernstig) gehinderden internationaal gebruikelijk. Als indirecte maat, maar met een duidelijk relatie met hinder (via zogenaamde dosis-effect relaties, zie 6.1.3.) wordt veelal de grootheid geluidbelasting gemeten c.q. berekend. Er zijn echter, zoals in de volgende paragrafen nader uiteengezet zal worden, vele dosismaten voor de geluidbelasting. Beschreven zal worden hoe de dosismaten voor geluidbelasting per land en per modaliteit (weg- rail- of vliegverkeer) verschillen. Daarnaast zijn ook binnen één land verschillen aan te treffen in gehanteerde maten die in wezen dezelfde situatie beschrijven. Dit is uiteraard uit het oogpunt van vergelijkbaarheid van gegevens, zowel nationaal als internationaal, onwenselijk.

5.1.1 Effectmaten

De belangrijkste maat voor hinder is het percentage gehinderden c.q. ernstig gehinderden. Volgens internationale afspraken worden de mensen die bij de betreffende enquetevragen een score hebben (op een schaal van 0 tot 100, waarbij 0 ‘helemaal niet hinderlijk ’ en 100 ‘heel erg hinderlijk’ is) boven de 72 de groep ‘ernstig gehinderden ’ genoemd. Scores vanaf 50 vormen de ‘gehinderden ’ (inclusief de ‘ernstig gehinderden’), scores vanaf 28 de groep ‘licht gehinderden’ (inclusief gehinderden en dus ook ernstig gehinderden) (Miedema et al., 2001). In Nederland is de 11-punts schaal (0 – 10) gebruikelijk, zoals toegepast in de periodieke hinderenquête van TNO. Daarbij is 0 ‘helemaal niet hinderlijk ’ en 10 ‘heel erg hinderlijk’. respondenten met scores vanaf 8 behoren tot de categorie ernstig gehinderden (zie 6.1.1.).

5.1.2 Dosismaten

De meeste Europese landen kennen hun eigen maten voor verkeerslawaai, waarbij de verschillende modaliteiten (weg-, rail-, luchtverkeer) vaak op hun beurt weer hun eigen maat kennen. In het algemeen bestaan er twee soorten maten: maten die het maximale geluidniveau (piekniveau) weergeven en maten die het geluidniveau gesommeerd over een bepaalde periode weergeven (equivalente dosismaten). Bij deze dosismaten vindt steeds een correctie plaats voor de gevoeligheid van het menselijk oor, de zogenaamde A-weging. Het menselijk gehoor is in staat frequenties van ca. 100 – 8000 Hz waar te nemen, afhankelijk van o.a. leeftijd en aanleg. Men is echter niet voor alle hoorbare frequenties even gevoelig. Het gevoeligst is men in het middenbereik (500 – 2000 Hz). Bij de A-weging wegen deze frequenties dan ook zwaarder mee dan de hoge en lage frequenties. Er wordt bovendien vaak, met het oog op de hinderlijkheid van het geluid, gecorrigeerd voor het tijdstip (b.v. een straffactor van 5 dB(A) of 10 dB(A) voor avond respectievelijk nacht) of voor de aard van het geluid. Zo kennen Oostenrijk, Zwitserland en Duitsland de zogenaamde ‘Schienenbonus’ van (meestal) 5 dB(A) voor emissies van treinverkeer (Önorm 5011, 1995; Deutsche Bundesbahn, 1990). In Nederland wordt rekening gehouden met de minder hinderlijke aard van het geluid van treinverkeer (in vergelijking met wegverkeer) door bij de normstelling hogere immissiewaarden toe te staan voor treinverkeer.

Voor wegverkeer, waar piekniveaus nauwelijks een rol spelen, is voor de regelgeving in de verschillende Europese landen uitsluitend de equivalente dosismaat van belang (zie bijlage 3). Voor trein- en vliegverkeer, waar geïsoleerde passages een veel grotere rol spelen, is naast de equivalente dosismaat ook het piekniveau van belang (zie bijlage 4 en 5). Daardoor zijn met name bij vlieg- en treinverkeer de maten L_{\max} (het piekniveau tijdens passage) en SEL (Sound Exposure Level, het gecumuleerde geluidsniveau van 1 akoestische gebeurtenis, b.v. een treinpassage; om vergelijking tussen akoestische gebeurtenissen mogelijk te maken wordt de gebeurtenis genormaliseerd naar 1 seconde) van belang. Regelgeving uitsluitend gebaseerd op (piek)niveaus tijdens passages komt niet voor. Dit zou immers het grote nadeel hebben dat geen rekening gehouden zou worden met het *aantal* passages.

Uit bijlage 3, 4 en 5 wordt duidelijk dat er een groot aantal verschillende geluidindices bestaan, vooral op het gebied van vliegtuiglawaai. Nadere beschouwing van de indices laat echter nog andere, in de bijlages niet tot uitdrukking komende verschillen zien. Zo verschilt met name de beschouwde periode per land, maar ook per bron. Uitsluitend voor Nederland wordt dit in de volgende paragraaf nader uitgewerkt.

5.1.2.1 *Huidige situatie m.b.t. geluidmaten in Nederland*

In Nederland wordt het geluid van weg- en treinverkeer uitgedrukt in de dosismaat L_{etmaal} . Dit is de waarde, uitgedrukt in dB(A), van die etmaalperiode, vermeerderd met eventuele straffactoren, waarin het hoogste geluidsniveau optreedt. Voor wegverkeer worden daarbij slechts de dag en de nacht onderscheiden, voor treinverkeer de dag, de avond en de nacht. De dagperiode duurt van 7.00 tot 19.00 uur, de avondperiode van 19.00 tot 23.00 uur en de nachtperiode van 23.00 tot 7.00 uur. Het equivalente geluidniveau van de avond wordt, met het oog op de hinderlijkheid van het geluid in die periode, vermeerderd met een straffactor van 5 dB(A), het equivalente geluidniveau van de nacht wordt vermeerderd met een straffactor van 10 dB(A). Daarbij wordt voor wegverkeer uitgegaan van een jaargemiddelde werkdag, terwijl voor treinverkeer een 3-jaargemiddelde weekdag wordt beschouwd.

Voor vliegverkeer worden in Nederland verschillende grootheden gebruikt, namelijk de index B als maat voor de geluidbelasting, uitgedrukt in Kosteneenheden (Ke) voor de gezoneerde⁶ vliegvelden met overwegend ‘grote’ luchtvaart en de BKL voor de gezoneerde velden (BKL staat voor geluidBelastingseenheid Kleine Luchtvaart) met overwegend ‘kleine’ burgerluchtvaart. Bij ‘grote’ burgerluchtvaart gaat het om vliegtuigen met een maximaal startgewicht van meer dan 6000 kg; bij ‘kleine’ luchtvaart om vliegtuigen met een maximaal startgewicht dat ligt tussen 390 kg en 6000 kg. Op terreinen waar ook ‘s nachts structureel wordt gevlogen wordt nog de equivalente dosismaat L_{Aeq} gebruikt. In deze dosismaat is rekening gehouden met de demping van het geluid door de gevel van de woning en representeert zodoende een waarde voor de nachtelijke geluidbelasting binnen.

De geluidbelasting voor grote vliegvelden wordt uitgedrukt in de index B, waarbij:

$$B = 20 \log (\text{SOM } g_i 10^{L_i/15}) - 157$$

Waarbij L_i de L_{max} in dB(A), op jaarbasis

En $g_i = 1$	8.00 – 18.00 h
2...8	6.00-8.00; 18.00 – 23.00 h (afhankelijk van tijdstip neemt g_i een andere waarde aan tussen 2 en 8)
10	23.00 – 6.00 h

Hierbij wordt dus uitgegaan van het maximale niveau bij een vliegtuigpassage, en wordt bovendien via een gedifferentieerd systeem van straffactoren rekening gehouden met het tijdstip van overvliegen. De periode met de maximale straffactor van 10 is evenwel korter dan bij weg- en treinverkeer, namelijk van 23.00 – 6.00 uur. Net als bij weg- en railverkeer wordt gemiddeld over de periode van een jaar.

Bij invoering van deze systematiek in Nederland, eind jaren 60, waren de vliegtuigen aanmerkelijk lawaaiiger dan tegenwoordig. Destijds is daarom, om al te uitgebreide rekenslagen te vermijden, gekozen om slechts te rekenen vanaf een piekniveau (L_{max}) van 65 dB(A). Tegenwoordig zijn vliegtuigen aanmerkelijk stiller, maar wordt nog steeds met de drempelwaarde van 65 dB(A) gerekend. Dit betekent dat, zeker in de wat ruimere omgeving van het vliegveld, het lawaai van overkomende vliegtuigen niet meer wordt meegerekend.

⁶ Onder gezoneerd wordt hier verstaan: voorzien van een vastgelegde geluidzone, waarop gehandhaafd dient te worden en die niet overschreden dient te worden.

Op terreinen met overwegend kleine luchtvaart is het vliegverkeer geconcentreerd in de zomermaanden en in de weekenden. Het gaat daarbij om een groot aantal circuitvluchten met propellervliegtuigen die in deze periode een relatief continue geluidbelasting veroorzaken. Vanwege dit specifieke karakter van het vliegverkeer wordt de geluidbelasting rond deze terreinen beoordeeld aan de hand van een aparte geluidmaat, de BKL (geluidBelastingseenheid Kleine burgerLuchtvaart). In deze dosismaat wordt een gemiddeld weekeinde in het drukste halfjaar als uitgangspunt genomen, waarna een gewogen optelling met straffactoren voor avond- en nachtperiode plaats vindt. Qua opzet en grenswaardstelling is het BKL-systeem verwant aan dat voor industrielawaai (De Vos, 2001).

Voor luchtvaartterreinen waar sprake is van structureel uitgevoerd nachtelijk vliegverkeer geldt een specifieke norm voor de geluidbelasting door dit nachtelijke vliegverkeer. Omdat deze norm gericht is op beperking van de slaapverstoring, is gekozen voor een dosismaat die de nachtelijke geluidbelasting binnenshuis (in de slaapkamer) weergeeft. In deze dosismaat, de L_{Aeq} , zijn via een bepaalde formule het aantal, de hoogte en de lengte van de vliegtuiggeluiden verdisconteerd, die optreden in een periode van een jaar optreden tussen 23:00 uur 's avonds en 6:00 uur 's morgens.

Op basis van het rapport van de Werkgroep Nachtnormering (VROM, 1993) is besloten een L_{Aeq} van 26 dB(A), als tijdsgemiddelde niveau over 7-urige nachtperiode, zoals optredend binnen slaapvertrekken, te hanteren als nachtnorm.

5.1.2.2 Toekomstige situatie in Nederland

Er is dus een groot aantal geluidsmaten die vaak verschillen per (Europees) land en per vervoerscategorie. Dit bevordert de vergelijkbaarheid en uitwisselbaarheid van informatie over akoestische zaken tussen verschillende landen uiteraard niet. De Europese Commissie heeft daarom, in haar streven naar harmonisatie op velerlei terrein, in juli 2000 een richtlijn voor omgevingslawaai gepubliceerd (COM(2000)468). Eén van de elementen uit die richtlijn is de harmonisatie van geluids(belastings)indicatoren, de dosismaten⁷. De voorgestelde geluidsindicatoren zijn L_{den} en L_{night} .

Bij de L_{den} worden de equivalente geluidniveaus van de dag, de avond en de nacht energetisch gesommeerd, waarbij voor de avond en de nacht straffactoren van 5 dB(A) en 10 dB(A) worden toegepast, zoals ook bij L_{etmaal} het geval was. In formule luidt dit:

$$L_{den} = 10 * \log (12/24 * 10^{L_{dag}/10} + 4/24 * 10^{(L_{avond} + 5)/10} + 8/24 * 10^{(L_{nacht} + 10)/10}) \text{ dB(A)}$$

Uit de formule blijkt dat de L_{den} ten hoogste gelijk zal zijn aan de L_{etmaal} , namelijk alleen dan wanneer L_{avond} 5 dB(A) en L_{nacht} 10 dB(A) lager zijn dan L_{dag} . In alle andere gevallen is L_{den} lager dan L_{etmaal} .

De geluidsindicator L_{night} is vooral gericht op slaapverstoring.

Daarnaast mogen lidstaten voor bijzondere gevallen ook andere dosismaten (blijven) toepassen, maar rapportage aan de Europese Commissie gebeurt alleen in termen van L_{den} en L_{night} . Voorbeelden van dergelijke gevallen zijn situaties met sterk laagfrequent geluid, situaties met heel weinig vliegtuig- of voertuigpassages, of de behoefte voor extra bescherming van de weekeinden in een bepaalde (stilte-)gebieden.

⁷ Daarnaast worden in de richtlijn voorstellen gedaan voor meet- en rekenmethoden, dosis-effectrelaties, de vervaardiging van geluidkaarten, de informatie naar Europese Commissie etc. Hierop wordt in volgende hoofdstukken ingegaan.

In het kader van MIG wordt in Nederland voorgesteld om naast de reeds genoemde dosismaten L_{night} en L_{den} ook gebruik te maken van de uniforme dosismaat L_{den}^* . De gedachte hierachter is dat niet elk geluid even hinderlijk is. Zo is vliegverkeerslawaaai hinderlijker dan wegverkeerslawaaai dat op zijn beurt weer hinderlijker is dan spoorweglawaaai. Vliegverkeerslawaaai is echter buiten het MIG gehouden, waardoor uit het MIG voortvloeiende normen voor gecumuleerd geluid altijd gezien moeten worden als gecumuleerd geluid exclusief luchtvaartgeluid. De L_{den}^* voor een bron wordt verkregen door de L_{den} voor die bron te vertalen naar de L_{den} van wegverkeer die evenveel hinder op zou leveren. Door introductie van deze dosismaat zullen uitspraken over te verwachten hinder op lokaal niveau gemakkelijker te vergelijken en inzichtelijker zijn. Op internationaal niveau zal het echter slechts tot onduidelijkheid leiden, aangezien deze dosismaat alleen in Nederland wordt voorgesteld en daardoor worden Nederlandse geluidbelastingcijfers uitgedrukt in L_{den}^* slecht vergelijkbaar met buitenlandse cijfers. Daarnaast is nog niet duidelijk hoe omgegaan moet worden met de in het kader van MIG eveneens voorgestelde normstelling in L_{den}^* . Immers, waar in NMP4 wordt gesproken van geluidniveaus op de gevel van maximaal 70 dB(A) wordt daarmee 70 dB(A) in de dosismaat L_{den} bedoeld, al is zelfs dat niet volstrekt duidelijk.⁸ In het MIG wordt deze bovengrens eveneens gehanteerd, maar dan uitgedrukt in L_{den}^* . Dit zou betekenen dat in MIG een geluidniveau van het niet zo hinderlijke treinverkeer van maximaal 70 dB(A) L_{den}^* zou worden toegestaan, overeenkomend met ca. 83 dB(A), uitgedrukt in L_{den} . Dit is ver boven de huidige maximaal toelaatbare grenswaarde van 73 dB(A) (met ontheffing en in bestaande situaties) en nog verder boven de in het NMP4 genoemde 70 dB(A). Er wordt overigens aan gewerkt om deze normoverschrijding wettelijk onmogelijk te maken, waarmee dan weer wel het idee achter de introductie van de uniforme dosismaat enigszins wordt ondergraven.

Om het nog gecompliceerder te maken, waar in het recentelijk verschenen NVVP, dat zeker de komende jaren, wellicht tot in het volgend decennium van kracht zal zijn, gesproken wordt over 70 dB(A) langs rijkswegen wordt daarmee nog de ‘oude’ dosismaat L_{etmaal} bedoeld, overeenkomend met 68-69 dB(A) L_{den} (zie 5.1.2.2.1.). Kortom, in drie vlak na elkaar verschenen grote rijksnota's is telkens sprake van 70 dB(A), maar wordt telkens een andere grootte en daarmee een ander geluidniveau bedoeld.

5.1.2.2.1 Consequenties overgang naar L_{den}

De voorziene overgang naar de nieuwe dosismaat L_{den} zal vooral gevolgen hebben voor geluidszoneringen en geluidsvergunningen (en de handhaving daarvan). Immers, daar waar zones en vergunningen in het verleden in een, per bron vaak verschillende, maat (zie 5.1.2.1.), waren opgesteld, zullen deze in de toekomst in L_{den} moeten worden opgesteld. Daarbij zal vrijwel nooit sprake kunnen zijn van een 1:1 overgang, maar zullen, afhankelijk van de situatie en de in het verleden gehanteerde geluidsmaat, concessies gedaan worden. In de volgende twee paragrafen zal kort op de consequenties ingegaan worden voor de twee

⁸ Op pagina 199 staat:

‘De in de tekst genoemde geluidniveaus weergegeven in de eenheid dB(A) zijn zogenoemde 24-uursgemiddelden. Daarbinnen wordt een onderscheid gemaakt tussen de dag-, de avond- en de nachtperiode. De waarden van de avond- en de nachtperiode worden met een straffactor verhoogd’.

Dit is een beschrijving van L_{den} . Echter, op dezelfde pagina staat ook:

‘De etmaalperiode met de hoogste waarde geldt als maatgevend.’

Dit is daarentegen een beschrijving van L_{etmaal} . Navraag bij twee betrokken beleidsambtenaren bij VROM welke van de twee geluidmaten bedoeld wordt, leverde twee verschillende antwoorden op.

belangrijkste geluidmaten, de L_{etmaal} voor weg- en treinverkeer en de K_e voor de grote burgerluchtvaart.

5.1.2.2.1.1 Overgang L_{etmaal} naar L_{den}

De overgang naar een nieuwe dosismaat zal een aantal gevolgen hebben, vooral op het gebied van normen, regelgeving en vergunningen. Doordat in Nederland al sinds 1979 de wet Geluidhinder van kracht is zijn grenswaardes, streefwaardes, eventuele hogere waardes en maatregelen als bijvoorbeeld geluidschermen alle gebaseerd op de L_{etmaal} als dosismaat. Er is geen eenduidige relatie tussen de waarde van L_{den} en de etmaalwaarde. Deze relatie is sterk afhankelijk van de verdeling van de geluidsniveaus over de verschillende etmaalperioden, zoals de volgende tabel illustreert (gebaseerd op telgegevens, waarneemhoogte 4 meter, afstand tot weg 25 meter).

Tabel 4: Geluidniveaus op 3 locaties bij verschillende dosismaten

Bron	Ldag	Lavond +5	Lnacht + 10	Letm	Lden	Letm-Lden	Lnacht+10 - Ldag
Rijksweg A2 bij Breukelen, 1993	73,4	75,6	76,4	76,4	75	1,4	3
Rijksweg A2 bij Breukelen, 1999	74	76,7	77,8	77,8	76,1	1,7	3,8
Rijksweg A28 bij Zwolle, 1993	71,1	72,9	73,5	73,5	72,3	1,2	2,4
Rijksweg A28 bij Zwolle, 1999	72,6	75	75,7	75,7	74,3	1,4	3,1
Rijksweg A32 bij Havelte, 1999	66,8	68,5	69,4	69,4	68,1	1,3	2,6

Uit de tabel blijkt dat bij rijkswegen in de nachtperiode (inclusief de straffactor) de hoogste geluidbelastingen voorkomen, 3 – 4 dB(A) hoger dan overdag.

Bovendien blijkt uit de tabel, dat het verschil tussen L_{den} en L_{etmaal} toeneemt naarmate er meer verschil zit tussen L_{dag} en L_{nacht} . Doordat de verkeersafwikkeling over het etmaal heen varieert, maar ook regionaal en door de jaren heen verschilt (Nijland, 2001), zijn de verschillen tussen L_{den} en L_{etmaal} niet constant door de jaren heen noch zijn ze constant tussen de verschillende regio's. Het is te verwachten dat de verschillen tussen L_{den} en L_{etmaal} het grootst zijn in de Randstad en kleiner buiten de Randstad, omdat in de Randstad relatief meer in de nacht gereden wordt, waardoor de verschillen tussen de geluidbelasting overdag en de (maatgevende) geluidbelasting 's nachts in de Randstad het grootst zijn. Hierdoor 'profiteert' de Randstad het meest van de invoering van L_{den} ; de stijging van de geluidbelasting komt vooral in de Randstad in L_{den} minder tot uitdrukking dan in L_{etmaal} .

Bovenstaande illustreert nog eens dat er geen eenduidige relatie is tussen L_{den} en L_{etmaal} . In de concept-richtlijn van de Europese Commissie wordt het vaststellen van (voorkeurs- en maximaal toelaatbare) grenswaarden overgelaten aan de lidstaten. Deze grenswaarden zullen in Nederland in L_{den} vastgesteld worden. Tot nu toe zijn deze in L_{etmaal} vastgesteld. De overgang van normering in L_{etmaal} naar normering in L_{den} zal 'normneutraal' geschieden. De inhoud van het begrip normneutraliteit staat echter nergens omschreven, en een aantal opties zijn in principe mogelijk. De twee belangrijkste zijn:

1. waardeneutraal

Daarbij wordt bedoeld dat waar sprake is van een grenswaarde van 50 dB(A) L_{etmaal} , dit in de toekomst 50 dB(A) L_{den} zou worden. Het is duidelijk dat dit een forse verruiming van de grenswaarden zou betekenen, aangezien L_{den} (vrijwel) altijd lager zal liggen dan L_{etmaal} , bij rijkswegen, afhankelijk van de regio, 1 – 2 dB(A). Dit zou betekenen dat een verkeersgroei van 25 – 60 % mogelijk zou zijn voordat op papier dezelfde geluidbelasting bereikt zou zijn. Dit is uit oogpunt van bestrijding van geluidhinder uiteraard ongewenst. Bovendien zouden zonegrenzen, berekend in L_{etmaal} , plotseling fors kunnen verschuiven.

2. ruimteneutraal

Daarbij is sprake van een nieuwe grenswaarde in L_{den} die akoestisch zoveel mogelijk overeenkomt met de oude L_{etmaal} -waarde. Er ontstaat geen extra geluidruimte. Dit zou voor rijkswegen een verlaging van de grenswaarden met ca. 2 dB(A) betekenen. Echter, uit de tabel blijkt al dat een dergelijke verlaging ruimteneutraal kan zijn voor het hier en nu, maar op een andere plaats of op een ander tijdstip een andere waarde zou kunnen krijgen. Daar waar de vorm van de geluidzone door de invoering van de uniforme dosismaat gaat veranderen ontstaat een probleem, omdat deze vorm niet door een aanpassing van de getalswaarde van de norm te 'neutraliseren' is.

Bovendien brengt deze optie uiteraard administratief werk met zich mee, aangezien niet alleen wettelijke waarden, maar ook alle daarop gebaseerde vergunningen herzien zullen moeten worden.

5.1.2.2.2 Overgang Ke naar L_{den}

Voor de 'omrekening' van Ke's in dB(A)'s (L_{den}) kan niet, zoals bij weg- en railverkeer worden uitgegaan van een generieke omrekening op basis van de verdeling van het vliegverkeer over de etmaalperiodes. Vergelijking van de formules voor de Ke en de L_{den} laat immers zien dat het aantal vliegbewegingen en de geluidemissies van de vliegtuigen verschillend worden gewogen. (Brouwer et al., 2000). In principe laat de L_{den} bij een stiller wordende vloot, zoals reeds jaren gaande is (zie figuur 4), een groter aantal vliegtuigbewegingen toe dan de Ke, zie tabel 5.

Tabel 5: Mogelijke toename aantal vluchten bij afname van het gemiddeld geluidniveau van vliegtuigen voor twee geluidmaten, Ke en L_{den} .

Emissiereductie in dB(A)	Extra aantal vluchten (in %)	
	Ke	Lden
0	0	0
1	17	26
2	36	58
3	58	100
4	85	151
5	115	216
6	151	298
7	193	401
8	241	531
9	298	694
10	364	900

Bovenstaande tabel zou de indruk kunnen wekken dat door de overgang van Ke naar L_{den} er dus meer groei op de luchthaven Schiphol gefaciliteerd kan worden bij gelijkblijvende zone-

grenzen en een stiller wordende vloot. De omrekening van een geluidbelasting in Kosteneenheden in een geluidbelasting in dB(A)'s L_{den} wordt echter niet alleen maar gecompliceerd door een verschillende weging van het aantal (nachtelijke) bewegingen en de gemiddelde geluidemissie van de vloot. In paragraaf (over de dosismaten) is al aangegeven dat de Ke-berekening op meerdere punten afwijkt. Dit hangt met name samen met het feit dat bij de Ke een drempelwaarde ('afkap') van 65 dB(A) wordt toegepast op de veroorzaakte piekniveaus. Omdat de samenstelling, de vliegprocedures en de vlieghoogtes op een bepaalde locatie van invloed zijn op het aantal vluchten met een piekniveau boven 65 dB(A), geldt voor iedere locatie én tijdstip een verschillende relatie tussen de geluidbelasting in Ke en dB(A)'s. Dit leidt er onder andere toe dat bij een stiller wordende vloot, minder vluchten worden meegenomen in de Ke-berekening, zodat de 'extra vlucht-percentages' uit tabel 5 voor de Ke feitelijk hoger liggen. Gemiddeld neemt dit percentage toe met de afstand van de locatie tot de luchthaven.

In de nieuwe Luchtvaartwet (Ministerie Verkeer en Waterstaat, 2001) (i.t.t. andere bronnen viel vliegtuiglawaai niet onder de Wet Geluidhinder, en zal daar ook in de toekomst, na de MIG-stelselwijziging, niet onder vallen) is rekening gehouden met de invoering van L_{den} met straffactoren van 5 dB(A) en 10 dB(A) voor avond en nacht. Ook wordt de nachtnorm aangepast op het Europese stelsel van geluidmaten. De nachtnorm wordt daartoe gebaseerd op de geluidbelasting buiten, tijdens de 8-urige nacht (23.00-7.00u). Afhankelijk van de systematiek van normstelling zal de overgang op deze nieuwe dosismaten meer of minder ruimte bieden aan het vliegverkeer over sommige gebieden (RIVM, MB2000). Door een speciaal hiervoor door de minister ingestelde commissie is aangegeven dat de beoogde overgang van het vigerende systeem van geluidzoning naar een systeem met handhavingspunten in of nabij woonlocaties op termijn het risico van een hogere geluidbelasting op een groot gebied rond Schiphol met zich meedraagt (Berkhout et al., 2001). In bredere zin zijn onlangs de consequenties van de overgang in beeld gebracht in een Milieu Effecten Rapportage (Schiphol 2003, V&W, 2001). In de MER wordt geconcludeerd dat de nieuwe systematiek van normstelling en de daarbij gehanteerde omrekeningssystematiek voldoen aan de (milieu)voorwaarden die in 1995 gesteld zijn aan de aanleg van de vijfde baan (Ministerie V & W, 1995).

6. De wijze van meten c.q. berekenen

De ongewenste effecten van geluid op mens en dier vormen uiteraard de achtergrond van waaruit inspanningen gedaan worden om die effecten te bepalen. Aangezien gezondheids- en welzijnseffecten niet eenvoudig te bepalen zijn en afhangen van vele factoren (zie hoofdstuk 2), wordt veel van de huidige reken- en meetinspanning geconcentreerd op de belangrijkste akoestische factor, de geluidsbelasting. In 6.1. en 6.2. zal ingegaan worden op de wijze waarop de effecten resp. de geluidbelasting bepaald worden. Aangezien het RIVM-instrumentarium gericht is op de berekening van de geluidbelasting, zal daarop in dit rapport de nadruk liggen en zal de wijze van bepaling van gezondheids- en welzijnseffecten slechts summier beschreven worden.

6.1 Bepaling van de effecten

Hoewel er vele gezondheids- en welzijnseffecten van geluid zijn (zie bijlage 1), wordt (in Nederland) periodiek en op landelijke schaal uitsluitend hinder als effect gemeten. Overige effecten worden niet periodiek en niet landsdekkend onderzocht.

Het belangrijkste meetinstrument voor een subjectieve beleving als geluidhinder is de enquête. In Nederland zijn op landelijke schaal twee enquêtes van belang, de ca. 4-jaarlijkse TNO-hinderenquête en de jaarlijkse POLS-enquête van CBS (Permanent Onderzoek Leefsituatie).

6.1.1 TNO-enquête

De TNO-enquête wordt om de 4-5 jaar gehouden, waarbij gevraagd wordt naar (geluid)hinder door allerlei verschillende bronnen en waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen gehinderden en ernstig gehinderden. Er wordt gebruik gemaakt van een 11-punts schaal (zie 5.1.1.), waarbij respondenten met scores vanaf 8 tot de categorie ernstig gehinderden worden gerekend.

Uit de laatste hinder-enquête van TNO (De Jong et al., 2000) blijkt dat in 1998 44% van de Nederlanders ernstig gehinderd was door een bron van lawaai. Wegverkeer was met 27 % ernstig gehinderden de voornaamste bron, gevolgd door burens (22 %) en vliegtuiglawaai (15 %).

6.1.2 POLS-enquête van CBS

Tot 1997 werd door CBS jaarlijks het Doorlopend Leefsituatie Onderzoek (DLO) uitgevoerd, waarin o.a. vragen opgenomen waren over (geluid) hinder. Het DLO is in 1997 opgegaan in het Permanent Onderzoek Leefsituatie (POLS). In POLS zijn alle vroegere, afzonderlijk gehouden CBS-enquêtes rondom verschillende onderwerpen van de leefsituatie samengesmeed tot een nieuw geïntegreerd systeem van leefsituatie-onderzoeken. POLS is gebaseerd op een personensteekproef en kent een modulaire opbouw. Een van de POLS-modules is de zogenaamde module REM (REcht en Milieu) met daarin onder meer de aloude DLO-vragen naar geluid- en stankhinder, milieubesef en milieugedrag. Op basis van POLS is het niet mogelijk onderscheid te maken tussen hinder en ernstige hinder. De hinderpercentages uit POLS (en voorheen DLO) liggen aanmerkelijk lager

dan de hinderpercentages uit de TNO-enquetes. Een bevredigende verklaring hiervoor is niet bekend.

6.1.3 Hinderbepaling aan de hand van dosis-effect relaties

Voor de verschillende modaliteiten is onderzoek gedaan naar de relatie tussen geluidbelasting en (ernstige) hinder (Miedema et al., 2001). Op basis hiervan zijn dosis-effect relaties geformuleerd, die het verband tussen enerzijds lichte hinder, hinder en ernstige hinder en anderzijds de geluidbelasting (uitgedrukt in de dosismaat L_{den}) weergeven. Hieronder zijn deze dosis-effect relaties in formule weergegeven (LH = lichte hinder, H = hinder, EH = ernstige hinder). De relaties zijn niet geldig voor 'extreme waarden' (i.e. geluidbelastingen boven 75 dB(A) of onder 45 dB(A), aangezien deze niet in de achterliggende analyse betrokken waren.

Vliegtuiglawaai:

$$\begin{aligned} \%LH &= -6.158 \cdot 10^{-4} \text{den}(LDEN-32)^3 + 3.410 \cdot 10^{-2} (LDEN-32)^2 + 1.738 (LDEN-32); \\ \%H &= 8.588 \cdot 10^{-6} (LDEN-37)^3 + 1.777 \cdot 10^{-2} (LDEN-37)^2 + 1.221 (LDEN-37); \\ \%EH &= -9.199 \cdot 10^{-5} (LDEN-42)^3 + 3.932 \cdot 10^{-2} (LDEN-42)^2 + 0.2939 (LDEN-42); \end{aligned}$$

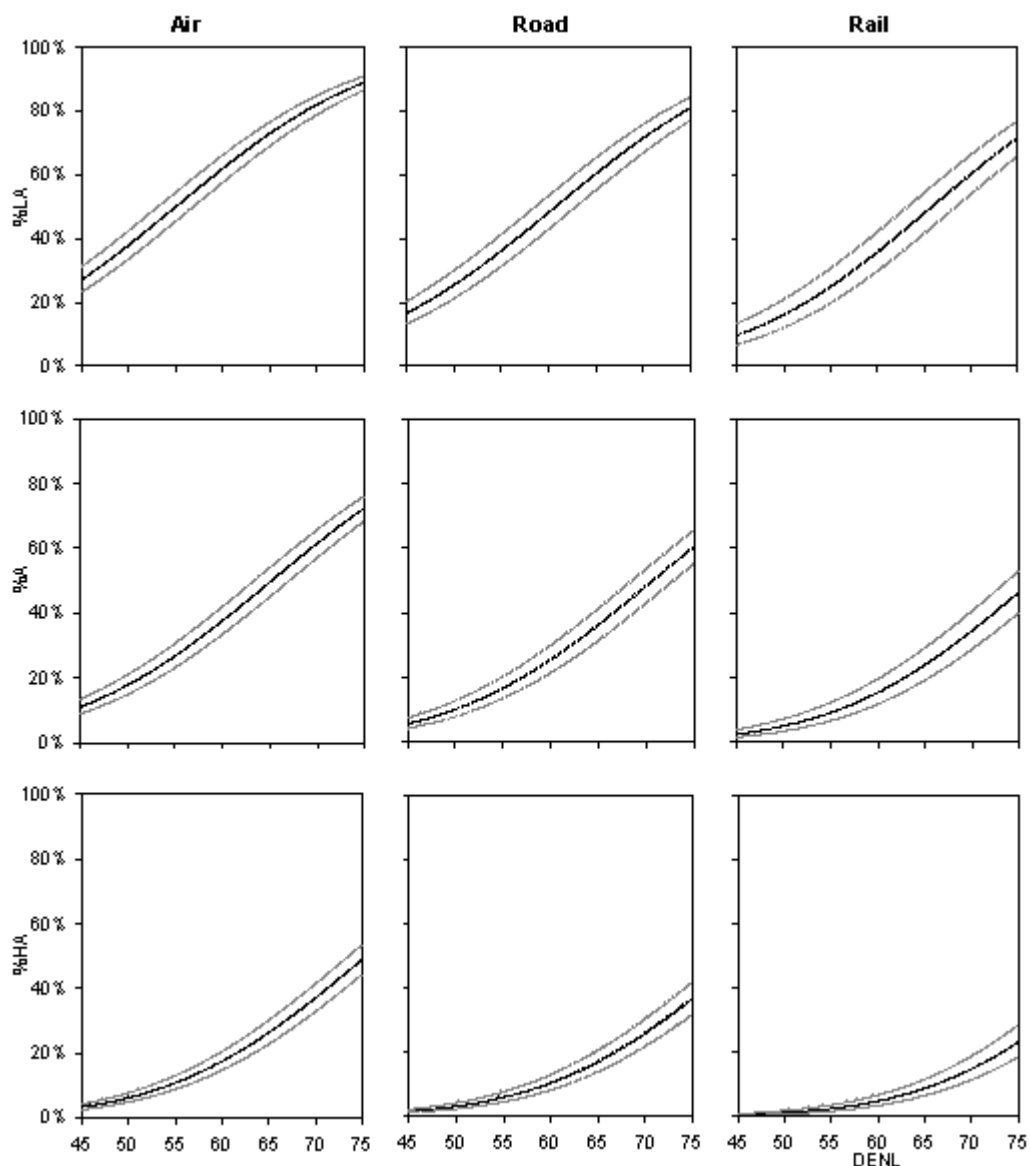
Wegverkeerslawaai:

$$\begin{aligned} \%LH &= -6.235 \cdot 10^{-4} (LDEN-32)^3 + 5.509 \cdot 10^{-2} (LDEN-32)^2 + 0.6693 (LDEN-32); \\ \%H &= 1.795 \cdot 10^{-4} (LDEN-37)^3 + 2.110 \cdot 10^{-2} (LDEN-37)^2 + 0.5353 (LDEN-37); \\ \%EH &= 9.868 \cdot 10^{-4} (LDEN-42)^3 - 1.436 \cdot 10^{-2} (LDEN-42)^2 + 0.5118 (LDEN-42); \end{aligned}$$

Spoorweglawaai:

$$\begin{aligned} \%LH &= -3.229 \cdot 10^{-4} (LDEN-32)^3 + 4.871 \cdot 10^{-2} (LDEN-32)^2 + 0.1673 (LDEN-32); \\ \%H &= 4.538 \cdot 10^{-4} (LDEN-37)^3 + 9.482 \cdot 10^{-3} (LDEN-37)^2 + 0.2129 (LDEN-37); \\ \%EH &= 7.239 \cdot 10^{-4} (LDEN-42)^3 - 7.851 \cdot 10^{-3} (LDEN-42)^2 + 0.1695 (LDEN-42). \end{aligned}$$

In onderstaande figuur zijn deze relaties weergegeven.



Figuur 6: Dosis-effectrelaties (incl. 95% betrouwbaarheidsinterval) voor weg-, spoorweg- en vliegverkeerslawaai, bovenste rij lichte hinder, middelste rij hinder, onderste rij ernstige hinder (Miedema et al., 2001). $DENL = L_{den}$

Met behulp van deze relaties in combinatie met modelmatige berekende geluidbelastingen is het mogelijk de (ernstige) hinder in een bepaald gebied te berekenen. In Nederland doet b.v. TNO-PG dit met behulp van het zogenaamde 'Urbis'-model voor afzonderlijke steden (Borst, 2001), het RIVM doet dit op regionale en nationale schaal met behulp van het Empara-model (Dassen et al., 2001). De hieruit resulterende hinderpercentages liggen lager dan de hinderpercentages uit de CBS-enquêtes en aanmerkelijk lager dan de uitkomsten van de TNO-enquêtes. Een bevredigende verklaring hiervoor is niet bekend. Een mogelijke oorzaak van het verschil ligt in het feit dat de hindercijfers uit de hinderenquête betrekking hebben op respondenten die door minstens een van deelbronnen (b.v. brommers, bussen, vrachtauto's, personenauto's) gehinderd zijn, terwijl de dosis-effect relaties betrekking hebben op grotere verkeerscategorieën (b.v. wegverkeer, vliegverkeer). Iemand die aangeeft hinder te ondervinden van brommers hoeft nog niet aan te geven hinder te ondervinden van wegverkeer. Nader onderzoek hiernaar is echter zeer gewenst.

6.2 Bepaling van de geluidbelasting

Naast (of in plaats van) de effectbepaling wordt vaak de belangrijkste akoestische factor bepaald, de geluidbelasting. In principe bestaan voor deze bepaling twee mogelijkheden, middels meting of middels berekening (dikwijls ondersteund door validatiemetingen). Metingen vinden vooral incidenteel plaats. In de nabijheid van belangrijke bronnen (b.v. vliegvelden) bestaan soms permanente meetsystemen, bedoeld voor de monitoring van de geluidbelasting in de omgeving van de bron, zoals b.v. het NOMOS (Noise Monitoring System)-systeem voor Schiphol. Het RIVM heeft permanente meetposten bij een snelweg, een spoorweg en een militair vliegveld. Zij dienen echter een wezenlijk ander doel (Jabben, 2000) en geven slechts een beperkt beeld van de geluidbelasting in de omgeving van de bron. Nationaal, maar ook internationaal, worden milieu-effect-rapportages, zonerings, vergunningen en eventueel te treffen maatregelen vrijwel altijd gebaseerd op berekeningen (eventueel ondersteund door (validatie)metingen). In dit rapport zal daarom, ook omdat dit een thema op zichzelf vormt, verder geen aandacht aan meetmethodieken besteed worden. Daarentegen zal uitgebreid ingegaan worden op de verschillende berekeningsmethodieken, zoals deze (inter)nationaal gangbaar zijn voor verschillende modaliteiten. Daarbij richt de aandacht zich vooral op (verschillen in) de wettelijk voorgeschreven rekenmethodes. Deze methodes worden meestal geïmplementeerd in software-pakketten, waarbij software-matige keuzes gemaakt worden, gerelateerd aan pragmatische oplossingen ter beperking van rekentijden of gerelateerd aan pragmatische oplossingen voor beperkingen in de gebruikte software of gebruikte invoerdata. De hierdoor onstane implementatieverschillen van een en dezelfde methode komen in dit rapport slechts zijdelings aan de orde, maar verdienen binnen het RIVM zeker nadere aandacht. Dassen et al. (2001) hebben hiernaar onderzoek uitgevoerd en bevelen o.a. aan een modelvergelijking van het RIVM-model Empara uit te voeren met het TNO-PG model Urbis. Daarnaast verdient een modelvergelijking met het Rijkswaterstaat-model voor Rijkswegen, Silence (Paffen et al., 2001) en het NS-RIB model voor spoorwegen, Gerano, zeker aandacht.

6.2.1 Berekening geluidbelasting door wegverkeer

Alle in Europa gangbare modellen berekenen de geluidbelasting op een bepaalde plaats door, uitgaande van de emissie, een zekere demping te veronderstellen veroorzaakt door factoren als afstand, lucht, bodem en eventuele geluidschermen. Daarnaast kan (al of niet) gecorrigeerd worden voor factoren als meteorologische omstandigheden en eventueel optredende reflecties.

In formule :

$$L_{Aeq} = E_A - D_{GEO} - D_{atm} - D_{bodem} - D_{scherm} + C_{refl} + C_{meteo} \text{ dB(A)}$$

In de paragrafen 6.2.1.1 en 6.2.1.2, zullen de verschillende termen van deze algemene formule, en de wijze waarop deze in de verschillende voorgeschreven rekenmethodieken geïmplementeerd zijn, aan de orde komen. Ook zullen aan de hand van een aantal uit de literatuur bekende voorbeeldsituaties de gevolgen van deze verschillen voor de berekende geluidbelasting aan de orde komen.

Voor wegverkeer zijn in Europa een aantal rekenmethoden gangbaar, waarbij in het algemeen gesteld 1 methode in 1 of meerdere landen gebruikt wordt en per land 1 methode wordt

gebruikt. Soms bestaan er verschillende versies, voor simpele en meer ingewikkelde situaties of voor globale en meer gedetailleerde berekeningen, zoals in Nederland, waar SRM1 naast SRM 2 gebruikt wordt. In dit rapport worden de volgende rekenmethoden behandeld:

- Calculation of Road Traffic Noise, CRTN voor Groot Britannië (Department of Transport, 1988)
- Guide du Bruit des transports Terrestres, GdB voor Frankrijk (Ministere de l'environnement et du cadre de vie et Ministere des Transports Direction générale des transports intérieurs, 1980)
- Richtlinien für den Lärmschutz an Strassen, RLS-90 voor Duitsland (Bundesminister für Verkehr, 1990)
- Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaaï I, SRM 1 voor Nederland (Ministerie VROM, 1981)
- Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaaï II, SRM 2 Nederland (Ministerie VROM, 1981)
- RVS 3.114 Lärmschutz, RVS 3.114 voor Oostenrijk (Brunner en Lang, 1995)

Geluidemissie en geluidoverdracht van bron naar ontvanger zijn de belangrijkste onderdelen van de modellen (het ISO 9613 –model heeft uitsluitend betrekking op overdracht en wordt hier verder buiten beschouwing gelaten). Om geluidemissies en geluidoverdracht modelmatig te kunnen benaderen moeten een aantal aannames gedaan worden. Deze aannames verschillen per model en mede daardoor zal de doorrekening van eenzelfde situatie door de verschillende modellen tot verschillende resultaten leiden (zie volgende paragraaf). Hieronder volgt een kort overzicht van de belangrijkste verschillen.

6.2.1.1 Verschillen in brondefinitie

6.2.1.1.1 Categorieïndeling

In de meeste rekenvoorschriften wordt het wegverkeer in een aantal categorieën ingedeeld, afhankelijk van met name het gewicht. Tabel 6 geeft een overzicht van de categorieïndeling per land, inclusief de voor deze indeling gehanteerde criteria.

Tabel 6: Categorieïndeling wegverkeer t.b.v. geluidberekeningen in verschillende Europese landen.

	Categorieïndeling					Opmerking
	Licht	Middelzwaar	Zwaar (afh. Van aantal assen)			
Nederland	Licht	Middelzwaar	Zwaar (afh. Van aantal assen)			Motoren vormen aparte categorie
Frankrijk	Licht (tot 3500 kg)		Zwaar (v.a. 3500 kg, totaal gewicht)			
Duitsland	Licht tot 3000 kg		Zwaar (v.a. 3000 kg, totaal gewicht)			
Groot Britannië	Licht (tot 1500 kg)		Zwaar (v.a. 1500 kg, onbeladen gewicht)			
Oostenrijk	Licht	Middelzwaar	Middelzwaar met gereduceerde emissie	Zwaar (afh. van aantal assen)	zwaar met gereduceerde emissie	Motoren zijn middelzwaar

Door deze niet-uniforme indeling van voertuigen kan eenzelfde voertuig in het ene rekenvoorschrift tot een andere categorie gerekend worden dan in het andere en daarmee ook andere emissies toegekend krijgen. Zo vallen motoren in alle landen met uitzondering van Nederland en Oostenrijk in de categorie lichte voertuigen. In Nederland vormen zij een aparte categorie, in Oostenrijk vallen zij onder de middelzware voertuigen.

6.2.1.1.2 Bronhoogte

De verschillende modellen veronderstellen verschillende hoogtes van de bron t.o.v. het wegdek. Met name bij de geluidoverdracht moet hiermee rekening worden gehouden, want hoe hoger de bron, hoe verder het geluid draagt.

Tabel 7: Bronhoogte wegverkeer in verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

	Bronhoogte (in meters)
Duitsland, Oostenrijk, Engeland	0,5
Nederland	0,75
Frankrijk	0,8

6.2.1.1.3 Snelheid

In alle modellen is een snelheidsafhankelijke emissie opgenomen. Deze is verschillend voor licht en voor zwaar verkeer en verschillend per land. In Oostenrijk en Frankrijk treedt emissieverhoging (uitgedrukt in L_w of SEL) bij licht verkeer pas boven een bepaalde drempelwaarde (40 of 50 km/h) op; de Nederlandse modellering kent als enige een emissieverlaging (uitgedrukt in L_w of SEL) voor zwaar verkeer bij toenemende snelheid. Al met al kan dezelfde snelheid bij personenverkeer tot ca. 5 dB(A) verschil leiden bij toepassing

van een ander model, bij vrachtverkeer kunnen vooral bij hogere snelheden de verschillen oplopen tot ca. 10 dB(A).

6.2.1.1.4 Wegdekcorrecties

De meeste modellen gaan in hun berekening van geluidniveaus bij voertuigpassages uit van de standaardverharding Dicht Asfalt Beton (DAB). Voor afwijkende wegdekken kennen de meeste modellen correctiefactoren, die afhankelijk kunnen zijn van type voertuig en/of snelheid.

Tabel 8: Correcties samenhangend met wegdektype in verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

	Aantal wegdektypen naast standaard	Parameter 'snelheid'	Parameter 'voertuigtype'
Nederland (SRM 1)	3	-	+
Nederland (SRM 2)	3	+	+
Duitsland	6	+/-, drempelsnelheid	-
Engeland	3	+/-, drempelsnelheid	-
Oostenrijk	2	+	+
Frankrijk	-	-	-

Overigens wordt SRM herzien (zie 6.2.1.4.) en wordt waarschijnlijk van kracht in voorjaar 2002. Na herziening van het Reken- en Meetvoorschrift zal wel de methode om correctieterm te bepalen worden opgenomen in het Reken- en Meetvoorschrift, maar niet de concrete waarde. Deze wordt volgens die methode door de fabrikant geleverd, dan wel is reeds opgenomen in de CROW-publicatie 133 (CROW, 1999).

Vergelijking van de waarden voor verschillende wegdektypen in de verschillende nationale rekenmethoden levert een zeer divers beeld op. Zo wordt in Engeland voor klinkerbestrating gerekend met een emissiereductie, terwijl dit in de modellen van de andere landen juist tot een emissieverhoging leidt, met uitzondering van Frankrijk, waar helemaal geen wegdekcorrectieterm is opgenomen.

6.2.1.1.5 Hellingcorrecties

Stijgend verkeer maakt meer lawaai dan dalend verkeer. Vandaar dat het van belang kan zijn dat een emissiemodel onderscheid kan maken tussen rijrichtingen, eventueel zelfs rijbanen. Dit onderscheid is bij de verschillende modellen op verschillende wijze geïmplementeerd. Als uitersten zijn in dit geval het Nederlandse SRM 1 (niet toepasbaar bij hellingen boven 2 %) en SRM 2 (uitsluitend toepasbaar bij hellingen tussen 2 en 7 %) enerzijds en het Scandinavische BfV-89 (geen begrenzing aan de hellingshoek en extreem hoge emissiewaarden bij steile hellingen) anderzijds te beschouwen. De verschillen in hellingcorrectie kunnen, afhankelijk van de situatie, oplopen tot meer dan 10 dB(A) (Van Leeuwen, 1997b). In de herziene versie van het Nederlandse Reken- en Meetvoorschrift zal voor de hellingcorrectie wel een onderscheid gemaakt worden tussen licht en zwaar verkeer.

Tabel 9: Hellingcorrecties in verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

	Onderscheid licht/zwaar verkeer	Onderscheid dalen/stijgen	Toepasbaarheid
Nederland (SRM 2)	-	-	Alleen stijgen, Tussen 2 en 7 %
Frankrijk	+	+	Vanaf 2 %
Duitsland	-	-	Vanaf 5 %
Groot Britannië	-	-	Tot 15 %
Oostenrijk	+	+	Vanaf 8 % voor licht verkeer, vanaf 2 % voor zwaar verkeer

6.2.1.1.6 Kruispuntcorrectie

Door afremmen en optrekken leiden kruispunten tot emissieverhoging, die op verschillende wijze als correctieterm in de verschillende modellen verwerkt is. In Frankrijk worden de emissies van afremmende en optrekkende verkeersstromen afzonderlijk gedefinieerd, in Nederland en Duitsland is de maximale toeslag resp. 2,4 (voor zwaar verkeer) en 3 dB(A).

6.2.1.1.7 Overige verschillen

SRM1 en 2 zijn de enige modellen die met bronvermogen (de feitelijke emissie) rekenen, de overige modellen rekenen alle met drukvermogen (een immissiewaarde dus) op een bepaalde, voor alle modellen verschillende afstand en hoogte van de bron, de referentiepunten. In de hier gebruikte vergelijkingen tussen modellen is steeds omgerekend naar het model met de grootste standaardafstand tot de bron, het Franse model, waar het referentiepunt op 30 meter van het midden van de rijstrook op 10 meter hoogte ligt.

SRM2 is bovendien het enige model dat voor emissie en overdracht in octaafbanden rekent. Dit kan van belang zijn wanneer bepaalde maatregelen vooral op een bepaald gedeelte van het spectrum aangrijpen (zoals b.v. ZOAB) en een berekening in octaafbanden in een dergelijk geval een betere akoestische weergave van de werkelijkheid geeft.

6.2.1.2 Verschillen in overdracht

Uit de algemene formule in 6.2.1. blijkt dat het A-gewogen geluidniveau op een bepaalde positie afhankelijk is van de emissie van de bron en de overdracht, die uitgedrukt wordt in een aantal dempings- en correctietermen. Het aantal dempings-, maar vooral het aantal correctietermen verschilt van model tot model. Een correctie voor meteorologische omstandigheden wordt niet voor alle modellen gegeven. De geluidbelasting op een bepaald punt wordt in een aantal landen berekend onder gemiddelde condities, in weer andere onder meewindcondities. Voor reflecties bestaan diverse correctietermen. Absorptie door atmosfeer en/of vegetatie wordt soms wel, soms niet meegerekend c.q. verwerkt in andere dempingstermen.

6.2.1.2.1 Meteorologische condities

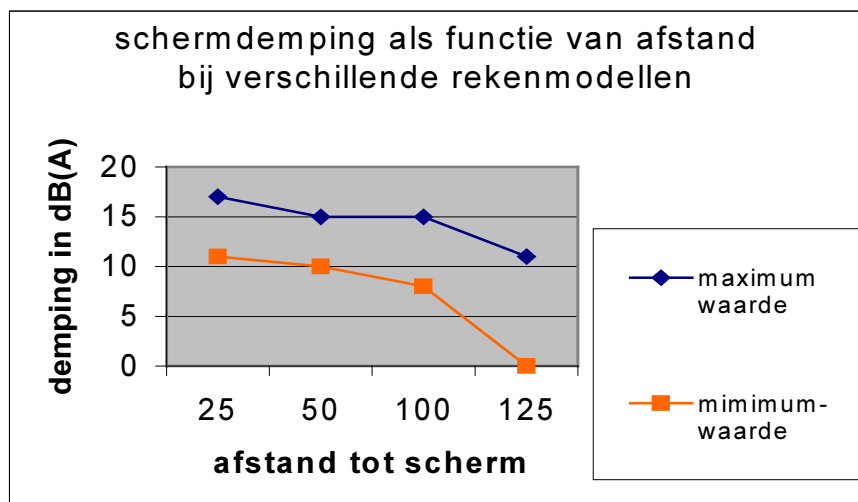
Tabel 10 geeft een overzicht van de meteorologische correcties en het al of niet meenemen van reflecties in het waarneempunt in verschillende landen.

Tabel 10: Meteorologische omstandigheden tijdens meten en rekenen in verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

	Langdurig gemiddelde condities	Meewind-condities	Inclusief reflectie op waarnemerspunt
Nederland	X		
Duitsland		X	
Frankrijk	X		X
Oostenrijk		X	

6.2.1.2.2 Schermwerking

De demping door schermen wordt door de verschillende Europese rekenmodellen verschillend beoordeeld (zie bijv. Pompoli, 1995). De verschillen in toegekende schermwerking belopen maximaal ca. 5 dB(A), zie figuur 7. Het Nederlandse model kent schermen in het algemeen een hoge werking toe. Recent onderzoek (Salomons, 2000) lijkt er echter op te wijzen dat schermen minder effectief zijn dan in het Nederlandse rekenvoorschrift wordt aangenomen, vooral door een onderschatting van het effect van meewind. Op dit onderzoek is echter kritiek geleverd door o.a. Van Leeuwen (2001). De kritiek richt zich vooral op het feit dat in het onderzoek van Salomons de schermwerking slechts voor een frequentie (250 Hz octaafband) is onderzocht. De frequentieband bij 250 Hz is weliswaar lineair de maatgevende frequentieband bij wegverkeer, maar A-gewogen is deze ondergeschikt aan 500 tot en met 2000 Hz octaafband. Onderzoek aan het volledige spectrum zou ertoe geleid hebben dat de verschillen tussen berekende en werkelijke schermwerking aanzienlijk geringer zouden zijn. In komend onderzoek in het kader van HarmoNoise, gericht op eenduidige Europese reken- en meetvoorschriften, zal aan dit aspect aandacht besteed worden.



Figuur 7: Demping ten gevolge van schermwerking op verschillende afstand bij verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

Voorbeeldsituaties

Verschillende onderzoekers hebben voorbeeldsituaties doorgerekend c.q. laten doorrekenen met de verschillende modellen.

Voorbeeld 1:

Van Leeuwen et al. (1997b) hebben de volgende situatie doorgerekend:

Een ontvanger staat 50 meter van het hart van een 4-baansweg met gescheiden middenberm; aan de ontvangerszijde staat een twee meter hoog scherm. Tussen weg en ontvanger is de bodem vlak en absorberend. De verkeersstroom is als volgt:

Tabel 11: Verkeersgegevens in voorbeeldsituatie (Bron: Van Leeuwen, 1997b)

	Buitenste rijbanen	Binnenste rijbanen
Licht verkeer 120 km/h	720/h	360/h
Zwaar verkeer (55% middelzwaar, 45 % zwaar) 80 km/h	360/h	0

Het A-gewogen geluidrukniveau op 2 meter hoogte is weergegeven in onderstaande tabel: Ter vergelijking is het berekende geluidniveau op 30 meter (de gecorrigeerde standaard referentiewaarde, zie 6.2.1.1.7.) boven een reflecterende bodem en zonder scherm ook weergegeven.

Tabel 12: Geluidniveaus in voorbeeldsituatie (Bron: Van Leeuwen, 1997b)

	50 m. afstand + scherm	30 m. afstand	Reductie, vooral door schermwerking
Nederland (SRM 2)	61	74	13
Duitsland	68	77	9
Frankrijk	64	75	11
Oostenrijk	65	76	11
Engeland	66	78	12

Hieruit blijkt dat SRM 2 steeds op de laagste immissiewaarden uitkomt, zowel met als zonder schermwerking. Bovendien blijkt dat de schermreductie door SRM2 het hoogst wordt ingeschat.

Voorbeeld 2 :

Van den Berg en Gerretsen (1996) hebben verschillende situaties (woonwijk, stedelijk gebied, provinciale weg, snelweg) laten doorrekenen met o.a. de Duitse, Oostenrijkse, Franse en Nederlandse methode. Dit leverde verschillen van 6 – 10 dB(A) op, waarbij SRM2 gemiddeld over de verschillende situaties de laagste uitkomsten gaf. Het Franse model gaf binnen, het Duitse en het Engelse model buiten de bebouwde kom de hoogste waarden. Van den Berg en Gerretsen concluderen dat de verschillen niet uitsluitend verklaard kunnen worden door reëel aanwezige verschillen (door bijvoorbeeld verschillen in wagenpark, rijstijl en bodem en bebouwing in de verschillende landen) maar ook door verschillende berekeningswijzen. Tevens merken zij op dat de emissieberekeningen grotere spreiding kennen dan de overdrachtsberekeningen, al is niet in alle modellen een scherp onderscheid tussen emissie en overdracht te maken.

Voorbeeld 3 :

Pompoli et al. (1995) hebben 3 situaties, 2 ‘eenvoudige’ en 1 complexe, laten doorrekenen met verschillende commerciële en niet-commerciële pakketten. Naast de Japanse en de Italiaanse rekenmethode waren ook de rekenmethoden uit voorbeeld 1 en 2 bij de vergelijking betrokken. De uitkomsten voor wat betreft de pakketvergelijking tonen sterke overeenkomst met de uitkomsten van van Leeuwen et al. en Van den Berg et al. De grootste verschillen lijken ook hier veroorzaakt te worden door verschillen in de emissietermen. Daarnaast wordt ook de schermwerking door de verschillende pakketten op zeer verschillende wijze beoordeeld (zie figuur 7).

Tenslotte hebben Pompoli et al. verschillende (deskundige) gebruikers dezelfde voorbeeldsituaties met eenzelfde pakket laten doorrekenen. Hoewel de verschillen tussen de verschillende methodes (8 – 10 dB(A)) groter zijn dan de verschillen tussen de verschillende gebruikers bij dezelfde methode (3 – 5 dB(A)) en Pompoli concludeert dat deze laatste verschillen vrij klein zijn, kunnen ze toch niet verontachtzaam worden.

Voorbeeld 4 :

SRM-2 laat een aantal vrijheden toe, met name wat betreft het aantal reflecties en de grootte van de sectorhoek. De Nederlandse rekenmethode SRM-2 is daardoor op verschillende wijze geïmplementeerd in een aantal op de markt verkrijgbare software-pakketten. Deze verschillende wijze van implementatie kan tot verschillende uitkomsten leiden bij de doorrekening van uit akoestisch oogpunt gecompliceerde situaties. Rijkswaterstaat heeft dit ook geconstateerd en een 3-tal grote akoestische bureaus (Haskoning, DGMR, DHV) gevraagd een aantal (akoestisch gecompliceerde) situaties door te rekenen met hun eigen software-pakketten. Dit leidde tot verschillen van maximaal ca. 6 dB(A), hetgeen tot ongewenste situaties kan leiden bij bijvoorbeeld de dimensionering van nieuw te plaatsen geluidschermen. Vandaar dat Rijkswaterstaat op basis van dit zogenaamde VOAB – onderzoek (Vergelijkend Onderzoek Akoestische Bureaus) richtlijnen heeft opgesteld die ertoe moeten leiden dat verschillen in implementatie van SRM hoogstens kunnen leiden tot 1 dB(A) verschil in rekenuitkomsten (Mank, 2001).

6.2.1.3 Conclusies m.b.t. rekenen wegverkeer

De door de verschillende Europese landen gebruikte rekenmethodes leiden bij doorrekening van een aantal voorbeeldsituaties tot verschillen van maximaal ca. 10 dB(A). Deze verschillen zijn niet meer te verklaren door reëel aanwezige verschillen in bijvoorbeeld wagenpark, rijstijl of bodem en bebouwing tussen de verschillende landen, maar zijn grotendeels het gevolg van ongewenste en onbedoelde verschillen in berekeningswijze, voor het grootste deel veroorzaakt door verschillen tussen de rekenmethodes, voor een klein deel wellicht ook door interpretatieverschillen bij de betrokken akoestici .

Er kan onderscheid gemaakt worden tussen een emissiedeel en een overdrachtsdeel in de meeste rekenmethodes. De grootste verschillen lijken veroorzaakt te worden binnen het emissiegedeelte. Emissies van personenauto's verschillen zo'n 5 dB(A) tussen de verschillende landen, terwijl de emissies van vrachtwagens bij hogere snelheden ca. 10 dB(A) kunnen verschillen tussen de verschillende nationale rekenmethodes. Binnen het overdrachtsgedeelte zijn de verschillen kleiner, maar kunnen toch nog oplopen tot ca. 5 dB(A) in akoestisch eenvoudige situaties. Vooral ten aanzien van de schermwerking treden grote verschillen (ca. 5 dB(A) op 50 meter afstand) op tussen de verschillende rekenmethodes.

De Nederlandse (en ook de buitenlandse) rekenmethoden staan zekere vrijheden toe bij de implementatie ervan. Dit geeft opnieuw aanleiding tot verschillende uitkomsten (tot ca. 6 dB(A) in Nederland), nu echter niet te wijten aan verschillen tussen twee methoden maar door implementatieverschillen binnen een en dezelfde methode. Tenslotte dient nog vermeld te worden dat ook binnen één implementatie van één rekenmethode toch nog verschillen kunnen ontstaan door verschillen in interpretatie (van invoergegevens). Ook bij ervaren akoestici kan dit leiden tot verschillen van 1 –3 dB(A).

In tabel 13 zijn de resultaten samengevat:

Tabel 13: Resultaatvergelijking verschillende rekenmethodes en oorzaken van verschillen

Vershil in:	Vershil in dB(A)	Bron
Rekenmethode (tussen landen)	6 – 10	Pompoli et al. (1995) , van den Berg et al. (1996), van Leeuwen et al.(1997)
Implementatie van rekenmethode (per land)	6	Mank (2001)
Interpretatie van akoestisch relevante gegevens(per akoesticus)	1 - 3	Pompoli et al. (1995)

De effecten uit tabel 13 zijn wellicht niet geheel onafhankelijk van elkaar, waardoor het grootst mogelijke verschil niet bij voorbaat gelijk is aan de optelling van kolom 2. Zo is bij de onderzoeken van Pompoli et al., Van den Berg et al. en Van Leeuwen et al. gebruik gemaakt van implementaties van verschillende rekenmethodes. De gevonden verschillen kunnen opgetreden zijn door verschillen in de rekenmethoden zelf, zoals de uitkomsten ook suggereren. Maar ook is het mogelijk dat, zoals Mank aangetoond heeft, de verschillen deels veroorzaakt zijn door de implementatie, of zelfs doordat, zoals Pompoli aantoonde, verschillende gebruikers verschillend omgaan met hetzelfde rekenpakket.

Als echter alle hier genoemde effecten ‘dezelfde richting’ uitgaan, kunnen verschillen van 10-15 dB(A) ontstaan tussen de uitkomsten van verschillende methodes, die uitsluitend te wijten zijn aan ongewenste verschillen in berekeningswijze en niet berusten op in de werkelijkheid waar te nemen verschillen. Dit dient voortdurend in de gaten gehouden te worden bij de vergelijking van de resultaten van internationale onderzoeken.

De huidige inspanning om op Europees niveau te komen tot een harmonisatie van Europese geluidmodellen verdient dan ook van harte ondersteuning.

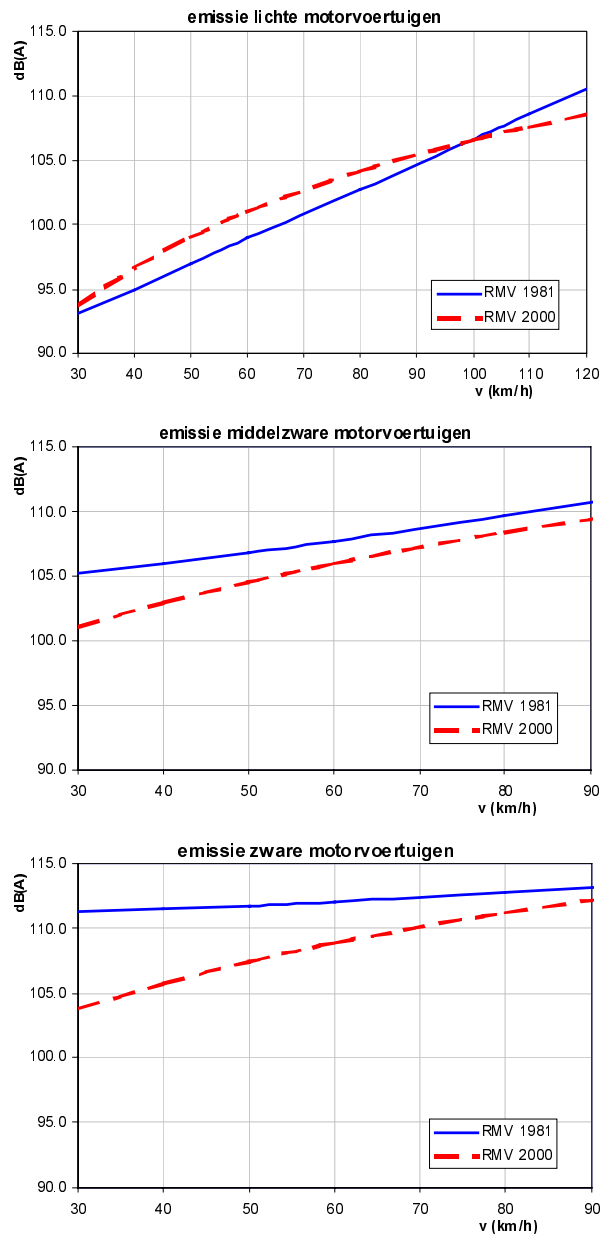
6.2.1.4 Nabije toekomst in Nederland m.b.t. rekenen wegverkeer

Het Ministerie van VROM heeft in 1998 de herziening van het uit 1981 stammende Reken- en Meetvoorschrift (RMV 1981) op de agenda gezet. Redenen daarvoor waren vooral de wens en noodzaak om met geluidreducerende wegdektypen te kunnen rekenen en de indruk dat de geluidemissie van het huidige voertuigpark behoorlijk zou afwijken van de geluidemissie van de voertuigen die eind jaren zeventig gemeten waren (Hoogwerff, 2000). Een toekomstige Europese rekenmethode laat nog te lang op zich wachten om het aanpassen van het RMV uit te kunnen stellen. In juli 2001 is het herziene Reken- en Meetvoorschrift (RMV2000) in de Staatscourant gepubliceerd. Naar verwachting zal het midden 2002 van kracht zijn.

Het RMV 1981 biedt geen mogelijkheden om het effect van geluidreducerende wegdekken mee te nemen. De ontwikkeling van die wegdekken heeft de afgelopen twintig jaar een enorme vlucht genomen. Op het Nederlandse hoofdwegenet wordt bijvoorbeeld bij vervanging van de top laag inmiddels vrijwel overal ZOAB toegepast (zie 4.4.1.). Ook in stedelijk gebied is de toepassing van geluidreducerende wegdektypen in 'geluidknelpuntsituaties' een veel voorkomende maatregel. Onder begeleiding van een CROW-werkgroep is in de periode 1996 - 1998 een methode opgesteld om wegdekcorrecties vast te stellen, waarbij met RMV 1981 het effect van geluidreducerende wegdekken in de berekeningen meegenomen kan worden. Deze zogenoemde C_{wegdek} methode is beschreven in een CROW publicatie 133 (CROW, 1999).

Bij de herziening van het RMV is deze methode in RMV 2000 opgenomen. Dit houdt in dat in een wettelijke regeling geregeld is hoe de wegdekcorrectie bepaald moet worden en hoe deze gebruikt moet worden in de berekeningen. De concrete getallen zullen niet in RMV 2000 opgenomen worden.

RMV 1981 kent een lineaire afhankelijkheid tussen de emissie term en de voertuig snelheid. Uit analyses van TNO-TPD en M+P (Van den Toorn et al., 2000) bleek een logaritmische afhankelijkheid een betere beschrijving te geven. Deze laatste is nu dan ook opgenomen in het RMV2000. De emissie van lichte motorvoertuigen in RMV 2000 voor snelheden tot 100 km/h is hoger dan in RMV 1981 (zie onderstaande figuren). Bij hogere snelheden is er een afname van de emissie. Bij 50 km/h is er een toename van 2 dB(A). Voor middelzware en zware motorvoertuigen is de emissie bij 50 km/h afgenomen met 3 resp. 5 dB(A). Bij hoge snelheden is de afname gering.



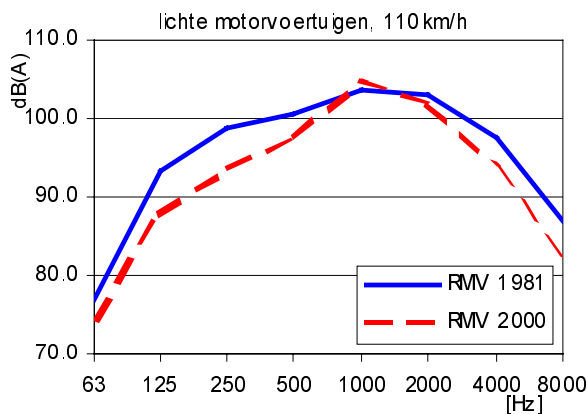
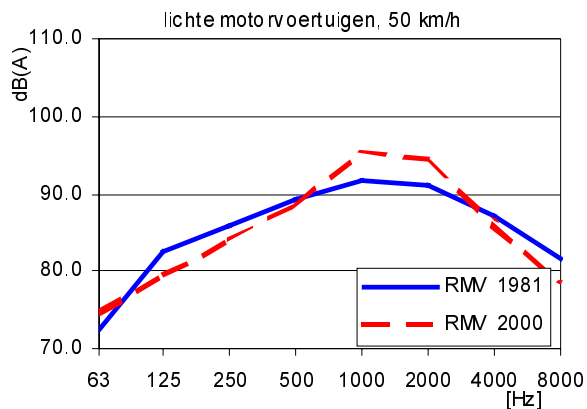
Figuur 8: Het A-gewogen equivalente bronvermogensniveau afhankelijk van de snelheid voor lichte, middelzware en zware motorvoertuigen volgens RMV 1981 en RMV 2000 (Hoogwerff, 2001)

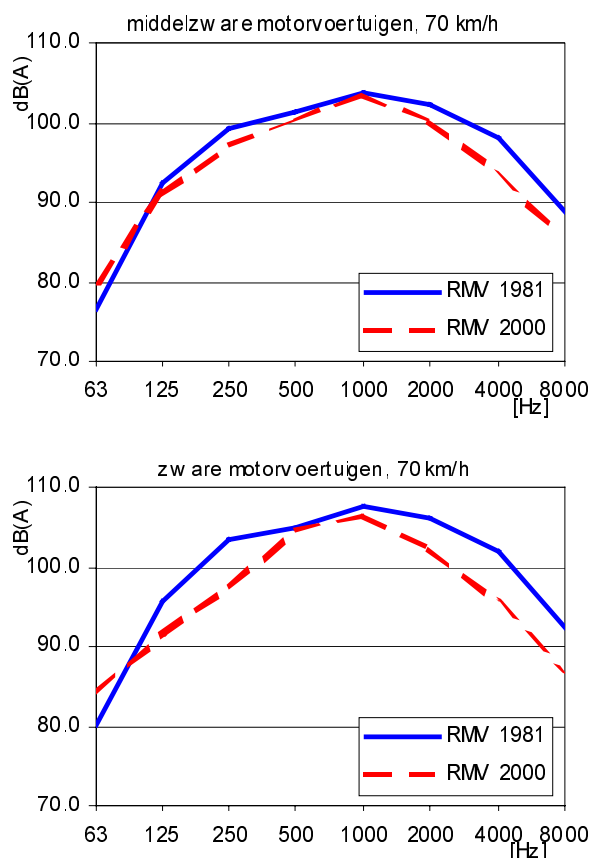
Daarnaast worden in RMV2000 enige wijzigingen in correctiefactoren voorzien, zie tabel 14.

Tabel 14: Belangrijkste wijzigingen van emissietoelagen met een indicatie van het maximale effect van de toeslag op de emissie voor lichte (lv), middelzware (mv) en zware (zv) motorvoertuigen (Hoogwerff, 2001).

Correctiefactor	belangrijkste wijzigingen	maximaal effect [dB(A)]	
		lv	mv en zv
Helling	losgekoppeld van wegdekcorrectie	+ 1	+ 2
Kruispunt	apart voor personenauto's en vrachtwagens apart voor personenauto's en vrachtwagens geen toeslag voor personenauto's	0	+ 2,4
Minirotonde	nieuwe emissietoelag voor vrachtwagens	0	+ 1
Drempel	nieuwe emissietoelag voor vrachtwagens	0	+ 1

Behalve een wijziging van de absolute emissie is ook de spectrale verdeling van het geluid veranderd. In de afgelopen tientallen jaren is een belangrijk deel van het laagfrequente (motor)geluid sterk afgenomen. Deze spectrale wijzigingen hebben effect op berekeningen waarbij bijvoorbeeld afscherming en/of geluidreducerende wegdekken een rol spelen. In figuur 9 zijn de spectra van de verschillende voertuigcategorieën weergegeven voor RMV 1981 en RMV 2000.





Figuur 9: De A-gewogen spectra voor lichte motorvoertuigen (50 en 110 km/h), middelzware en zware motorvoertuigen (70 km/h) volgens RMV 1981 en RMV 2000 (bron: Hoogwerff 2001)

In tabel 15 is indicatief het totale verschil weergegeven van de wijziging van de emissie voor enkele specifieke situaties. Voor de verhouding van de voertuigcategorieën per situatie is een gemiddelde waarde genomen.

Tabel 15: effect van de gewijzigde emissiekentallen ten opzichte van RMV 1981 voor enkele voorbeeld wegsituaties (Hoogwerff, 2001). lv = licht verkeer; mv = middelzwaar verkeer; zv = zwaar verkeer

Wegsituatie	snelheid (lv, mv/zv) [km/h]	% lv	% mv	% zv	totaal effect RMV 2001 t.o.v. RMV 1981
Autosnelweg	120/80	70	16,5	13,5	- 1.9
Provinciale weg	80/80	86	9,8	4,2	+ 0.2
Binnenstedelijke weg	50/50	96	3,8	0,2	+ 1.1
Woonwijk	30/30	96	3,8	0,2	- 1.0

6.2.2 Berekening geluidbelasting door treinverkeer.

Een aantal rekenmodellen voor spoorwegverkeer zijn gangbaar in Europa. Over de volgende modellen is voldoende informatie beschikbaar om een zinvolle vergelijking mogelijk te maken:

- The Nordic prediction Method for Train noise (NMT) voor Denemarken, Finland, Noorwegen, Zweden (Kilde Akustikk as and the Nordic council of ministers, the traffic group (NTG), 1995)
- Calculation of Railway Noise 1995, voor Groot Brittannië, (Department of Transport, 1995)
- Guide du Bruit des Transports Terrestres, GdB voor Frankrijk (Ministere de l'environnement et du cadre de vie et Ministere des Transports Direction générale des transports intérieurs, 1980)
- Richtlinie zur berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen voor Duitsland (Deutsche Bundesbahn, 1990)
- Reken- en Meetvoorschrift railverkeerslawaaï voor Nederland (Ministerie van VROM, 1987)
- Berechnung der Schallimmission durch Schieneverkehr, Zugverkehr, Verschub- und Umschlagbetrieb voor Oostenrijk (Österreichisches Normungsinstitut, 1995)
- *Schweizerisches emissions- und immisionsmodell für die Berechnung von Eisenbahnlärm*
- voor Zwitserland (Bundesamt für Umwelt, Walt und Landschaft, 1990)

Daarnaast zijn er nog andere, niet officieel erkende modellen, zoals bijvoorbeeld het speciaal voor de Channel Tunnel Rail Link ontwikkelde Ashdown-model in Groot-Brittannië of het overdrachtsmodel Mithra in Frankrijk.

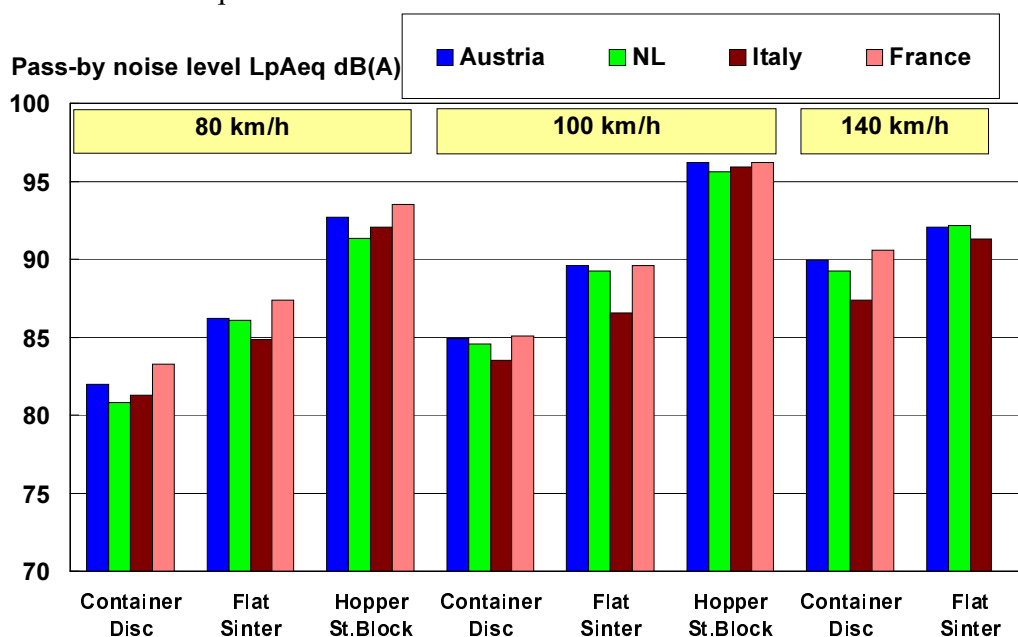
Alle modellen hebben een snelheidsafhankelijke emissiecomponent opgenomen. Alleen het Oostenrijkse, het Scandinavische en het Nederlandse model kunnen zowel in totale geluidsdruk als per octaafband rekenen.

Geluidemissie en geluidoverdracht van bron naar ontvanger zijn de belangrijkste onderdelen van de modellen (het ISO 9613 –model heeft uitsluitend betrekking op overdracht en wordt hier verder buiten beschouwing gelaten). Om geluidemissies en geluidoverdracht modelmatig te kunnen benaderen moeten een aantal aannames gedaan worden. Deze aannames verschillen per model en mede daardoor zal de doorrekening van eenzelfde situatie door de verschillende modellen tot verschillende resultaten leiden (zie volgende paragraaf). Hieronder volgt een kort overzicht van de belangrijkste verschillen

6.2.2.1 Verschillen in brondefinitie

In tegenstelling tot wegverkeer, waar de verschillen in samenstelling van het wagenpark relatief gering zijn (al zijn er uiteraard wel reële verschillen tussen verschillende Europese landen), zijn de verschillen in samenstelling van het treinenpark relatief groot tussen de verschillende Europese landen, met name waar het reizigersmaterieel betreft.

Goederenwagens worden veel meer door heel Europa ingezet dan reizigersmaterieel en er mag dan ook verwacht worden dat er nauwelijks reële verschillen in samenstelling van het goederenwagon-park bestaan. Toch laten de resultaten van een zogenaamde round-robin test, waarbij 3 verschillende soorten goederenwagens bij 3 verschillende snelheden in 4 verschillende landen met dezelfde apparatuur gemeten werden, verschillen zien van ca. 2 dB(A) (Dittrich, 2000). Deze verschillen zijn vooral te wijten aan verschillen in baanconstructies per land.



Figuur 10: Passageniveaus (in dB(A)) van 3 soorten goederenwagens bij drie verschillende rijsnelheden in vier verschillende landen (Dittrich, 2000).

6.2.2.1.1 Categorie-indeling en bronhoogte

De verschillende reken- en meetvoorschriften hanteren verschillende categorie-indelingen en verschillende bronhoogten. Tabel 16 geeft hiervan een overzicht.

Tabel 16: Bronhoogte en categorie-indeling treinen in verschillende Europese reken- en meetvoorschriften

	Aantal onderscheiden categorieën	Bronhoogte (m.)	opmerking
Oostenrijk	9	0,3	
Frankrijk,	8	0,8	
Duitsland	14	0,0	
Nederland	9	0,0 en 0,5	(voor hoge-snelheidstreinen bovendien deelbronnen op 2, 4 en 5 m.)
Noorwegen	5	0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1,5; 2	Bronhoogte afh. van frequentie
Zweden	6	0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1,5; 2	Bronhoogte afh. van frequentie
Zwitserland	7	0,5	daarnaast nog 5 wagontypes
Groot-Brittannië	21		Bronhoogte 4 m. voor diesellocomotieven
Denemarken	3	0,3; 0,4; 0,5; 0,6; 0,8; 1,5; 2	Bronhoogte afh. van frequentie

Alle modellen op het Britse na localiseren de bron op het midden van het spoor. Het Britse model beschouwt de zijkant van het spoor als de locatie van de bron.

6.2.2.1.2 Spoorbaancorrecties

De meeste modellen gaan uit van voegloos spoor op dwarsliggers. Alleen het Duitse en het Nederlandse model maken daarbij onderscheid tussen houten en betonnen dwarsliggers. In Nederland worden betonnen dwarsliggers, in vergelijking met hun houten soortgenoten, als 2,2 dB(A) stiller beschouwd. In Duitsland worden de betonnen dwarsliggers juist als 2 dB(A) lawaaiiger gezien (!). Deels is dit verklaarbaar doordat er reële verschillen bestaan tussen de Duitse en de Nederlandse dwarsliggers (in Duitsland is de bovenbouwconstructie ‘stijver’). Hierdoor wordt echter nog niet de ruim 4 dB(A) verschil verklaard.

Tabel 17: Belangrijkste correctiefactoren baan

	Correctie dwarsliggers dB(A)	Correctie voegen/wissels dB(A)	Correctie brug dB(A)
Oostenrijk	-	-	3
Frankrijk,	-		-
Duitsland	2		3
Nederland	2,2	5	1-8
Noorwegen	-	3	3 of 6
Zweden	-	3	3 of 6
Zwitserland	-	2	0-8 (met ballast) of 10-15 (zonder ballast)
Groot-Brittannië	-	2,5	1-4
Denemarken	-	3	6

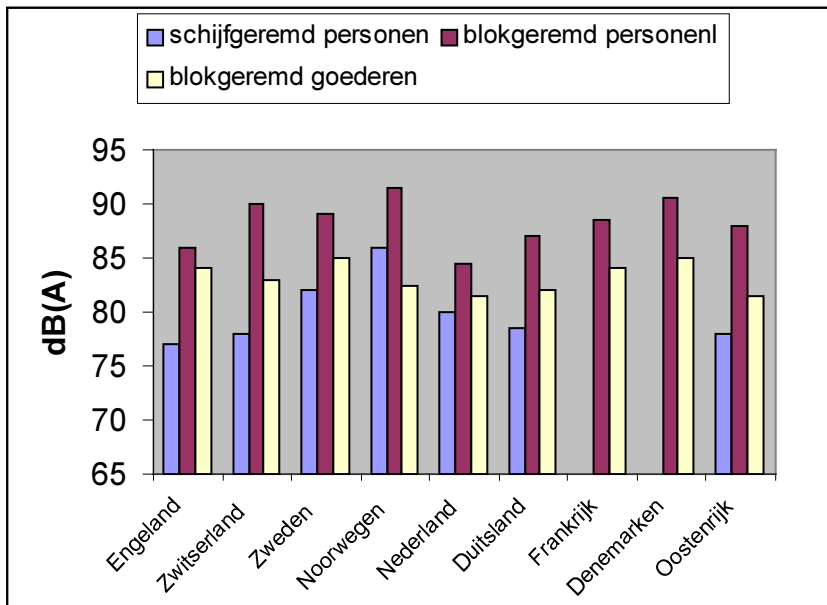
De meeste correctiefactoren liggen bij de verschillende modellen in dezelfde grootteorde. Opvallend is echter de grote toeslag die in Zwitserland voor bruggen wordt toegepast, met name voor ballastloze bruggen.

6.2.2.1.3 Bipolaire karakter van treinlawaai

Veel meer dan wegverkeerslawaai kent treinverkeer een zogenaamd ‘bipolair karakter’ . Daarmee wordt bedoeld dat er *duidelijk* twee richtingen te onderscheiden zijn waarin het geluid maximaal wordt uitgestraald, namelijk naar de zijkanten van de trein toe, en ook twee richtingen (namelijk naar voren en naar achteren) waarin duidelijk waarneembaar veel minder geluiduitstraling plaats vindt. In de Scandinavische modellen wordt hiermee geen rekening gehouden, in het Franse model slechts zeer beperkt. De overige modellen verwerken dit, zij het op enigszins verschillende wijze, in hun berekeningen.

6.2.2.2 Voorbeeldsituaties

Om na te gaan of er verschillen bestaan in berekende emissies tussen de verschillende modellen zijn door Van Leeuwen et al. (1997a) geluidniveaus op 25 meter afstand, 5 m. waarnemhoogte (het verst verwijderde emissie-referentiepunt, voor andere modellen zit hier dus reeds een klein aandeel geluidsoverdracht in) doorgerekend voor schijfgeremd, respectievelijk blokgeremd reizigersmaterieel (snelheid 100 km/h) en voor (blokgeremd) goederenmaterieel (snelheid 80 km/h). Zoveel mogelijk is getracht vergelijkbaar materieel te kiezen. Alleen het Franse en het Deense model kenden geen schijfgeremd personenmaterieel.



Figuur 11: Doorrekening voorbeeldsituatie treinverkeer met verschillende Europese modellen (Bron: Van Leeuwen, 1997a)

Uit de doorrekening van deze standaard situatie blijkt dat de verschillen bij personenmaterieel groter zijn (tot 9 dB(A)) dan bij het goederenmaterieel (3,6 dB(A)). Deels wordt dit ongetwijfeld veroorzaakt doordat de werkelijke verschillen bij het goederenmaterieel ook kleiner zijn, aangezien zij immers door heel Europa ingezet worden. Verder valt op dat het Nederlandse model in alle gevallen tot lage waardes komt. Alleen bij het schijfgeremd personenmaterieel waren er modellen met nog lagere waardes. In deze vergelijking zijn overigens geen bijzondere spoorconstructies als bruggen e.d. meegenomen. In dat geval zou de spreiding in uitkomsten ongetwijfeld groter zijn geweest.

6.2.2.3 Verschillen in overdracht

Uit de algemene formule op pagina 36 blijkt dat het A-gewogen geluidniveau op een bepaalde positie afhankelijk is van de emissie van de bron en de overdracht, die uitgedrukt wordt in een aantal dempings- en correctietermen. Het aantal dempings- en correctietermen verschilt van model tot model. Een correctie voor meteorologische omstandigheden wordt uitsluitend in het Nederlandse model gegeven, voor reflecties bestaan diverse correctietermen. Absorptie door atmosfeer en/of vegetatie wordt soms wel, soms niet meegerekend. Sommige modellen beschouwen treinverkeer als een echte lijnbron (Denemarken, Groot-Britannië), andere delen de lijnbron op in segmenten. Dit verschil in aanpak komt tot uitdrukking in de geometrische demping, die i.h.a. hoog is bij puntbronnen en lager bij lijnbronnen.

Tabel 18: Dempings- en correctietermen bij verschillende Europese modellen.

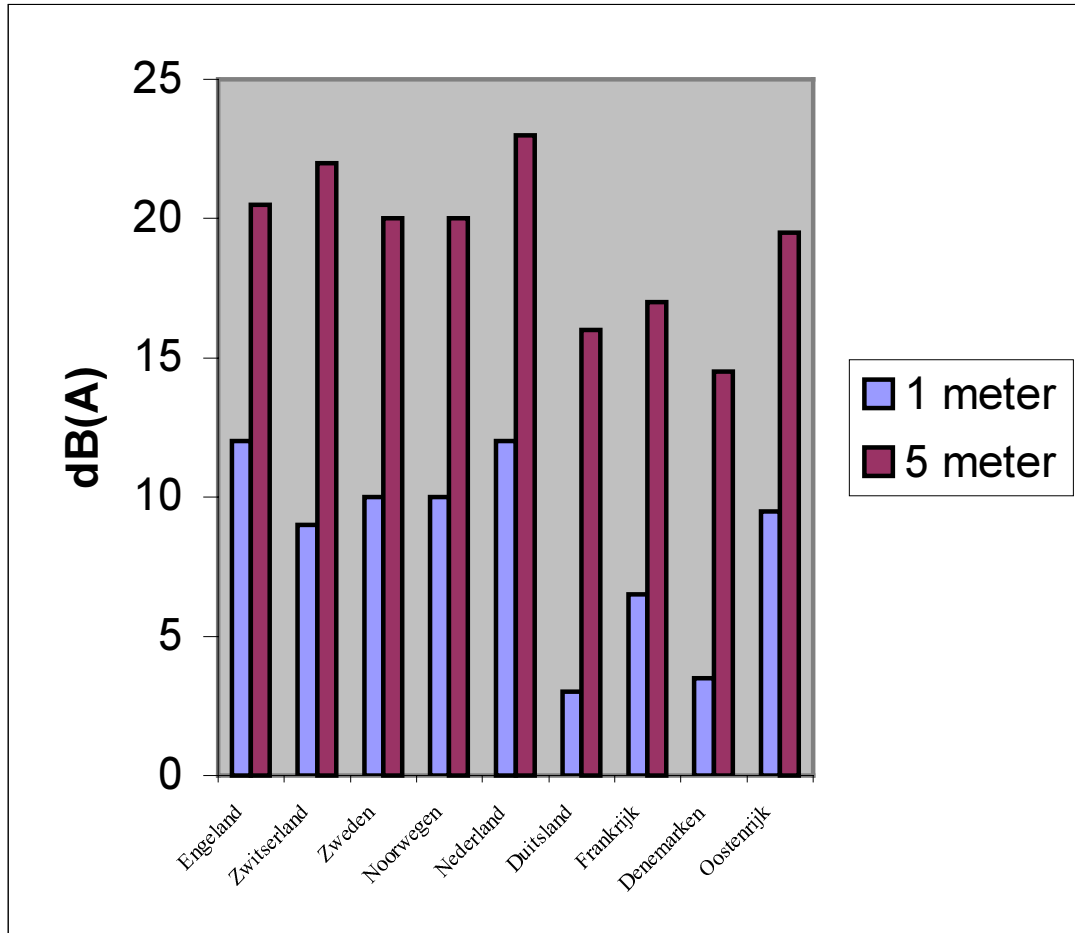
- = afwezig; + = aanwezig (bron: Van Leeuwen, 1997)

	Dgeo	Datm	Dbodem	Crefl	Cmeteo
Oostenrijk	+	+	+	+	-
Frankrijk,	+	-	+	-	-
Duitsland	+	+	+	+	-
Nederland	+	+	+	+	+
Noorwegen	+	+	+	+	-
Zweden	+	+	+	+	-
Zwitserland	+	+	+	-	-
Groot-Brittannie	+	+	+	+	-
Denemarken	+	-	+	+	-

De grootste verschillen, tot 4 dB(A), treden op bij de bodemdempingsterm.

6.2.2.3.1 Schermwerking

Tengevolge van schermplaatsing verandert o.a. de (virtuele) bronhoogte, waardoor ook de bodemdemping verandert (lees: vermindert). In onderstaande figuur is met dit effect rekening gehouden, en weergegeven wordt het totale effect van het scherm, geplaatst op 5 meter afstand van het spoor, bij verschillende schermhoogte over een reflecterende bodem op 100 meter afstand.



Figuur 12: Schermwerking bij verschillende Europese modellen voor treinverkeerslawaai (bron: Van Leeuwen, 1997)

Hieruit blijkt dat, onafhankelijk van de schermhoogte, een spreiding van ca. 9 dB(A) voorkomt, waarbij het Nederlandse model de grootste werking aan het scherm toekent. Aangezien het Nederlandse model ook al de laagste emissies uitrekkende op 25 meter afstand (zie 6.2.2.2) van het spoor, en aangezien de verschillen in geo- en meteorcorrectie in absolute zin veel geringer zijn, is te verwachten dat het Nederlandse model in scherm situaties veruit de laagste immissiewaarden zal berekenen.

6.2.2.4 Nabije toekomst Nederlandse berekeningen treinverkeer

Om in de nabije toekomst met redelijke nauwkeurigheid en bovendien met redelijke snelheid geluidskarteringen te kunnen maken, bijvoorbeeld voor de binnenkort vanuit de EU verplichte rapportages, worden momenteel voorbereidingen getroffen om een nieuw reken- en meetvoorschrift voor treinverkeer in te voeren, SRM-1,5. De berekening is grotendeels analoog aan die van SRM-2 maar bevat vereenvoudigde methoden voor de berekening van schermwerking, bodemdemping en de afscherming in bebouwde gebieden. Reflecties worden niet meegenomen. In SRM-1,5 wordt, zoals ook in SRM-1, niet in octaafbanden gerekend maar met een ééngetalswaarde voor emissie en overdracht. De lijnbron wordt opgedeeld in puntbronnen waarvan de emissie eenvoudig wordt berekend door gebruik te maken van de SRM-1 formules.

De in het RIVM model-instrumentarium gebruikte methodiek lijkt in grote lijnen sterk op de methode 1,5. In bebouwd gebied wordt door RIVM een zogenaamde D_{huis} gebruikt, die

complexer is dan de in SRM-1,5 gehanteerde bebouwingsdemping, zonder dat er duidelijke aanwijzingen zijn dat deze complexe methode leidt tot betere resultaten (in vergelijking met metingen).

6.2.3 Berekening geluidbelasting door vliegverkeer

In 5.1.2. is al aangegeven dat de Europese lidstaten verschillende dosismaten gebruiken voor het geluid van het vliegverkeer rond een luchthaven. Eén belangrijk verschil vloeit voort uit de wijze van beoordeling van het geluid van één enkele vliegtuigpassage. Hiervoor wordt zowel gebruik gemaakt van piekniveaus (L_{Amax}) als van maten die de totale energie-inhoud van het geluid representeren (Sound Exposure Level, SEL) of die rekening houden met de gevoeligheid van het menselijk oor bij verschillende sterktes van het geluid (Effective Perceived Noise Level, EPNL). Een ander belangrijk verschil treedt op bij de ‘optelling’ van de afzonderlijke niveaus tot een ‘gemiddelde’ waarde voor een langere periode. Hierbij gaat het met name om de wegingsfactoren zoals die op basis van het tijdstip van optreden tijdens het etmaal en/of een jaar worden toegekend.

Feitelijk los van de verschillende dosismaten staat het gebruik van nationale rekenmethodes. In de vijftien landen van de EU waren in 1995 meer dan 10 verschillende rekenmethoden voor vliegtuiggeluid gebruikt. De verschillen vloeien voor een belangrijk deel voort uit het al genoemde gebruik van verschillende dosismaten voor de beoordeling van het luchtvaartgeluid (zie 5.1.2.1.). Onderstaand wordt een overzicht gegeven van de bekendste methoden:

België en Italië	Integrated Noise Model, INM (Federal Aviation Administration, 1982)
Denemarken	DANSIM (Plovsing et al., 1983)
Duitsland	Flüglärm (Bürck et al., 1965)
Finland	DANSIM* op details afwijkend van Deense voorschrift
Frankrijk	Le guide du bruit aéronautique (Service Technique de Bases Aériennes, 1987)
Ierland	A guide to the calculation of NNI (Civil Aviation Authority, 1979)
Nederland	Voorschrift voor de berekening van de geluidbelasting door vliegtuigen (Scheeper et al., 1980)
Noorwegen	Nord 1993:38 Air Traffic Calculation – Nordic Guidelines, 1993
Zweden	SVERM op details afwijkend van Noors voorschrift

Vanwege de verschillen in zowel de dosismaten als de rekenmethodes is het onmogelijk om de geluidbelasting die het vliegverkeer in verschillende landen veroorzaakt, met elkaar te vergelijken. Alleen als bepaalde aannames worden gedaan over het karakter van het vliegtuiggeluid (duur, spectrum, vóórkomen van tonen en piekgeluid) en de verdeling van het verkeer over het etmaal en/of het jaar, kan een globale vergelijking worden gemaakt (Jonkhart, 1992).

Tot nog toe zijn er dan ook nog nauwelijks pogingen ondernomen om de geluidbelasting rond verschillende luchthavens consistent met elkaar te vergelijken. In 2000 is in opdracht van het ICAO Council Committee on Aviation Environmental Protection (CAEP) door het Amerikaanse Whyte Laboratories een onderzoek uitgevoerd naar de geluidbelasting rond de 150 grootste luchthavens ter wereld. Deze studie is uitgevoerd met een op INM gelijkend model en was bedoeld om een beeld geven van de ‘wereldwijde’ geluidbelasting en de effectiviteit van maatregelen om deze terug te dringen. Na kritiek van individuele luchthavens

op de ranglijst van de luchthavens die hieruit volgde is dit onderzoek (nog) niet officieel gerapporteerd. Door CAEP is daarop verklaard dat de studie niet gebruikt mocht worden om luchthavens, qua geluidbelasting te vergelijken.

In het kader van de Europese richtlijn voor omgevingsgeluid wordt het ECAC doc. 29 voorgeschreven als verplicht 'Europees' rekenvoorschrift voor luchtvaartgeluid. Deze verplichting geldt (voorlopig) echter nog alleen maar voor landen die geen eigen wettelijk voorschrift kennen.

Uit vergelijking van metingen met berekeningen van de geluidbelasting rond Schiphol zijn systematische afwijkingen tussen berekende en gemeten waarden bekend (Jonkhart, 1997) (Muchal, 1999), (Galis, 2000). Deze afwijkingen kennen een aantal mogelijke oorzaken waarvan het gebruik van fabrikantengegevens er één van is. Zowel het Amerikaanse model (INM) als het Europese ECAC-model maken gebruik van fabrikantengegevens. Omdat deze gegevens onder gestandaardiseerde omstandigheden zijn bepaald, kunnen ze niet zonder meer representatief worden geacht voor de beoordeling van een lokale situatie rond een iedere, willekeurige luchthaven.

In nationaal verband is de afgelopen jaren een aantal studies uitgevoerd naar de mogelijkheden om de geluidbelasting rond Schiphol te gaan beoordelen aan de hand van metingen. Deze studies zijn uitgevoerd naar aanleiding van het kabinetsstandpunt over een nieuw stelsel van handhaafbare en meetbare milieunormen voor Schiphol (TNL, 1999). Dit heeft geleid tot uitbreiding van de Luchtvaartwet met een apart Schipholhoofdstuk. In deze aanpassing wordt uitgegaan van de toekomstige handhaving van de geluidnormen aan de hand van permanente meting van het vliegtuiggeluid op of nabij woonlocaties relatief dicht bij de luchthaven. Inmiddels zijn de resultaten van onderzoek beschikbaar die aangeven dat het ook mogelijk is om op grotere afstanden van de luchthaven de jaarlijkse geluidbelasting door het vliegverkeer met een nauwkeurigheid van circa 2 dB(A) te meten (Eisses et al., 2001).

Omdat rekenmethodes onontbeerlijk zijn als het gaat om het maken van prognoses, wordt gekeken naar manieren om deze methodes te verbeteren. Zoals al is aangegeven zal de Nederlandse methode in de toekomst waarschijnlijk worden vervangen door één Europese rekenmethode. Daarom is de verbetering gericht op de invoergegevens voor het rekenmodel. Voor het meten van de geluidemissies van vliegtuigen onder operationele omstandigheden is recentelijk een voorschrift opgesteld. Op basis van dit voorschrift kunnen fabrikantengegevens zoals die bij de berekeningen worden gebruikt, worden getoetst (Eisses et al., 2001).

7. Normen

Normstelling met betrekking tot geluid van verkeer vindt op verschillende niveaus plaats:

- *Emissie-eisen* worden vooral op internationaal niveau geregeld: voor vliegtuigen is ICAO de belangrijkste instantie, voor weg- en treinverkeer is de Europese regelgeving vanuit Brussel verreweg het belangrijkste.
- *Immissie-eisen* worden veelal op nationaal of lokaal niveau geformuleerd

7.1 Normstelling aan vliegtuigen in ICAO-verband

Vliegtuigen zijn de afgelopen decennia aanmerkelijk stiller geworden. De International Civil Aviation Organisation (ICAO) heeft vliegtuigen ingedeeld in verschillende geluidklassen, genoemd naar de hoofdstukken van het ICAO-document waarin de geluideisen staan beschreven. Aan vliegtuigen met een typelicense van voor 1970 (b.v. B707) worden feitelijk geen geluideisen gesteld, Vliegtuigen met een typelicense tussen 1970 en 1978 (b.v. B747-100/200s, DC9, sommige B737-200s types en de meeste Russische vliegtuigen) vallen onder Hoofdstuk 2 en Hoofdstuk 3 betreft vliegtuigen met een typelicense van na 1978 (b.v. Fokker 100, A310, B757, B767, MD11). Inmiddels is overeenstemming bereikt over de toevoeging van een nieuw vierde hoofdstuk. Vliegtuigen die na 2003 in bedrijf komen zullen moeten voldoen aan de eisen van dit hoofdstuk.

Tabel 19: MTOW (maximum take-off weight) en ICAO-hoofdstukindeling in relatie tot geluidproductie (Bron: ICAO)

ICAO-indeling	MTOW	Grenswaarde in EPNdB	
		6500 m. na begin startrol	2000 m. voor landingsdrempel
Hoofdstuk 2	30	93	102
	100	97 – 101	105
	400	104 – 108	108
Hoofdstuk 3	30	89 – 91	98
	100	93 – 98	102
	400	101 – 106	105
Hoofdstuk 4			

7.2 Europese normstelling

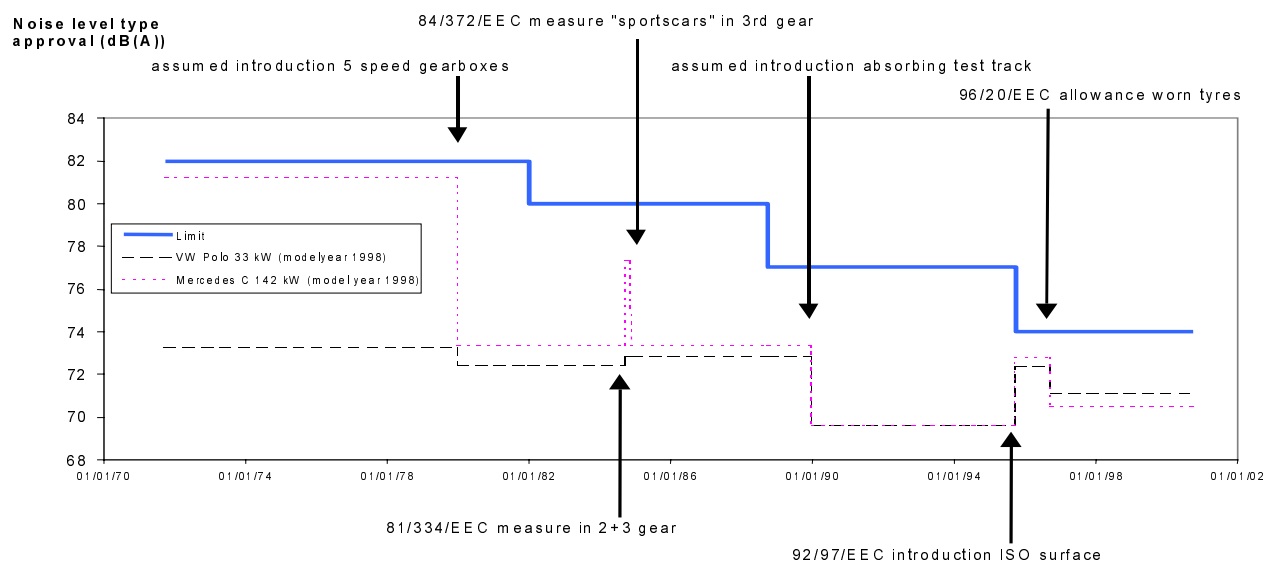
Normstelling op Europees niveau heeft plaatsgevonden voor emissies van wegverkeer en hogesnelheidstreinen. Daarnaast is normstelling voor passagierstreinen in voorbereiding evenals regelgeving op het gebied van harmonisering van dosismaten, rekenmethoden en de vervaardiging van geluidkaarten.

7.2.1 Europese emissienormen wegverkeer

Om de geluidemissie van wegverkeer te reduceren worden sinds 1970 toelatingseisen gesteld aan nieuwe voertuigen. In Europa wordt deze typekeuring geregeld middels de EG-richtlijn EG70/157. Daarin worden een drietal zaken voorgeschreven:

1. de categorieindeling van de voertuigen (inclusief eventuele uitzonderingsbepalingen)
2. de testomstandigheden
3. de maximale grenswaarden per voertuigcategorie

De testomstandigheden zijn in principe gericht op vol-gas acceleratie bij snelheden, afhankelijk van het voertuigtype, tot 50 km/h. Idee hierachter was dat, indien een auto stiller gemaakt moest worden om aan dergelijke ‘extreme’ omstandigheden te kunnen voldoen, hij onder andere omstandigheden ook wel stiller zou zijn. In de loop der jaren zijn de testomstandigheden een aantal malen gewijzigd, wat grote invloed gehad heeft op de meetresultaten. De belangrijkste wijzigingen hebben betrekking op de voorgeschreven versnelling (en daarmee op het toerental). Het motortoerental is sterk bepalend voor de geluidsproductie van de aandrijflijn. De wijziging van testomstandigheden had voor vrachtwagens tot gevolg dat het toerental waaronder getest werd steeg, hetgeen de geluidsproductie onder testomstandigheden deed stijgen. Voor personenauto's had de wijziging juist een daling van het toerental (en daarmee een daling van de geluidsproductie onder testomstandigheden) tot gevolg. Verder zijn wegdek en banden nader gedefinieerd, waardoor enige geluidwinst (voor de autofabrikant) ter beschikking kwam. Figuur 13 laat de typekeuringseisen en opeenvolgende aanscherpingen door de jaren heen zien (blauwe lijn). Bovendien laat het de geluidemissies van een moderne, zware personenauto (Mercedes, paarse stippellijn) en een moderne, lichtere personenauto (Volkswagen, zwarte stippellijn) zien, gemeten onder de testcondities zoals deze in de verschillende jaren golden.

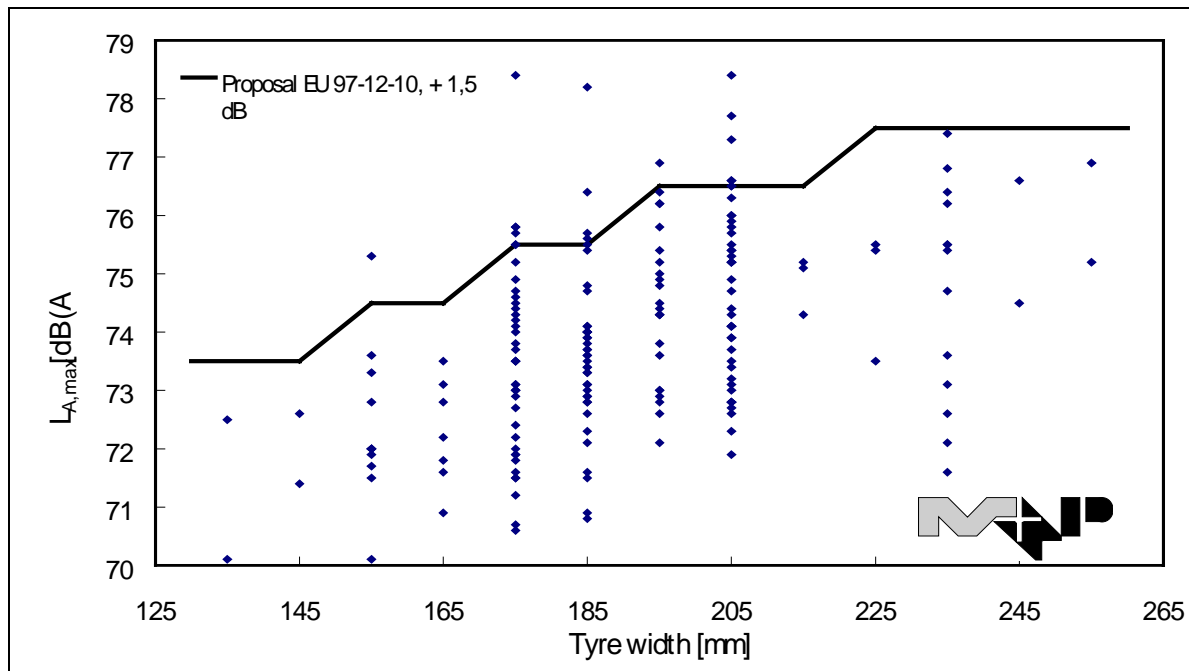


Figuur 13: Gemeten geluidsniveau van twee personenauto's (modeljaar 1998) volgens de EG richtlijnen en vrijheden door de jaren heen. (bron: Kortbeek et al., 2000).

N.B. de piek in de stippellijn bij 1984 is een virtuele, omdat per 1 oktober twee richtlijnen tegelijkertijd van kracht worden: Volgens EG/81/334 moeten voertuigen met 5 versnellingsbak gemeten worden in 2e en 3^e versnelling. EG/84/372 overrulet de eerste en laat toe dat voertuigen in het 'Lex-Ferrari' segment alleen worden gemeten in de 3^e versnelling.

Hieruit blijkt dat de geluidemissies van zowel de Mercedes als de Volkswagen fluctueren, niet door reële fluctuaties maar uitsluitend door wijzigingen in de testprocedures door de jaren heen. Bovendien blijkt hieruit dat met name de zwaardere Mercedes in de loop der jaren *op papier* veel stiller geworden is. Terwijl de Mercedes in 1975 met 81 dB(A) net onder de limiet van 82 dB(A) zou hebben gezeten, voldoet hij momenteel met 71 dB(A) ruimschoots aan de limiet van 74 dB(A). De aanscherping van de emissie-eisen heeft in dit geval, door gelijktijdig wijzigen van testomstandigheden, dus geen enkel effect gehad en was uitsluitend papieren winst. Vandaar dat momenteel in Europees kader gewerkt wordt aan het opstellen van nieuwe eisen aan meetomstandigheden, beter gericht op de praktijk.

Omdat tot nu toe geen eisen aan banden gesteld worden en omdat het bandengeluid vanaf ca. 40 km/h dominant is, zijn bovendien Europese eisen aan banden in voorbereiding. De momenteel circulerende voorstellen gaan uit van limietwaarden die door de meeste fabrikanten ook nu al gehaald zullen worden en zijn dus nauwelijks technology forcing te noemen. In de voorstellen wordt bovendien uitgegaan van een aftrek van de werkelijke geluidemissie van 1 dB(A) wegens mogelijke meetfouten en een decimale afkap, zodat een meetwaarde van 77,9 in deze systematiek zal voldoen aan een norm van 76. Figuur 14 laat meetresultaten van momenteel op de markt beschikbare banden zien, in relatie tot het laatste EU-voorstel.



Figuur 14: Geluidemissie van bestaande banden in relatie tot hun breedte en tot een Europees emissievoorstel (bron: Kortbeek et al., 2000).

7.2.2 Europese emissienormstelling treinverkeer

In tegenstelling tot het wegverkeer, dat al sinds 1970 Europese emissie-eisen kent, zijn er bij het treinverkeer pas sinds 2001 emissie-eisen van kracht, en dan ook nog eens op zeer beperkte schaal, namelijk uitsluitend voor hogesnelheidstreinen.

In 1983 werden wel uitgewerkte EU-voorstellen voor emissie-eisen aan treinen gedaan, maar deze zijn nooit van kracht geworden en zijn in 1993 definitief verworpen (Jaeker-Cueppers, 2001). In 2001 is echter de EU-richtlijn 96/48/EC m.b.t. interoperabiliteit van hogesnelheidslijnen van kracht geworden. Bij deze EU-richtlijn behoren TSI's (Technical Specifications for Interoperability). Een van deze TSI's heeft betrekking op geluidemissie door (nieuwe) hoge snelheidstreinen. Verder wordt in EU-verband gewerkt aan een richtlijn voor conventionele internationale (passagiers)treinen.

Daarnaast bestaan er op beperkte schaal, namelijk uitsluitend voor Oostenrijk (1993), Zwitserland (1994), Italië (1998) en Finland (2000) emissie-eisen voor goederenmaterieel. De testomstandigheden, met name met betrekking tot de toestand van het spoor, zijn in al deze gevallen echter niet voldoende uitgewerkt (Jaeker-Cueppers, 2001).

7.2.3 Overige Europese normstelling

Momenteel ligt er een voorstel voor een richtlijn voor omgevingslawaai, COM(2000)468, waarover Europese raad en Europees Parlement nog overeenstemming moeten verkrijgen (deze wordt eind 2001 verwacht, waarschijnlijk via 'conciliatie' (Ten Wolde, maart 2001). Hoewel de exacte inhoud dus nog niet vaststaat, zijn de belangrijkste elementen wel duidelijk:

- Er vindt een harmonisatie van dosismaten plaats. De voorgestelde dosismaten zijn L_{den} en L_{night} (zie ook 5.1.2.).
- Er vindt een harmonisatie van bepalingmethoden plaats. In de beginfase zullen bestaande meet- en rekenmethoden worden gebruikt, de aanbevolen interim-methoden. Later zullen betere, gestandaardiseerde methoden worden ingevoerd. Met de ontwikkeling hiervan wordt binnenkort begonnen. De voorgestelde interim-methoden zijn:
 - voor wegverkeerlawaai: de Franse GdB en NMPB
 - voor railverkeerlawaai de Nederlandse 'Reken- en Meetvoorschrift railverkeerlawaai 1996'
 - voor vliegverkeerlawaai de ECAC/CEAC Doc. 29 "Report on Standard method of Computing Noise Contours around Civil Airports, 1997.

Lidstaten mogen in de interimperiode hun eigen berekeningsmethodieken gebruiken, mits deze niet te veel afwijken van de aanbevolen interim-methoden. Uit 6.2. is wel duidelijk geworden, dat er vrijwel altijd (forse) afwijkingen te verwachten zijn.

Voor alle methoden geldt een waarneemhoogte van 4 meter. Voor het plannen van maatregelen kunnen ook andere waarneemhoogten gekozen worden, mits niet lager dan 1,5 meter. Overigens dienen er, om de genoemde interim-methoden internationaal toepasbaar te maken, verbeteringen c.q. aanvullingen aangebracht te worden b.v. in de categorie-indeling van voertuigen.

- Er worden elke 5 jaar 'strategische geluidskarten' en ramingen van het aantal gehinderden en slaapgestoorden gemaakt voor stedelijke agglomeraties, grote wegen, drukke spoorwegen en bij grote vliegvelden. Aanvankelijk wordt daarbij gedacht aan agglomeraties boven 250.000 inwoners, wegen met meer dan 6 miljoen passages per jaar, spoorlijnen met meer dan 60.000 passages per jaar en vliegvelden met meer dan 50.000 niet-lesvluchten per jaar. Vijf jaar later zal dit worden aangescherpt tot agglomeraties boven 100.000 inwoners, wegen met meer dan 3 miljoen passages en spoorlijnen met meer dan 30.000 passages per jaar (Ten Wolde, mei 2001). Voor Nederland zou dit betekenen dat vrijwel het gehele hoofdwegennet en spoorwegennet onder de definitie zou vallen, benevens de vliegvelden Schiphol, Zestienhoven en Lelystad. De HSL-Zuid zou overigens buiten de definitie vallen! Er zijn nog een aantal onduidelijkheden in de definitie (Van den Berg, 2001), met name rond het begrip 'stedelijke agglomeratie'. Als hieronder hetzelfde verstaan wordt als bij de Europese richtlijn inzake luchtkwaliteit het geval is, zou dit betekenen dat een tiental agglomeraties onder de definitie zouden vallen. In de richtlijn worden geen uitspraken gedaan omtrent organisatie en verantwoordelijkheden bij het vervaardigen van de geluidskarten.
- Er worden ramingen van het aantal gehinderden en slaapgestoorden gemaakt per bron en per agglomeratie. Bovendien worden landelijke totaalcijfers verwacht van aantallen inwoners (in honderdtallen!) per 5dB(A)-klasse in L_{den} en L_{night} . Daarbij wordt bovendien een opgave verwacht van aantallen inwoners per geluidsbelastingklasse met geïsoleerde woningen c.q. geluidsluwe gevels.
- Er wordt informatie gegeven aan het publiek.
- Er worden actieplannen opgesteld.

- Er wordt een rapportagesystematiek in het leven geroepen, waarbij lidstaten rapporteren aan de Europese Commissie, en deze op haar beurt aan Europees parlement en Europese raad.

7.3 Nationale immissienormen in Europa voor wegverkeer

Op Europees niveau vindt dus normstelling met betrekking tot emissie-eisen aan voertuigen plaats. Op nationaal (of eventueel regionaal c.q. lokaal niveau) vindt normstelling met betrekking tot immissies plaats. Vaak wordt in de verschillende landen onderscheid gemaakt tussen oude en nieuwe situaties m.b.t. wegen en huizen. Ook min of meer ingrijpende wijzigingen aan wegen worden vaak als nieuwe situaties opgevat. Waar een dergelijk onderscheid gemaakt wordt, worden aan nieuwe situaties strengere normen gesteld dan aan oude situaties. In Nederland wordt bovendien onderscheid gemaakt of er sprake is van een nieuwe weg in een reeds bestaande wijk, nieuwe woningen aan een bestaande weg of nieuwe woningen aan een nieuwe weg.

Bovendien moet in Nederland rekening gehouden worden met een aftrek ex. artikel 103 Wet Geluidhinder. Daarin wordt, vooruitlopend op destijds (eind zeventiger jaren) verwachte stillere voertuigen, voorzien in een aftrek van 5 dB(A). Later is deze aftrek gedifferentieerd naar 3 dB(A) op wegen met een maximumsnelheid boven 70 km/h en 5 dB(A) op de overige wegen. Dit omdat bij hogere snelheden het bandenlawaai overheerst en de aftrek in eerste instantie gericht was op motorlawaai. Metingen hebben echter uitgewezen dat het personenverkeer niet en het vrachtverkeer ca. 3 dB(A) stiller is geworden (van der Toorn et al., 1997); de aftrek bestaat daarentegen nog wel. Bijlage 2 geeft een (noodgedwongen beknopt) overzicht van de normstelling in een aantal landen (naar Gottlob, 1995). Uit dat overzicht blijkt dat de meeste landen A-gewogen equivalente geluidmaten hanteren, maar dat ook L_{10} en L_{50} voorkomen. In het algemeen is een L_{10} -waarde ongeveer 3 dB(A) hoger, een L_{50} -waarde 1-2 dB(A) lager dan de corresponderend L_{aeq} -waarde. Naast de verschillende indicatoren hanteren de verschillende landen ook verschillende rekenmethoden (zie hoofdstuk 6), zijn er vaak diverse bonussen en uitzonderingen op de normstelling van toepassing en zijn normen soms slechts van toepassing op nieuwe wegen, soms in gewijzigde vorm ook op bestaande wegen. De gepresenteerde waarden zijn daardoor nauwelijks direct met elkaar te vergelijken.

7.4 Nationale immissienormen in Europa voor treinverkeer

Ook voor treinverkeer geldt dat normstelling voor immissie-waarden meestal een zaak is van nationale en/of lokale overheden. In het algemeen wordt lawaai van treinverkeer als minder hinderlijk beschouwd als even hard lawaai van weg- of vliegverkeer. In een aantal landen (Zwitserland, Duitsland, Oostenrijk) wordt dit in de emissie verrekend door een aftrek van meestal 5 dB(A), de zogenaamde 'Schienenbonus'. In andere landen, zoals bijvoorbeeld Nederland en Engeland, wordt rekening gehouden met de minder hinderlijke aard van het treinverkeerslawaai door in de normstelling hogere immissiewaarden toe te staan (zie bijlage 4). De opmerking over de slechte vergelijkbaarheid van de gepresenteerde waarden door verschillen in indicatoren, berekeningswijze, toepassingsgebieden en uitzonderingen zoals die voor wegverkeer gemaakt is, geldt evenzeer voor treinverkeer. Kueppers-Jaecker waarschuwt in dit verband voor suboptimale oplossingen door immissie-limieten, zeker door de steeds verder doorgevoerde scheiding van infrastructuur en transporteur op het Europese spoorwegennet.

Daarnaast wordt in een aantal landen (Nederland, Oostenrijk, Zwitserland) momenteel gewerkt aan een systematiek van zogenaamde ‘geluidsproductieplafonds’ voor spoorlijnen. Deze plafonds beogen de maximale geluidproductie per (gedeelte van een) spoorlijn vast te leggen. Meer of sneller treinverkeer is op zo’n lijn in de toekomst wel mogelijk, mits de daardoor ontstane geluidstoename gecompenseerd wordt door in eerste instantie stillere treinen, in tweede instantie maatregelen als geluidschermen of gevelisolatie.

7.5 Nationale immissienormen vliegverkeer

In de jaren 80 werd besloten dat aan het geluid van het vliegverkeer rond luchtvaartterreinen, voor zover dat te maken heeft met het gebruik van deze terreinen, grenzen gesteld moesten worden. Hiervoor is het instrument van geluidszonering toegepast. Dit houdt in dat handhaving van de geluidsnormen plaatsvindt door jaarlijks te toetsen of buiten een bepaalde gebied, ‘de zone’, de jaarlijkse geluidbelasting nergens hoger is dan een bepaalde, afgesproken waarde. Binnen het gebied van de zone geldt een verbod op nieuwbouw en zijn weer deelgebieden aangewezen waar regels gelden voor woningisolatie en/of voor het amoveren van woningen (Besluit Geluidbelasting Grote Luchtvaart vastgesteld, BGGL - besluit van 17 december 1996 - Staatsblad 1996, 668).

De geluidzonering rond luchthaventerreinen, met inbegrip van de te doorlopen procedures, is geregeld in hoofdstuk IV (luchtvaartterreinen), afdeling 1 (Aanwijzing van luchtvaartterreinen) en 2 (Voorschriften omtrent handhaving van geluidzones) van de LuchtvaartWet. Het betreft de artikelen 18 tot en met 30. De zone(s) worden vastgelegd in het Aanwijzingsbesluit van een luchthaven. Dit is een betrekkelijk zware procedure, waardoor wijzigingen niet eenvoudig zijn. In een MER die moet leiden tot de Aanwijzing van een luchtvaartterrein wordt aan de hand van verschillende scenario’s in beeld gebracht hoeveel woningen liggen binnen een zone en de bijbehorende deelgebieden.

Afhankelijk van het karakter van het vliegverkeer (‘groot’, ‘klein’, alleen overdag of ook ‘s nachts) kunnen maximaal drie zones worden vastgesteld. Voor luchthavens met hoofdzakelijk grote luchtvaart (MTOW > 6000 kg) wordt de zone vastgesteld op basis van de totale geluidbelasting, B, in Kosteneenheden (zie paragraaf 5.1.2.). Voor deze luchthavens geldt dat de jaarlijkse geluidbelasting buiten het gebied van de zone nergens hoger mag zijn dan 35 Kosteneenheden. Binnen de huidige Ke-zone van Schiphol liggen ruim 15.100 woningen. Na opening van de vijfde baan zal dit aantal, door de aanwijzing van een nieuwe zone, volgens verwachting worden teruggebracht tot 10.000 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2001c). Voor de luchthaven bij Maastricht gaat het om ruim 3.000 woningen binnen de zone; voor de luchthaven bij Rotterdam om ruim 100 woningen. Een waarde van 35 Ke komt ongeveer overeen met 58-59 dB(A) L_{den} (afhankelijk van de verdeling van het verkeer over de etmaalperiode minimaal 58 dB(A) L_{etmaal}). Ter vergelijking: voor bestaande situaties geldt dat het geluid van wegverkeer maximaal 73 dB(A) L_{etmaal} mag bedragen. Voor nieuwe situaties geldt een grenswaarde van 63 dB(A). Na invoering van het geluidstelsel (MIG, zie paragraaf 5.1.2.2.) zal voor het gecumuleerde lawaai van verschillende bronnen (exclusief luchtvaart) een grenswaarde van 70 dB(A) L_{den}^* gaan gelden.

Voor luchthavens met structureel nachtelijk vliegverkeer kan daarnaast een zone op basis van de nachtelijke geluidbelasting binnenshuis in dB(A) L_{Aeq} worden vastgesteld. Op basis van het rapport van de Werkgroep Nachtnormering van mei 1993 (Ministerie VROM, 1993b) is besloten een L_{Aeq} van 26 dB(A), als tijdsgemiddelde niveau over deze 7-urige nachtperiode, zoals optredend binnen slaapvertrekken, te hanteren als grenswaarde. Deze waarde is opgenomen in artikel 25-4 van de Luchtvaartwet. Ter vergelijking: voor het wegverkeer geldt

een binnenwaarde van 35 dB(A) L_{etmaal} . Afhankelijk van de verdeling van de verkeersintensiteit over het etmaal is dit te vertalen in een grenswaarde voor het nachtelijke geluid van 25 dB(A).

In artikel 3 van het Besluit Geluidbelasting Grote Luchtvaart (ministerie V&W, 1996) wordt gesteld dat de grenswaarde van 26 dB(A) geldt voor de luchtvaartterreinen Maastricht en Schiphol. Binnen de huidige 26 dB(A) zone van Schiphol liggen momenteel ruim 10.000 woningen. De nachtzone voor Maastricht is nog niet vastgesteld. Bij de vaststelling van het nachtelijk geluidniveau binnenshuis is de gevelwering van een standaard (niet-geïsoleerde) woning van belang. Deze gevelwering wordt in mindering gebracht op het in de buitenlucht optredende geluidniveau. Deze gevelwering verschilt per luchtvaartterrein, want deze is o.a. afhankelijk van de aard/bouwwijze van de woningen aldaar. De in appendix B van RLD/BV-02 aangegeven waarden zijn:

Tabel 20: Gevelisolatiewaarden rond Schiphol en vliegveld Maastricht

Luchtvaartterrein	Gevelwering	Gevelwering
	landingen (dB(A))	starts (dB(A))
Schiphol	22,0	20,5
Maastricht	20,0	18,4

Voor kleinere luchtvaart bestond tot januari 2000 de 50 BKL zone, zoals vastgelegd in het Besluit Geluidbelasting Kleine Luchtvaart (BGKL - beschikking van 15 december 1997 - Staatsblad 1997, 666). 50 BKL is ongeveer gelijk aan 46 dB(A) L_{etmaal} (en bij afwezigheid van vliegverkeer tijdens de avond en nacht aan 43 dB(A) L_{den}). Sinds januari 2000 is een wijziging in de Luchtvaartwet van kracht, waardoor sindsdien 47 BKL als maximale grenswaarde van kracht is geworden, een halvering van de geluidsbelasting. Binnen de zone mag, behoudens uitzonderingen, geen woningbouw gepleegd worden. Exploitanten van de kleinere vliegvelden zijn gehouden erop toe te zien dat op de zonegrens de grenswaarde niet overschreden wordt (Munk, 2001). Tot het jaar 2000 gold hiervoor een grenswaarde op de zone van 50 BKL.

In alle gevallen geldt dat de handhaving van de zonegrenzen plaatsvindt aan de hand van een berekening van de geluidbelasting. Hierbij wordt uitgegaan van het werkelijke gebruik van de luchthaven gedurende de periode van één jaar. Bij Schiphol en vliegveld Rotterdam wordt de ontwikkeling van de geluidbelasting gemonitord met behulp van on-line meetsystemen. In de nieuwe luchtvaartwet is voorgesteld om te bezien of deze meetsystemen een rol kunnen spelen bij de handhaving. In de huidige situatie is dit nog niet het geval.

Vóór de invoering van de geluidszonering werden enkel internationale eisen gesteld aan de hoeveelheid geluid die vliegtuigen mogen produceren. Ook golden internationale afspraken over de uitfasering van de lawaaiigste types.

8. Conclusies

Geluid is in Europa een belangrijke bron van verstoring, waarbij welzijns- en gezondheidseffecten optreden bij mensen en bij dieren effecten op populatiedichtheden aantoonbaar zijn. Om de ontwikkeling van de geluidbelasting, de belangrijkste akoestische factor, te monitoren, wordt vooral gerekend en in mindere mate gemeten. De dosismaten waarin gerekend wordt verschillen per land, de berekeningswijze en de normstelling eveneens. Hierdoor is onderlinge vergelijkbaarheid van gegevens uiterst moeilijk en is nauwelijks zicht te krijgen op omvang en ontwikkeling van verstoring door geluid. De in het kader van Europese regelgeving op handen zijnde harmonisatie van zowel maten als berekeningswijze zal daarom een grote stap voorwaarts zijn.

Huidige dosismaten

Maten vormen de basis voor regelgeving en normstelling van geluid. De huidige dosismaten verschillen per land en per modaliteit. Voor wegverkeer is voor de regelgeving in de verschillende Europese landen uitsluitend de equivalente dosismaat van belang. Voor vlieg- en treinverkeer spelen daarnaast piekniveaus een rol. De verschillen in gehanteerde dosismaten tussen de verschillende Europese landen zijn het grootst bij het vliegverkeer.

Overgang in Nederland naar nieuwe dosismaten

De Europese commissie heeft de harmonisatie van o.a. dosismaten voor geluid ingezet, die in Europa moet leiden tot twee dosismaten, L_{den} en L_{night} . De overgang naar de voorgestelde dosismaat L_{den} zal vooral bij het vliegverkeer problemen opleveren. De Kosteneenheid is niet één op één te vertalen naar de nieuwe dosismaat. Voor het wegverkeer zal met name in de Randstad op papier meer akoestische ruimte ontstaan door de voorgestelde overgang.

De Europese harmonisatie staat hier en daar op gespannen voet met Nederlandse regelgeving in MIG-kader. Doel van de harmonisatie, de gelijke, en daardoor vergelijkbare, akoestische behandeling van de verschillende transportwijzen wordt in Nederland doorkruist doordat luchtvaartlawaai niet in de MIG-wetgeving wordt opgenomen, maar apart in de Luchtvaartwet. In de Luchtvaartwet wordt gerekend met L_{den} terwijl in MIG-kader wordt voorzien in de invoering van de dosismaat L_{den}^* . Deze dosismaat beoogt geluidbelastinggegevens eenvoudiger vergelijkbaar te maken op basis van hinderlijkheid van de bron (exclusief luchtvaartlawaai), maar zal tevens de vergelijking met buitenlandse gegevens bemoeilijken, aangezien L_{den}^* (voorlopig) uitsluitend in Nederland wordt ingevoerd. Een eenduidige overgang wordt in Nederland tenslotte ook niet eenvoudiger, doordat in drie onlangs verschenen rijksnota's (NVVP, NMP4 en wetsvoorstel MIG) drie verschillende dosismaten worden gehanteerd (respectievelijk L_{etmaal} , L_{den} en L_{den}^*).

Huidige berekeningswijzen

Berekeningen van standaardsituaties met verschillende nationale rekenmethodes leiden tot verschillen van ca. 10 dB(A) bij weg- en spoorwegverkeer. De grootste verschillen worden daarbij veroorzaakt door het emissiegedeelte van de berekening. De Nederlandse berekeningswijze voor zowel weg- als spoorwegverkeer komt in deze standaardsituaties Europees gezien tot de laagste geluidbelastingen. Een deel van de verschillen tussen de Europese modellen kan verklaard worden door reëel aanwezige verschillen in infrastructuur, transportmiddelen en omgeving, het grootste deel kan echter niet verklaard worden door reëel aanwezige verschillen en is het gevolg van onbedoelde en ongewenste verschillen in vooral rekenmethoden.

Literatuur

- Beek van, A.(2000), Rekenmodel goederentreinen te goeder trouw, Geluid, jaargang 23, nr. 1, 2000, pp. 7 -10.
- Berg van den, M, Gerretsen E. (1996), Comparison of road traffic noise calculation models, Journal of building acoustics, volume 3 number 1, pp. 13 – 24, Essex, Engeland.
- Berg van den, M. (2001), The implementation of the EU-noise policy: problems and solutions, Internoise, Den Haag.
- Berkhout, A.J., Luijck van, C.M., Ale, B.M.J., Koers, P.H.J., Mulder, J.A., Vogels, M.E.S. (2001), begrenzing totale geluidimmissie rond Schiphol en keuze van handhavingspunten, Den Haag: Ministerie V&W.
- Berglund B, Lindvall T, Schwela DH (eds) (1999), Guidelines for Community Noise, Geneve: WHO.
- Borst J.C. (2001), The role of Urbis' noise and noise effects maps in local policy, Internoise, Den Haag.
- Brouwer, H.H.A., Dassen, G.M., Wijnen, R.A.A. (2000), Het vliegtuig als geluidsbron, in: Van den Brink, R.M.M., Annema, J.A., eds., Bijdragen aan Colloquium Verkeer, Milieu en Techniek, 29 juni 2000, Bilthoven: RIVM.
- Brunner, P., Lang, J. (1995): Überarbeitung des Rechenverfahrens der RVS 3.114 Lärmschutz. Straßenforschung, Heft 443, Wenen: Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Bundesamt für Verkehr (1990), Semibel version 1, Schweizerisches emissions- und immisionsmodell für die berechnung von Eisenbahnlärm, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 116, Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Bundesamt für Verkehr.
- Bundesminister für Verkehr (1990), Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen RLS-90, Allg. Rundschreiben Strassenbau Nr. 8/1990, Keulen: Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen.
- Bürck, W., Grütmacher, M., Meister, F.J., Müller, E.A., Fluglärm, Gutachten erstattet im Auftrag des Bundesministers für Gesundheitswesen (1965), Göttingen: Ministerium für Gesundheitswesen.
- CBS (2001), Statistiek van de motorvoertuigen 2000, Voorburg/Heerlen: CBS.
- CPB (1997), Economie en fysieke omgeving, beleidsopgaven en oplossingsrichtingen 1995-2020, Den Haag: SDU Uitgevers & Centraal Planbureau, ISBN: 90-399-1361-7.
- CROW (1999), Het wegdek gecorrigeerd op akoestische eigenschappen, CROW-publicatie 133, Ede: CROW.
- Dassen A.G.M., Jabben J., Dolmans J.H.J. (2001), Development and use of Empara: a model for analysing the extent and effects of local environmental problems in the Netherlands, Internoise, Den Haag.
- Davies L. I. (1979), A guide to the calculation of NNI, DORA comm. 7908, Londen: Civil Aviation Authority
- Department of Transport (1988), Calculation of Road Traffic Noise, Londen: Her Majesty's Stationery Office, ISBN 0-11-550847-3.
- Department of Transport (1995), Calculation of Railway Noise, Londen: Her Majesty's Stationery Office, ISBN 0-11-551754-5.
- Deutsche Bundesbahn (1990), Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienewegen, Schall03/Akustik03, München: Bundesbahn Zentralamt.

- Dittrich, M.G. (2000), Europees beleid en ontwikkelingen op het gebied van spoorweggeluid, TNO-TPD, Proceedings Geluid en Trillingen 2000, Rotterdam.
- Eisses, A.R., van den Dool, T.C., Boone, M.M., Galis, S.P. (2001), Meten van vliegtuiggeluid rond de luchthaven Schiphol, Nauwkeurigheid van mogelijke meetsystemen, TNO report nr. HAG-RPT-010002, June 2001, Delft: TNO-TPD.
- European Environmental Agency (2000), Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environmental integration in the EU: TERM 2000, Kopenhagen: EEA, ISBN 92-9167-206-8.
- Europese Commissie (1996), Future noise policy, green paper, Brussel: Europese Commissie.
- Europese commissie (2000), Voorstel voor een richtlijn van het Europees Parlement en de Raad inzake de evaluatie en de beheersing van omgevingslawaai, COM(2000)468, OJ C 337 NL, Brussel: Europese Commissie .
- Faber, G.H. (2000), Inleiding op het symposium 'Agrarisch natuurbeheer in Friesland', Leeuwarden (zie ook <http://www.minlnv.nl/actueel/speech/2000/speech021.htm>)
- Federal Aviation Association (1982), Integrated Noise Model, version 3.8, User's guide, FAA-EE-81-17, Washington D.C.: FAA, Office of Environment and Energy.
- Feimann, P.F.L., Geurs, K.T., van den Brink, R.M.M., Annema, J.A., van Wee, G.P. (2000), Verkeer en vervoer in de Nationale Milieuverkenning 5, RIVM-rapport 408129014, Bilthoven: RIVM.
- Galis, S.P. (2000), Vergelijking van berekende en gemeten geluidbelasting L_{den} rondom de luchthaven Amsterdam Airport Schiphol (AAS) voor het gebruiksplanjaar 1999, NLR report CR 2000-647, Amsterdam: NLR.
- Gezondheidsraad (1994), Geluid en Gezondheid, rapport 1994/115, Den Haag: Gezondheidsraad.
- Gezondheidsraad (1997), Omgevingslawaai beoordelen, rapport 1997/23, Rijswijk: Gezondheidsraad.
- Gottlob, D. (1995), Regulations for community noise, Noise News international, December, pp. 223-236.
- Gruijter de, D.G. (1997), De ontwikkeling van de sanering van verkeerslawaai, Geluid nr. 4, pp. 162 – 167.
- Hoogwerff, J. (2001), Herziening Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaai, Geluidnieuws, januari 2001, www.geluidnieuws.nl.
- ICAO (1993), International standards and recommended practices, environmental protection, Annex 16 to the Convention on International Civil Aviation, vol. 1, aircraft noise. Montreal: International Civil Aviation Organisation.
- INRETS (1994), Study related to the preparation of a communication on a future EC Noise Policy, Arcueil: French National Research Institute for Transportation and Transport Safety.
- Jabben J. (2000), Doelen en opties meetnet geluid, haalbaarheidsstudie monitoren van geluidemissies wegverkeer op rijkswegen, rapport nr. 725201.201, Bilthoven: RIVM.
- Jabben, J., Dassen, A.G.M., Albers, R.A.W., (2001), Discussienota n.a.v. EU-richtlijn COM468 inzake de evaluatie en beheersing van omgevingslawaai, RIVM-notitie, Bilthoven: april 2001.
- Jaecker-Cueppers (2001), Railway noise abatement in the European union- the Working Group Railway noise of the European Commission, Internoise, Den Haag.
- Jong de R.G., Steenbekkers J.H.M., Vos H. (2000), Hinder en andere zelf-gerapporteerde effecten van milieuverontreiniging in Nederland, Inventarisatie verstoringen 1998, Delft: TNO-PG.

- Jonkhart, S. (1992), A study into existing methodologies for the calculation of noise exposure levels in and around airports, NLR report CR 92515 L, Amsterdam: NLR.
- Jonkhart, S. (1997), Vergelijking van gemeten en berekende geluidsniveaus, NLR report CR 97263 L, Amsterdam: NLR.
- Kempen, E.E.M.M., Ameling, C.B. (2000), De invloed van blootstelling aan geluid op de gezondheid in Nederland, rapport 408129021, Bilthoven: RIVM.
- Kortbeek B., van Blokland G. J., de Graaff E. (2000), Internationale standaardisatie en normstelling wegverkeer, Proceedings Congres Geluid en Trillingen, Rotterdam.
- Leeuwen van H., Ouwerkerk M.A. (1997a), Comparison of some prediction models for railway noise used in Europe, Report L.94.0387.A, Den Haag: DGMR.
- Leeuwen van, H., Nederlof L., Nota, R. (1997b), Berekening van wegverkeerslawaaai in Europa, Geluid nr. 1, maart 1997, pp. 22-27.
- Leeuwen van, H. (2001), Weinig herrie achter de schermen, waarheden en onwaarheden bij het bepalen van het effect van een geluidsscherm, Proceedings Geluid en trillingen, Rotterdam.
- Mank J. (2001), Akoestische rekenmodellen op één lijn, Geluid nr 1, januari 2001, pp. 9-11.
- Miedema M.E., Oudshoorn G.M. (2001) , Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals, Environmental Health Perspectives, vol. 109 (4), pp. 409 - 416.
- Ministère de l'environnement et du cadre de vie et Ministère des Transports Direction générale des transports intérieurs (1980), Guide du Bruit des Transports Terrestres, Prevision des niveaux sonores, Bagneux, Frankrijk: CETUR.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1995), PKB Schiphol en omgeving , Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van Economische Zaken, Sdu-DOP, Leiden.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1996), Besluit Geluidbelasting Grote Luchtvaart vastgesteld, BGGL - besluit van 17 december 1996 - Staatsblad 1996, 668.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1997), Besluit Geluidbelasting Kleine Luchtvaart, BGKL - beschikking van 15 december 1997 - Staatsblad 1997, 666.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1999), Nota Toekomst Nationale Luchthaven, Den Haag: Rijks Luchtvaart Dienst.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2000), Jaarrapport Weggegevens 1999, Rijkswaterstaat, Delft: Dienst Weg- en Waterbouwkunde.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2001), Nationaal Verkeers- en Vervoersplan 2000 – 2001, Tweede Kamer, vergaderjaar 2000 -2001,27455, nrs 1-2-3. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Luchtvaartwet (2001), Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2001), Concept Milieu Effect Rapport Schiphol 2003, Den Haag: Rijks Luchtvaart Dienst.
- Ministerie van VROM (1981), Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaaai, Den Haag: Staatsuitgeverij.
- Ministerie van VROM (1997), Reken- en Meetvoorschriften Railverkeerslawaaai '96, Den Haag: Ministerie van VROM, publicatiereeks verstoring nr. 14/97.
- Ministerie van VROM (1993), Nationaal Milieubeleidsplan2, VROM, Den Haag: Ministerie van VROM
- Ministerie van VROM (1993), Geluidnormering nachtelijk vliegverkeer, rapportage van de werkgroep nachtnormering, Den Haag: Ministerie van VROM.
- Ministerie van VROM (1998), Vernieuwing Geluidhinder beleid: Beleidsnota MIG: Modernisering Instrumentarium geluidbeleid, Den Haag: Ministerie van VROM.

- Ministerie van VROM (2001), Nationaal Milieubeleidsplan 4, VROM, Den Haag: Ministerie van VROM.
- Ministerie van VROM (1979), Wet Geluidhinder, in: Nederlandse Staatswetten, Editie Schuurman & Jordens, Tjeenk Willink, Zwolle.
- Muchall, R.C. (1999), De geluidbelasting door het vliegverkeer langs de Buitenveldertbaan te Amsterdam, rapportage 1998, Omegam report nr. 25723730, Amsterdam: Omegam.
- Munk, C. (2001), Monitoring kleine luchtvaart met nieuw rekenmodel, Proceedings Geluid en Trillingen 2001, Rotterdam.
- Naturvårdsverket (1989), Beräkningsmodell för Vägtrafikbuller - Del 1: Beräkningsmodell, BfV-89.
- Naturvårdsverket (1989), Beräkningsmodell för Vägtrafikbuller - Del 2: Bekgrundsmaterial, BfV-89.
- Nijland, H. (2001), De nacht steeds minder stil, Verkeerskunde nr. 5, 2001, pp.20-25.
- ÖAL-Richtlinie 28 (1987), Schallabstrahlung und Schallausbreitung, Wenen: Österreichischer Arbeitsring für Lärmbekämpfung
- ÖNORM 5011 (1995), Berechnung der Schallimmission durch Schienenverkehr, Zugverkehr, Verschub- und Umschlagbetrieb Wenen: Österreichisches Normungsinstitut.
- Paffen P., van Leeuwen J.J.A. (2001), A noise mapping system for highways in the Netherlands, Internoise, Den Haag.
- Plovsing, B, Svane, C. (1983), Aircraft noise exposure prediction model. Guidelines for the methodology of a Danish computer program, report nr. 101.
- Pompoli, R., Farina, A., fausti, P., Bassanino, M., Invernizzi, S., Menini, L. (1995), Intercomparison of traffic noise computer simulations, Associazione italiana di Acustica, Bologna.
- Reijnen, M.J.S.M. (1995), Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands, Leiden: proefschrift.
- Reinink, H.F., J. Hooghwerff, J., van Loon, R.C.L. (2000), Emissie motorvoertuigen bij lage snelheid en in specifieke omstandigheden, M+P.MVM.99.5.1, 's Hertogenbosch: M + P.
- Rienstra, S. (2001), De vliegtuigmotor: efficiënter = stiller, maar hoe lang nog? Proceedings Geluid en Trillingen 2001, Rotterdam.
- Ringheim, M., Nielsen, H.L. (1998), Railway Traffic Noise, The Nordic Prediction Method, TemaNord 1996:524, Kopenhagen: Nordic Council of Ministers.
- RIVM (2000), Nationale Milieuverkenning 2000-2030, 2000, Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn.
- RIVM (2000), Milieubalans 2000, Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn.
- Salomons (2000), E.M., Effectiviteit van geluidschermen op de tocht, Geluid, no. 5, december 2000, pp. 131-133.
- Scheeper, P., Poutsma, H.J., Rozema, D.J. (1980), Voorschrift voor de berekening van de geluidbelasting door vliegtuigen, report nr. LL-HR-20-01, Amsterdam: NLR.
- Service Technique de Bases Aériennes- Service Technique de la Navigation Aérienne (1987), Le guide du bruit aéronautique, ISBN 2_11_085770_2.
- Toorn van der, J.D., van den Dool, T.C., De Roo (1997), Geluidemissie door motorvoertuigen, klassieke metingen met de Syntakan, rapport TPD-HAG-RPT-950033, Delft: TNO-TPD.
- Toorn van der J.D., van Vliet, J.W.A. (2000), Emissiekentallen motorvoertuigen 2000, gebaseerd op metingen uit 1996 en 1999, rapport HAG-RPT-000048, Delft: TNO-TPD.

- Tweede Kamer, Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid (MIG) (2001), vijfde voortgangsrapportage Markwerking, deregulering en wetgevingskwaliteit, Tweede Kamer stuk 219, vergaderjaar 2000-2001, Den Haag.
- Vejdirektoratet (1991), Beregningsmodel for Vejtrafikstøj, Kopenhagen, Denemarken.
- Vos de P.H. (2001), De Europese dosismaten L_{den} en L_{night} , NSG-Geluidhinderdag 'Europa en geluid', Utrecht, 28 maart 2001.
- WG3 (1999) 'Computation and Measurement' Progress Report September 1999 .
- Wolde ten T. (2001), De Europese Richtlijn over omgevingslawaai, NSG-Geluidhinderdag 'Europa en geluid', Utrecht, 28 maart 2001.
- Wolde ten T. (2001), Europa en geluid: een schets van de Europese ontwikkelingen, Geluid in verandering, actualiteiten geluidshinder, Vermande studiedag, Utrecht.
- www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten

Verzendlijst

- 1 DGM, Directie Strategie en Bestuur, mr. ing. J.H. Enter
- 2 Directeur-Generaal Milieubeheer, Ir. J. van der Vlist

- 3 Prof. Dr P. Nijkamp - Vrije Universiteit Amsterdam
- 4 Prof. Dr P. Rietveld - Vrije Universiteit Amsterdam
- 5 Prof. Dr F. den Butter - Vrije Universiteit
- 6 Prof. Dr F.M. Dieleman – Universiteit Utrecht
- 7 Prof. Dr P.H.L. Bovy - Technische Universiteit Delft
- 8 Prof. Dr A.I.J.M. van der Hoorn - Universiteit van Amsterdam/ AVV
- 9 Prof. Dr F. le Clercq, Universiteit van Amsterdam/Twijnstra Gudde
- 10 Prof. Dr M. van Maarseveen - Technische Universiteit Twenthe
- 11 Prof. Ir F. Sanders - Technische Universiteit Delft
- 12 Prof. Dr Ir H. Priemus - Technische Universiteit Delft/OTB
- 13 Prof. Dr H.J. van Zuylen - Technische Universiteit Delft

- 14 Dr. C.M. Plug – VROM/DGM
- 15 Ir A.J. Baayen - VROM/DGM
- 16 Ir M. van den Berg - VROM/DGM
- 17 Drs. R. Bouman – VROM/DGM
- 18 Drs. T.C. Welkers – VROM/DGM
- 19 Drs H.C.G.M. Brouwer - VROM/DGM
- 20 Ir. D. de Gruijter – VROM/DGM
- 21 Dr C. Havenith - VROM/DGM
- 22 Ir J.J.M. Henssen - VROM/DG
- 23 Ir B.J.F. Kortbeek - VROM/DGM
- 24 Ing. D. de Jong – VROM/DGM
- 25 Mr M.C. Kroon - VROM/DGM
- 26 W.J. Lenstra – VROM/DGM
- 27 Drs. A.J. van Marlen – VROM/DGM
- 28 Drs. P. Hofmeijer – VROM/DGM
- 29 Drs H.E. ten Velden - RPD
- 30 Drs N.M. Beekman - V&W
- 31 Drs R. Braakenburg van Backum - V&W
- 32 Ir A.N. Bleijenberg – V&W
- 33 Drs J.G. Veldhuis – V&W/DLB
- 34 Ir P.C.M. Polak - RWS-AVV
- 35 Ir J. van der Waard – RWS-AVV
- 36 Mevr. J. Veurman – RWS-AVV
- 37 Drs. P. Paffen – RWS-AVV
- 38 Ir. J.J. van Ettinger – RWS/ZH
- 39 Ir. C. Padmos – RWS – DWW
- 40 Ir. W. Alberts – RWS - DWW
- 41 Ir. J. Mank – RWS-AVV
- 42 Ing. J. Hoogwerff – M + P
- 43 Ir. A. van Beek – AEA Technologies
- 44 Ir. P. de Vos – AEA Technologies

- 45 Ing. J. J. van Leeuwen - DGMR
- 46 Ing. J.A.P. Klein – CBS
- 47 Drs E.J. Dietz – CBS
- 48 Dhr. E. van Gelder – CBS
- 49 Dr. C. Koopmans – SEO
- 50 Drs. M.A. Koning – CPB
- 51 Drs. T.H. van Hoek – CPB
- 52 Dr M. Dijkstra – Universiteit Utrecht
- 53 Ir J.J.E.A van Meel – NOVEM
- 54 Ing. A. Jansen – NOVEM
- 55 Dr G.J. van Oortmarssen – NOVEM
- 56 Ir P. Kroon – ECN
- 57 Ir W. J. van Grondelle – SNM
- 58 Drs. J. Steijn – VNO/NCW
- 59 Ir P.H.R. Langeweg – ANWB
- 60 Ing. R. Hendriks – ANWB, redactie verkeerskunde
- 61 Dhr . W. Zijlstra – BOVAG
- 62 R. Broekhuizen – MOBIL
- 63 Drs W. Korver – TNO-INRO
- 64 Ir E.J. Verroen – Twijnstra Gudde
- 65 Ir F. de Roo – TPD-TNO
- 66 Dr. Ir. B.J.M. Rutten – CMG
- 67 Ing. F.M.C. Gommers - XTNT
- 68 Dr H.J. Meurs – MuConsult
- 69 Dr G.C. de Jong – HCG
- 70 Ing. P.M. Peeters – Peeters advies
- 71 Ing. K.L. van de Zande – AGV
- 72 D.H.W.H. Hermans – Goudappel Coffeng
- 73 J.T. Jetten – NEA
- 74 Drs. L. van der Velde – NEA
- 75 Ir J.M.W. Dings – Centrum voor energiebesparing en schone technologie
- 76 Ir P. Janse – Centrum voor energiebesparing en schone technologie
- 77 Drs U.Ph. Blom – B&A
- 78 Grontmij
- 79 Arcadis
- 80 Ir P.M. Schrijnen – TUD
- 81 Secretariaat VROM-Raad
- 82 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie

- 83 Nederlands Instituut voor Wetenschappelijke Informatiediensten
- 84 Bibliotheek VU
- 85 Bibliotheek UvA
- 86 Bibliotheek Faculteit der Economische Wetenschappen en Econometrie – UvA
- 87 Bibliotheek SEO
- 88 Bibliotheek RPD
- 89 Bibliotheek V&W
- 90 Bibliotheek AVV
- 91 Bibliotheek TU Delft
- 92 Bibliotheek TU Eindhoven
- 93 Bibliotheek TU Twente

94 Bibliotheek RUU
95 Bibliotheek KUN
96 Bibliotheek NHTV
97 Connekt

98 Directie RIVM
99 Ir F. Langeweg
100 Drs R.J.M. Maas
101 Dr. J.A. Hoekstra
102 Drs O.J. van Gerwen
103 Dr. Th.G. Aalbers
104 Dr. G.P. van Wee
105 Drs. ing. K.T. Geurs
106 Ir. A.G.M. Dassen
107 Ir . J. Jabben
108 Drs K. van Velze
109 Drs. A. A. Bouwman
110 Drs. M. Odijk
111 Drs. N. Hamminga
112 Drs. E. Franssen
113 Drs. L. Verhoef

114-115 Auteurs

116 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations

117 Bibliotheek RIVM

118-127 Bureau Rapportenbeheer

128-157 Reserve-exemplaren

Bijlage 1: Drempelwaarden voor omgevingsgeluid in relatie tot de omgeving en te verwachten gezondheidseffecten volgens de WHO (Berglund et al., 1999)

	Critical health effect(s)	L _{Aeq} [dB(A)]	Time base [hours]	L _{Amax} fast [dB]
Outdoor living area	Serious annoyance, daytime and evening	55	16	-
	Moderate annoyance, daytime and evening	50	16	-
Dwelling, indoors	Speech intelligibility & moderate annoyance, daytime & evening	35	16	45
Inside bedrooms	Sleep disturbance, night-time	30	8	
Outside bedrooms	Sleep disturbance, window open (outdoor values)	45	8	60
School class rooms & pre-schools, indoors	Speech intelligibility, disturbance of information extraction, message communication	35	during class	-
Pre-school bedrooms, indoor	Sleep disturbance	30	sleeping-time	45
School, playground outdoor	Annoyance (external source)	55	during play	-
Hospital, ward rooms, indoors	Sleep disturbance, night-time	30	8	40
	Sleep disturbance, daytime and evenings	30	16	-
Hospitals, treatment rooms, indoors	Interference with rest and recovery	#1		
Industrial, commercial shopping and traffic areas, indoors and outdoors	Hearing impairment	70	24	110
Ceremonies, festivals and entertainment events	Hearing impairment (patrons:<5 times/year)	100	4	110
Public addresses, indoors and outdoors	Hearing impairment	85	1	110
Music and other sounds through headphones/ earphones	Hearing impairment (free-field value)	85 #4	1	110
Impulse sounds from toys, fireworks and firearms	Hearing impairment (adults)	-	-	140
	Hearing impairment (children)	-	-	#2
				120
				#2
Outdoors in parkland and conservation areas	Disruption of tranquillity	#3		

Bron: WHO, Berglund et al., 1999

#1: As low as possible.

#2: Peak sound pressure (not LAF, max) measured 100 mm from the ear.

#3: Existing quiet outdoor areas should be preserved and the ratio of intruding noise to natural background sound should be kept low.

#4: Under headphones, adapted to free-field values.

Bijlage 2: Lange termijn gezondheidseffecten van geluidblootstelling

	situatie	Waarnemings niveau		
		dosismaat	waarde in dB(A)	binnen/buiten
Voldoende Bewijs				
- gehoorschade	werk	$L_{Aeq,8hr}$	75	binnen
	sport	$L_{Aeq,24hr}$	70	binnen
- bloeddruk	werk	$L_{Aeq,8hr}$	<85	binnen
	huis	$L_{Aeq,6-22hr}$	70	buiten
- ischaemische hartziekten	huis	$L_{Aeq,6-22hr}$	70	buiten
- hinder	huis	L_{dn}	42	buiten
- ontwaken	slaap	SEL	55*)	binnen
- slaap stadia	slaap	SEL	35	binnen
- zelf gerapporteerde slaapkwaliteit	slaap	$L_{Aeq,nacht}$	40	buiten
- schoolprestatie	school	$L_{Aeq,dag}$	70	buiten
Beperkt bewijs				
- geboortegewicht				
- immuun systeem				
- psychiatrische stoornissen				
Gebrekkig bewijs				
- aangeboren afwijkingen				
- immuun systeem	slaap			

Bron: Geluid en Gezondheid, Gezondheidsraad, september 1994

*) *Aangepast iom Advies GR van 1997. Was 60.*

De hier genoemde geluidniveaus zijn drempelwaarden: beneden deze waarden wordt in de literatuur geen effect aangetoond. Daarboven bestaat meer of minder bewijs dat een effect optreedt.

Bijlage 3: Dosismaten en immissienormen wegverkeer (vereenvoudigd)

	index	type immissie waarde	dag	avond	nacht
Australië	L _{10, 18 h}	Streefwaarde nieuwe wegen	60		55
		Maatregelen bestaande wegen	68		
Oostenrijk	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe wegen	50-55		40-45
		Grenswaarde nieuwe federale wegen	60		50
		Maatregelen federale wegen	65		55
Canada	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe wijken	55		50
Denemarken	L _{aeq, 24 h}	Streefwaarde nieuwe wegen en wijken	55	55	55
Duitsland	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe wijken	50-55		40-45
		Grenswaarde nieuwe en gewijzigde wegen	59		49
		Grenswaarde voor maatregelen federale wegen	70		60
Engeland	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe woningen	55		42
		Limietwaarde nieuwe woningen	63		57
	L _{10, 18 h}	Maatregelen nieuwe wegen	68		
Frankrijk	L _{aeq}	Grenswaarde nieuwe wegen	60-65		55-57
Hong Kong	L ₁₀	Streefwaarde nieuwe wijken	65		
Ierland	L ₁₀	Grenswaarde nieuwe wegen	65-68	65-68	65-68
Japan	L ₅₀	Streefwaarde wegen	55-60	50-55	45-50
Korea	L _{aeq}	Streefwaarde	65		55
Nederland	L _{aeq}	Grenswaarde nieuwe wegen	55		45
Portugal	L ₅₀	Grenswaarde nieuwe wegen	65		55
Spanje	L _{aeq}	Grenswaarde nieuwe wegen	60		50
		Grenswaarde bestaande wegen	65		55
USA	L _{aeq}		65	65	65
Zweden	L _{aeq, 24 h}	Streefwaarde nieuwe wegen	55	55	55
Zwitserland	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe wegen	55		45
		Grenswaarde woningen	60		50
		Saneringswaarde	70		65

Bron: Gottlob, 1995

Bijlage 4: Dosismaten en immissienormen treinverkeer (vereenvoudigd)

	index	type immissie waarde	dag	avond	nacht
Oostenrijk	L _{aeq}	Streefwaarde nieuwe spoorwegen	55		55
Denemarken	L _{aeq} , 8-20.00 h	Streefwaarde	60		60
Duitsland	L _{aeq}	Streefwaarde	55		45
					Meewindcondities, effect –1 a –2, hogere waarden in stedelijk gebied
Engeland	L _{aeq}	Grenswaarde	64		54
		Streefwaarde	68		63
		Limietwaarde	68		63
					Dag van 6-24.00; in londen afwijkende regeling
Frankrijk	L _{aeq} 8-20hr	Streefwaarde	60		
Frankrijk	L _{aeq} 8-20hr	Grenswaarde	65		
Nederland	L _{aeq}	streefwaarde	57		47
Nederland	L _{aeq}	Grenswaarde	70		60
Zweden		streefwaarde	55		
Zwitserland		Streefwaarde	50		40
					Hogere waarde stedelijk gebied; Extra correctie – 5 dba voor >79 treinen
		grenswaarde	55		45
					Hogere waarde stedelijk gebied; Extra correctie – 5 dba voor >79 treinen

Bron: Gottlob, 1995

Bijlage 5: Dosismaten vliegverkeer

De geluidindices in kolom 2 verschillen sterk van elkaar. Overeenkomst is hoogstens dat de indices samenhangen met aantal vluchten, tijdstip waarop deze vluchten plaatsvinden en (equivalente of piek)geluid dat per passage geproduceerd wordt. De geluidsindices zijn in de laatste kolom op een andere, meer vergelijkbare wijze benaderd, waarin de index een functie is van het A-gewogen piekniveau en het totaal aantal vluchten (N) per etmaal of per etmaalperiode (N_i).

Land	Geluidsindex	(vergelijkbare) formule bij benadering
Australië	ANEF $10 \log \left(\sum_i g_i 10^{0.1L_i} \right) - 88$ L_i in EPNdB $g_i = 1$ 07.00 – 19.00 $g_i = 4$ 19.00 – 07.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 4 N_2) - 75$
Canada	NEF $10 \log \left(\sum_i g_i 10^{0.1L_i} \right) - 88$ L_i in EPNdB $g_i = 1$ 07.00 – 22.00 $g_i = 16,67$ 22.00 – 07.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 16.67 N_2) - 75$
Denemarken Zweden	L_{DEN} $10 \log \left(\frac{1}{T} \sum_i g_i 10^{0.1L_i} \right)$ L_i in dB(A), T = 86 400 s $g_i = 1$ 07.00 – 19.00 $g_i = 3,14$ 19.00 – 22.00 $g_i = 10$ 22.00 – 07.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 3,14 N_2 + 10 N_3) - 39$
Frankrijk	IP (Psophic index) $10 \log \left(\sum_i g_i 10^{0.1L_i} \right) - 32$ L_i in PNdB $g_i = 1$ 06.00 – 22.00 $g_i = 10$ 22.00 – 06.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 10 N_2) - 19$
Duitsland Luxemburg	$L_{eq(4)}$ (Störindex) $13.3 \log \left(\frac{1}{T} \sum_i g_i t_i 10^{L_i/13.3} \right)$ $L_i = 180 * 86 400$ s $t_i = 10$ dB-down-time $g_i = 1,5$ 06.00 – 22.00 $g_i = 0$ 22.00 – 06.00 or $g_i = 1$ 06.00 – 22.00 $g_i = 5$ 22.00 – 06.00	$L_{Amax} + 13.3 \log (N_1) - 46$
Groot-Brittannië	$L_{Aeq,16h}$ 07.00 – 23.00	$L_{Amax} + 10 \log N - 38$
Japan China	WECPNL	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 3 N_2 + 10 N_3) - 27$

	$10 \log \left(\sum_i g_i 10^{L_i} \right) - 27$ L_i in dB (ASmax) $g_i = 1$ 07.00 – 19.00 $g_i = 3$ 19.00 – 22.00 $g_i = 10$ 22.00 – 07.00	
Nederland	B $20 \log \left(\sum_i g_i 10^{L_i/15} \right) - 157$ L_i in dB (Amax), yearly flights $g_i = 1$ 08.00 – 18.00 $g_i = 2 \dots 8$ 06.00 – 08.00; 18.00 – 23.00 $g_i = 10$ 23.00 – 06.00	$1.33 L_{Amax} + 20 \log (N_1 + \dots + 10 N_3) - 106$
Noorwegen	EFN $10 \log \left(\frac{1}{T} \sum_i g_i 10^{L_i} \right)$ L_i in dB(A _X), T = 86 400 s $g_i = 1$ 08.00 – 18.00 $g_i = 1 \dots 10$ 06.00 – 08.00; 18.00 – 24.00 $g_i = 10$ 24.00 – 06.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + \dots + 10 N_3) - 39$
Zwitserland Ierland	NNI $L_i + \log N - 80$ L_i in PNdBmax N: number during 06.00 – 22.00	$L_{Amax} + 15 \log N - 67$
Italie	WECPNL	
Spanje	L_{DN}	
Oostenrijk	L_{DN}	
Verenigde Staten Nieuw Zeeland	L_{DN} $10 \log \left(\frac{1}{T} \sum_i g_i 10^{L_i} \right)$ L_i in dB(A _X), T = 86 400 s $g_i = 1$ 07.00 – 22.00 $g_i = 10$ 22.00 – 07.00	$L_{Amax} + 10 \log (N_1 + 10 N_2) - 39$

Bron: Gottlob, 1995